



**BENEMÉRITA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE PUEBLA**

**INSTITUTO DE CIENCIAS**

**POSGRADO EN CIENCIAS AMBIENTALES**



*"La tierra no es de nosotros, nosotros somos de la tierra"*

# **EVALUACIÓN DE LA REMOCIÓN DE CONTAMINANTES EMERGENTES DE AGUAS SUPERFICIALES UTILIZANDO HUMEDALES DE TRATAMIENTO**

TESIS

Que para obtener el grado de:

**DOCTOR EN CIENCIAS AMBIENTALES**

Presenta

**JORGE ANTONIO HERRERA CÁRDENAS**

Asesor de tesis:

**Dr. Eduardo Torres Ramírez**

Coasesor Externo de tesis

**Dr. Amado Enrique Navarro Frómata**

Diciembre 2016



**BENEMÉRITA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE PUEBLA**

**INSTITUTO DE CIENCIAS**

**POSGRADO EN CIENCIAS AMBIENTALES**



*“La tierra no es de nosotros, nosotros somos de la tierra”*

# **EVALUACIÓN DE LA REMOCIÓN DE CONTAMINANTES EMERGENTES DE AGUAS SUPERFICIALES UTILIZANDO HUMEDALES DE TRATAMIENTO**

TESIS

Que para obtener el grado de:

**DOCTOR EN CIENCIAS AMBIENTALES**

Presenta

**JORGE ANTONIO HERRERA CÁRDENAS**

Comité tutorial:

|                            |                                     |
|----------------------------|-------------------------------------|
| Asesora y Tutora           | Dr. Eduardo Torres Ramírez          |
| Integrante Comité Tutorial | Dr. Amado Enrique Navarro Frómata   |
| Integrante Comité Tutorial | Dra. Gladys Linares Fleites         |
| Integrante Comité Tutorial | Dra. María Guadalupe Tenorio Arvide |

Diciembre 2016



**BUAP**

**M.C. JORGE ANTONIO HERRERA CÁRDENAS**

Presente:

Por este conducto me permito comunicarle que los miembros del jurado integrado por:

|                                              |                      |
|----------------------------------------------|----------------------|
| <i>Dra. Elsa Iracena Castañeda Roldán</i>    | <i>Presidente</i>    |
| <i>Dra. María Guadalupe Tenorio Arvide</i>   | <i>Secretario</i>    |
| <i>Dra. Cynthia Romero Guido</i>             | <i>1er. Vocal</i>    |
| <i>Dra. Georgette Rebolgar Pérez</i>         | <i>2do. Vocal</i>    |
| <i>Dr. J Santos Hernández Zepeda</i>         | <i>3er. Vocal</i>    |
| <i>Dra. Alia Méndez Albores</i>              | <i>1er. Suplente</i> |
| <i>Dra. Rosalía Del Carmen Castelán Vega</i> | <i>2do. Suplente</i> |

designado para la defensa de su tesis “Evaluación de la remoción de contaminantes emergentes de aguas superficiales utilizando humedales de tratamiento”, han manifestado mediante su voto que ésta cumple con los méritos suficientes para ser defendida como tesis de grado de Doctorado en Ciencias Ambientales, por lo que este Posgrado le autoriza la impresión de la misma.

Sin otro asunto en lo particular, quedo de usted.

ATENTAMENTE

“PENSAR BIEN, PARA VIVIR MEJOR”

H. PUEBLA DE Z., DICIEMBRE 2 DE 2016

**DR. RICARDO DARÍO PEÑA MORENO**

SECRETARIO ACADÉMICO



RDPM/anma  
c.c.p. Archivo  
c.c.p. Minutario



Posgrado en Ciencias Ambientales  
Instituto de Ciencias (ICUAP)

Edificio IC6,  
Ciudad Universitaria,  
Col. San Manuel, Puebla, Pue. C.P. 72570  
01 (222) 229 55 00 Ext. 7056

## *Agradecimientos*

*Agradezco enormemente el apoyo del Doctor Amado Enrique Navarro Frómata durante toda mi formación profesional; además la valiosa ayuda del Doctor Eduardo Torres Ramírez en el desarrollo de este proyecto.*

*También agradezco a la Agencia Española de Cooperación Internacional para el Desarrollo, por el financiamiento de las actividades de este trabajo; y a todo el comité revisor por sus valiosas contribuciones.*

*Muchas gracias*

## ÍNDICE GENERAL

### RESUMEN

|                            |   |
|----------------------------|---|
| INTRODUCCIÓN               | 1 |
| PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA | 4 |
| HIPÓTESIS                  | 6 |
| OBJETIVOS                  | 6 |
| Objetivos específicos      | 6 |
| JUSTIFICACIÓN              | 6 |

### CAPITULO I: MARCO TEÓRICO

|                                                                                                                                                    |    |
|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| 1.1 Contaminantes emergentes                                                                                                                       | 8  |
| 1.2 Humedales construidos como alternativa a la recuperación y<br>potencialización de servicios ambientales de aguas superficiales: río<br>Nexapa. | 9  |
| 1.3 Humedales                                                                                                                                      | 12 |
| 1.3.2 Componentes básicos de un humedal de tratamiento                                                                                             | 14 |
| 1.3.3 Diseño hidráulico                                                                                                                            | 15 |
| 1.4 Humedal de tratamiento de flujo superficial                                                                                                    | 16 |
| 1.5 Humedal de tratamiento de flujo subsuperficial                                                                                                 | 17 |
| 1.5.1 Humedales de tratamiento de flujo horizontal                                                                                                 | 18 |
| 1.5.2 Humedal de tratamiento de flujo vertical                                                                                                     | 19 |
| 1.6 Principales mecanismos de remoción                                                                                                             | 19 |
| 1.6.1 Funciones de las macrófitas en los mecanismos de remoción                                                                                    | 20 |
| 1.6.2 Remoción de materia orgánica                                                                                                                 | 22 |

### CAPITULO 2: METODOLOGÍA

|                                                                                                                              |    |
|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| 2.1 Establecimiento de los humedales en la Planta de Tratamiento de<br>aguas residuales Izúcar de Matamoros, Puebla.         | 23 |
| 2.1.1 Descripción del área                                                                                                   | 24 |
| 2.1.2 Distribución de las variables (Diseño experimental)                                                                    | 25 |
| 2.1.3 Construcción del sistema (primera parte)                                                                               | 27 |
| 2.1.4 Puesta en marcha del sistema hidráulico                                                                                | 30 |
| 2.2 Determinación de parámetros fisicoquímicos en el afluente y los<br>efluentes de cada uno de los sistemas de tratamiento. | 31 |
| 2.2.1. Plan de muestreo y determinaciones fisicoquímicas.                                                                    | 31 |
| 2.3 Desarrollo de la técnica para la determinación de contaminantes<br>emergentes en agua y fase particulada.                | 32 |
| 2.3.1 Toma y preservación                                                                                                    | 32 |
| 2.3.2 Acondicionamiento                                                                                                      | 32 |
| 2.3.3. Filtración                                                                                                            | 33 |
| 2.3.4 Extracción                                                                                                             | 33 |
| 2.3.5 Análisis cromatográfico                                                                                                | 34 |

### CAPITULO 3: RESULTADOS

|                             |    |
|-----------------------------|----|
| 3.1 Parámetros de operación | 37 |
|-----------------------------|----|

|                                                                                                                                             |    |
|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| 3.2 Efecto de las variables sobre la regulación de parámetros fisicoquímicos y remoción de carga contaminante.                              | 38 |
| 3.2.1 pH                                                                                                                                    | 39 |
| 3.2.2 Conductividad eléctrica                                                                                                               | 40 |
| 3.2.3 Temperatura                                                                                                                           | 41 |
| 3.2.4 Oxígeno disuelto                                                                                                                      | 42 |
| 3.2.5 Turbidez                                                                                                                              | 44 |
| 3.2.6 Potencial redox                                                                                                                       | 45 |
| 3.3 Efecto de las variables sobre la remoción de carga orgánica y microcontaminantes orgánicos (MCO).                                       | 46 |
| 3.3.1 Demanda bioquímica de oxígeno.                                                                                                        | 47 |
| 3.3.2 Cafeína                                                                                                                               | 48 |
| 3.3.3 Galaxolide                                                                                                                            | 49 |
| 3.3.4 Tonalide                                                                                                                              | 50 |
| 3.3.5 Alquilfenoles                                                                                                                         | 52 |
| 3.3.6 Alquilfenoles monoetoxilados                                                                                                          | 53 |
| 3.3.7 Alquilfenoles dietoxilados                                                                                                            | 55 |
| 3.3.8 Sunscreen UV15                                                                                                                        | 56 |
| 3.3.9 Parsol MCX                                                                                                                            | 57 |
| 3.3.10 Metildihidrojasmonato                                                                                                                | 58 |
| 3.3.11 Naproxeno                                                                                                                            | 59 |
| 3.4 Influencia de las propiedades fisicoquímicas de los compuestos sobre la eficiencia de remoción                                          | 61 |
| 3.5 Validación del diseño experimental                                                                                                      | 63 |
| 3.6 Parámetros básicos para el diseño de humedales a escala real (experiencia local)                                                        | 67 |
| 3.6.1 Características fisicoquímicas del influente (efluente proveniente de la Planta Tratadora de aguas residuales de Izúcar de Matamoros) | 67 |
| 3.6.2 Condiciones de diseño                                                                                                                 | 68 |
| 3.5.3 Área superficial del humedal                                                                                                          | 69 |
| 3.5.3 Recuperación de servicios ecosistémicos                                                                                               | 71 |
| <b>CONCLUSIONES</b>                                                                                                                         | 73 |
| <b>BIBLIOGRAFÍA</b>                                                                                                                         | 74 |
| <b>ANEXOS</b>                                                                                                                               | 85 |

## ÍNDICE DE FIGURAS

|                                                                                                   |    |
|---------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| Figura 1. Principales procesos naturales y servicios ecosistémicos que de ellos se derivan        | 11 |
| Figura 2. Humedal natural                                                                         | 12 |
| Figura 3. Relieve recomendado durante la construcción de un humedal.                              | 16 |
| Figura 4. Esquema de un humedal de flujo superficial.                                             | 17 |
| Figura 5. Esquema de un humedal de flujo subsuperficial.                                          | 17 |
| Figura 6. Esquema de un humedal de flujo horizontal.                                              | 18 |
| Figura 7. Esquema de un humedal de flujo vertical                                                 | 19 |
| Figura 8. Diagrama descriptivo de la distribución de procesos en la PTAR de Izúcar de Matamoros   | 24 |
| Figura 9. Esquema de la distribución de los sistemas de mesocosmos                                | 26 |
| Figura 10. Acondicionamiento y colocación de las tinas para los sistemas de tratamiento.          | 28 |
| Figura 11. Selección de tezontle fino y grueso                                                    | 29 |
| Figura 12. Colocación de piezómetros y empacado de los sistemas de tratamiento.                   | 29 |
| Figura 13. Colocación del material vegetal en cada uno de los sistemas de tratamiento.            | 30 |
| Figura 14. Apariencia de los sistemas de tratamiento después de 30 días de adaptación.            | 30 |
| Figura 15. Colocación del sistema de alimentación.                                                | 31 |
| Figura 16. Sistema de humedales construidos instalados en la PTAR de Izúcar de Matamoros          | 35 |
| Figura 17. Gráfico que describe el efecto de las variables en la regulación del pH.               | 40 |
| Figura 18 Variaciones temporales del pH                                                           | 40 |
| Figura 19. Gráfico que describe el efecto de las variables en la regulación de la CE.             | 41 |
| Figura 20. Variaciones temporales de la CE.                                                       | 41 |
| Figura 21. Gráfico que describe el efecto de las variables sobre la regulación de la temperatura. | 42 |
| Figura 22. Variaciones temporales de la T.                                                        | 42 |
| Figura 23. Gráfico que describe el efecto de las variables en la regulación del OD.               | 43 |
| Figura 24. Variación temporal del OD.                                                             | 44 |
| Figura 25. Gráfico que describe el efecto de las variables en la regulación de la turbidez.       | 44 |
| Figura 26. Variación temporal de la turbidez.                                                     | 45 |

|                                                                                                            |    |
|------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| Figura 27. Gráfico que describe el efecto de las variables en la regulación del potencia redox.            | 45 |
| Figura 28. Variación temporal del potencial redox                                                          | 46 |
| Figura 29. Gráfico que describe el efecto de las variables en la remoción de DBO <sub>5</sub> .            | 47 |
| Figura 30. Variación temporal del porcentaje de remoción de DBO <sub>5</sub>                               | 48 |
| Figura 31. Gráfico que describe el efecto de las variables en la remoción de cafeína.                      | 49 |
| Figura 32. Variación temporal de los porcentajes de remoción de cafeína                                    | 49 |
| Figura 33. Gráfico que describe el efecto de las variables en la remoción de galaxolide.                   | 50 |
| Figura 34. Variación temporal de los porcentajes de remoción de galaxolide                                 | 50 |
| Figura 35. Gráfico que describe el efecto de las variables en la remoción de tonalide.                     | 51 |
| Figura 36. Variación temporal de los porcentajes de remoción de tonalide                                   | 51 |
| Figura 37. Gráfico que describe el efecto de las variables en la remoción de alquilfenoles.                | 53 |
| Figura 38. Variación temporal de los porcentajes de remoción de AP                                         | 53 |
| Figura 39. Gráfico que describe el efecto de las variables en la remoción de alquilfenoles monoetoxilados. | 54 |
| Figura 40. Variación temporal de los porcentajes de remoción de APMEO                                      | 54 |
| Figura 41. Gráfico que describe el efecto de las variables en la remoción de APDEO                         | 55 |
| Figura 42. Variación temporal de los porcentajes de remoción de APDEO                                      | 55 |
| Figura 43. Gráfico que describe el efecto de las variables en la remoción de sunscreen UV15.               | 56 |
| Figura 44. Variación temporal de los porcentajes de remoción de Sunscreen.                                 | 57 |
| Figura 45. Gráfico que describe el efecto de las variables en la remoción de parsol MCX.                   | 57 |
| Figura 46. Variación temporal de los porcentajes de remoción de Parsol MCX.                                | 58 |
| Figura 47. Gráfico que describe el efecto de las variables en la remoción de metildihidrojasmonato.        | 58 |
| Figura 48. Variación temporal de los porcentajes de remoción de metildihidrojamonato.                      | 59 |
| Figura 49. Gráfico que describe el efecto de las variables en la remoción del naproxeno.                   | 60 |



|                                                                                                              |    |
|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| Figura 50. Variación temporal de los porcentajes de remoción del naproxeno.                                  | 60 |
| Figura 51. Gráficos de dispersión donde se observa la variabilidad por nivel de TRH                          | 64 |
| Figura 52. Gráfico de dispersión donde se observa la variabilidad por nivel en tipo de macrófita             | 65 |
| Figura 53. Gráfico de dispersión donde se observa la variabilidad por nivel de medio poroso                  | 65 |
| Figura 54. Gráfico de dispersión donde se observa la variabilidad en la remoción de MDJH por efecto del TRH. | 66 |
| Figura 55 Tanques sedimentadores de la PTAR del municipio de Izúcar de Matamoros.                            | 68 |
| Figura 56. Cargas promedio de entrada durante los cuatro períodos de muestreo                                | 69 |
| Figura 57. Dimensiones del humedal propuesto.                                                                | 70 |

## ÍNDICE DE CUADROS

|                                                                                                                             |    |
|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| <b>Cuadro 1.</b> Resumen de los procesos de remoción involucrados para cada tipo de contaminante                            | 20 |
| <b>Cuadro 2.</b> Principales características de macrófitas empleadas en humedales de flujo subsuperficial.                  | 21 |
| <b>Cuadro 3.</b> Distribución de las variables en función del diseño experimental (cuadrado latino)                         | 25 |
| <b>Cuadro 4.</b> Lista de requerimientos para la construcción de los sistemas de tratamiento.                               | 26 |
| <b>Cuadro 5.</b> Parámetro y norma bajo la cual se efectuó.                                                                 | 32 |
| <b>Cuadro 6.</b> Valores de $D_{60}$ y porosidad para cada medio poroso empleado.                                           | 37 |
| <b>Cuadro 7.</b> Flujos de entrada (teóricos y reales) y salida para cada uno de los sistemas de tratamiento.               | 38 |
| <b>Cuadro 8.</b> Resumen de los parámetros fisicoquímicos durante los 150 días de operación de los sistemas de tratamiento. | 39 |
| <b>Cuadro 9.</b> Propiedades fisicoquímicas de los compuestos estudiados.                                                   | 61 |
| <b>Cuadro 10.</b> Resumen de los porcentajes de remoción promedio para cada variable, nivel y compuesto.                    | 63 |
| <b>Cuadro 11.</b> ANOVA de una sola vía para identificar el efecto de las interacciones en la remoción de MDJH              | 67 |
| <b>Cuadro 12.</b> Valores promedio de los parámetros fisicoquímicos del efluente del tanque sedimentador.                   | 68 |
| <b>Cuadro 13:</b> Volumen tratado al día y carga orgánica promedio en toneladas.                                            | 69 |
| <b>Cuadro 14.</b> Cargas promedio que se requieren tratar y la capacidad de remoción de los sistemas de tratamiento.        | 70 |
| <b>Cuadro 15.</b> Lista preliminar de insumos requeridos para la instalación del humedal                                    | 71 |
| <b>Cuadro 16.</b> Análisis de varianza para parámetros fisicoquímicos                                                       | 85 |

|                                                                                                           |    |
|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| <b>Cuadro 17.</b> Resumen de las cargas de entrada en los sistemas                                        | 85 |
| <b>Cuadro 18.</b> Resumen de las cargas de salida en los sistemas                                         | 86 |
| <b>Cuadro 19.</b> Resumen de los porcentajes de remoción por contaminante                                 | 86 |
| <b>Cuadro 20.</b> ANOVA para porcentajes de remoción de microcontaminantes orgánicos                      | 87 |
| <b>Cuadro 21.</b> Prueba de Tukey para parámetros fisicoquímicos                                          | 89 |
| <b>Cuadro 22.</b> Prueba de Tukey para porcentajes de remoción de microcontaminantes orgánicos            | 90 |
| <b>Cuadro 23.</b> Prueba de Levene's para parámetros fisicoquímicos                                       | 91 |
| <b>Cuadro 24.</b> Prueba de Levene's para porcentajes de remoción de microcontaminantes orgánicos         | 92 |
| <b>Cuadro 25.</b> Normalidad de los resultados de parámetros fisicoquímicos                               | 92 |
| <b>Cuadro 26.</b> Normalidad de los resultados de porcentajes de remoción de microcontaminantes orgánicos | 93 |
| <b>Cuadro 27.</b> ANOVA de una sola vía para cafeína y galaxolide                                         | 93 |
| <b>Cuadro 28.</b> ANOVA de una sola vía para tonalide y sunscreen                                         | 93 |
| <b>Cuadro 29.</b> ANOVA de una sola vía para parsol y naproxeno                                           | 94 |
| <b>Cuadro 30.</b> ANOVA de una sola vía para alquilfenoles y alquilfenoles monoetoxilados                 | 94 |
| <b>Cuadro 31.</b> ANOVA de una sola vía para demanda bioquímica de oxígeno y alquilfenoles dietoxilados   | 94 |
| <b>Cuadro 32.</b> ANOVA de una sola vía para metildihidrojasmonato                                        | 95 |

## LISTA DE ABREVIATURAS

**%H<sub>2</sub>O.Kg<sup>-1</sup>**: porcentaje de agua por kilogramo  
**%R**: porcentaje de remoción  
**[s]**: concentración de la sustancia  
**°C**: grados centígrados  
**μL**: microlitros  
**μm**: micras  
**μScm<sup>-1</sup>**: microsiemens por centímetro  
**1d**: un día  
**2d**: dos días  
**3d**: tres días  
**AB5-MS**: Abel Industries 5% metil siloxano  
**amu**: atomic mass unit  
**ANOVA**: Análisis de Varianza  
**AP**: alquiflenoles  
**APDEO**: alquiflenoles dietoxilados  
**APMEO**: alquiflenoles monoetoxilados  
**BR**: Biofiltro  
**CAF**: cafeína  
**CE**: conductividad eléctrica  
**CIEMMA**: Centro de Investigación y Estudios en Medio Ambiente  
**CL<sub>50</sub>**: concentración letal media  
**cm**: centímetros  
**CO<sub>2</sub>/CH<sub>4</sub>**: relación bióxido de carbono metano  
**CONAGUA**: Comisión Nacional del Agua  
**CT**: Tanque de cloración  
**CW**: constructed wetland  
**CWs**: Constructed Wetlands  
**Cy**: *Cyperus papyrus*  
**d.i.**: diámetro interno  
**d10**: deuterado  
**D<sub>60</sub>**: tamaño de partícula del 60% del medio granular.  
**DBO**: Demanda Bioquímica de Oxígeno  
**DBO<sub>5</sub>**: Demanda Bioquímica de Oxígeno medida a los cinco días  
**dCE**: delta de conductividad eléctrica (magnitud de cambio)  
**DCM**: diclorometano  
**dEh**: delta potencial redox (magnitud de cambio)  
**df**: espesor de fase  
**dpH**: delta pH (magnitud de cambio)  
**dT**: delta de temperatura (magnitud de cambio)  
**dTUR**: delta de turbidez (magnitud de cambio)

**MDJH**: metildihidrojasmonato  
**mg/6mL**: miligramos por seis mililitros  
**mgm<sup>-2</sup>dia<sup>-1</sup>**: miligramos por metro cuadrado por día  
**min**: minutos  
**mL min<sup>-1</sup>**: mililitros por minuto  
**mm**: milímetros  
**Mn<sup>4+</sup>/Mn<sup>2+</sup>**: relación Mn<sup>4+</sup>/Mn<sup>2+</sup>  
**MO**: Materia orgánica  
**Mp/TRH**: intersección medio poroso con tiempo de residencia hidráulico  
**mV**: milivoltios  
**NAP**: naproxeno  
**ngμL<sup>-1</sup>**: nanogramos por microlitro  
**NMX**: Norma Mexicana  
**No**: número  
**NTU**: Nephelometric Turbidity Unit  
**O<sub>2</sub>/H<sub>2</sub>O**: relación oxígeno agua  
**O<sub>2</sub>/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>**: relación oxígeno peróxido  
**OD**: oxígeno disuelto  
**Ok**: Oklahoma  
**OMS**: Organización Mundial de la Salud  
**PAR**: parsol MCX  
**pH**: potencial hidrogeno  
**Phr**: *Phragmites australis*  
**PI/Mp**: interacción planta con medio poroso  
**PI/TRH**: interacción planta con tiempo de residencia hidráulico  
**PNUMA**: Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente  
**PPCP**: Productos Para el Cuidado Personal  
**PTAR**: Planta Tratadora de Aguas Residuales  
**PVC**: Policloruro de vinilo  
**RAFA**: Reactor Anaerobio de Flujo Ascendente  
**S**: salida  
**SCR**: sunscreen UV15  
**SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>/HS<sup>-</sup>**: relación sulfato- ácido sulfhídrico  
**sp**: Especie  
**SP**: Sedimentador Primario  
**SPE**: Solid Phase Extraction  
**SS**: Sedimentador secundario  
**SSA**: Secretaría de Salud  
**T**: temperatura  
**TF**: tezontle fino (grava volcánica fina)  
**TG**: tezontle grueso (grava volcánica gruesa)

**E:** entrada  
**Eh:** potencial redox  
**EPA:** Environmental Protection Agency  
 etc. Etcétera  
**F<sub>e</sub>:** flujo del efluente  
**Fe<sup>3+</sup>/Fe<sup>2+</sup>:** relación Fe<sup>3+</sup>/Fe<sup>2+</sup>  
**F<sub>i</sub>:** flujo del influente  
**G:** grava de río  
**GAL:** galaxolide  
**gm<sup>-2</sup> día<sup>-1</sup>:** gramos por metro cuadrado por día  
**Ha:** hectáreas  
**HCl:** ácido clorhídrico  
**ISO:** International Organization of Standardization  
**Kg:** kilogramos  
**Kgm<sup>-2</sup>:** kilogramos por metro cuadrado  
**Koa:** coeficiente de partición octanol/aire  
**Koc:** coeficiente carbono orgánico  
**Kow:** coeficiente de partición octanol/agua  
**L:** litros  
**Log:** logaritmo base 10  
**Ls<sup>-1</sup>:** litros por segundo  
**m:** metros  
**m<sup>2</sup>:** metros cuadrados  
**m<sup>3</sup>:** metros cúbicos  
**m<sup>3</sup>día<sup>-1</sup>:** metros cúbicos por día  
**m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup>:** metros cúbicos por segundo  
**MCO:** Microcontaminantes orgánicos

**TMSH:** Hidroxido de Trimetil Sulfonio  
**Ton día<sup>-1</sup>:** toneladas por día  
**TON:** tonalide  
**Ton:** toneladas  
**TRH:** Tiempo de Residencia Hidráulica  
**Tur:** turbidez  
**Ty:** *Typha latifolia*  
**UASB:** Upflow Anaerobic Sludge Blanket  
**UNEP:** United Nations Environment Programme  
**UV15:** protección solar UV15  
**v/v/v:** relación volumen-volumen-volumen  
**v/v:** relación volumen volumen  
**V:** volumen  
**WHO:** World Health Organization  
**Ws:** solubilidad en agua

## RESUMEN

La subcuenca del río Nexapa se encuentra ubicada en la región No. 68 de la parte alta de la cuenca del río Balsas, es alimentada por los deshielos de la falda oriental del volcán Popocatepetl, en su porción inicial recibe aportes de la ciudad de Puebla a través del canal de Portezuelo, dicho efluente posee una alta carga contaminante debido a que proviene de una zona altamente urbanizada.

Lo anterior, aunado a los aportes por parte de los municipios de Atlixco e Izúcar de Matamoros ha provocado una tendencia decreciente en los principales parámetros de calidad del agua, además han sido detectados en el río, diversos contaminantes orgánicos tales como estimulantes, fragancias y fármacos entre otros productos para el cuidado personal, que si bien se encuentran en concentraciones del orden de partes por trillón (ppt), el hecho de que se estén liberando constantemente los hace contaminantes pseudopersistentes.

Diversos trabajos han reportado los efectos de algunos de estos contaminantes, sin embargo, los procesos de tratamiento convencionales, no tienen la capacidad de remover este tipo de sustancias, y por ende son liberados a los principales cuerpos receptores ocasionando severos daños al medio ambiente.

Con el objetivo de evaluar técnicas alternativas, viables y sustentables para la depuración de aguas residuales urbanas; se desarrolló el presente trabajo, mediante el establecimiento de sistemas de depuración a nivel de mesocosmos, al final del tratamiento secundario de la Planta Tratadora de Aguas Residuales del Municipio de Izúcar de Matamoros; se utilizó un diseño experimental de cuadrado latino, con la finalidad de evaluar el efecto de las variables sobre la eficiencia de regulación de parámetros fisicoquímicos tales como. pH: conductividad eléctrica (CE), potencial redox (Eh), oxígeno disuelto (OD), turbidez (TUR), demanda bioquímica de oxígeno (DBO<sub>5</sub>) y temperatura (T), y la remoción de microcontaminantes orgánicos (MCO) tales como la cafeína, galaxolide, tonalide, sunscreen UV15, metildihidrojasmonato, naproxeno, alquilfenoles, alquilfenoles monoetoxilados y alquilfenoles dietoxilados.

Para cumplir con los objetivos propuestos se efectuaron 15 muestreos, 10 en la temporada cálida y cinco en temporada invernal, cinco fueron semanales, dos quincenales y ocho mensuales. Las determinaciones fisicoquímicas se realizaron *in situ* (a excepción de la DBO<sub>5</sub>), para el análisis de los MCO, se tomó 1 L de muestra en botellas de vidrio ámbar, la preservación se llevó a cabo según la Norma Oficial Mexicana NOM-AA-003-SSA-1980, y la norma ISO 5667-6, donde se establecen las condiciones de preservación y transporte (4°C y en modo *Headspace*).

Para evaluar la eficiencia de los sistemas, se analizaron los cambios en los parámetros fisicoquímicos (agua de entrada y salida) mediante el análisis de las características del influente y, mediante los protocolos analíticos establecidos en la legislación Nacional se analizó el pH y CE (NMX-AA-008-SCFI-2000), Eh (Electrodo Sanxin SX630), TUR (Turbidímetro), OD (NMX-AA-012-SCFI-2000) y T (NMX-AA-007-SCFI-2000).

La eficiencia de remoción de MCO se realizó mediante la comparación de cargas de entrada y salida (% Remoción), para la extracción de MCO se utilizaron los métodos establecidos por la EPA extracción en fase sólida y extracción asistida por ultrasonidos (3535a y 3550c respectivamente), para su posterior análisis por cromatografía de gases acoplada a espectrometría de masas (CG/EM).

Los resultados mostraron que sólo el tiempo de residencia hidráulica tiene efecto significativo sobre la regulación de parámetros fisicoquímicos, debido a que con esta variable se observaron efectos significativos sobre la concentración de oxígeno y conductividad eléctrica. En la remoción de MCO, también fue el TRH la variable que mostró efecto significativo, y sólo en la remoción de naproxeno fue donde la planta tuvo un efecto significativo, y el medio poroso influyó significativamente en la remoción de cafeína.

Mediante análisis estadístico se analizó la validez del modelo de regresión lineal, observando que sólo el TRH mostró heterogeneidad en la varianza (prueba de Levene's) no obstante, dicha heterogeneidad es más evidente en tiempos de cinco días; y por parte del medio poroso, sobre la remoción de sunscreen UV15, metildihidrojasmonato y demanda bioquímica de oxígeno; también se evaluó la distribución de los resultados obtenidos (Lilliefors y Kolmogorov Smirnov) encontrando que sólo algunos parámetros fisicoquímicos y el sunscreen UV15 no mostraron una distribución normal, respecto al efecto de las interacciones, sólo se observaron efectos significativos en dos interacciones para la remoción de metildihidrojasmonato.

Con lo anterior, se concluye que los humedales construidos son sistemas que tienen la capacidad de remover un alto porcentaje de carga orgánica y diversos MCO, con lo cual se pueden aplicar como técnicas de pulido terciario o como alternativas de depuración en comunidades con menos de 2000 habitantes, además de que poseen cierta versatilidad para ser construidos con los recursos disponibles en cada región sin el riesgo de alterar la eficiencia de remoción de estos sistemas, debido a que solo el TRH tuvo un efecto significativo sobre los procesos de depuración.

## INTRODUCCIÓN

La contaminación del agua es un problema que afecta a todos los sectores de la población, debido a la importancia de este recurso en el desarrollo de las actividades cotidianas, ya sean domésticas o industriales, por esta razón es responsabilidad de todos colaborar en la implementación de medidas necesarias para atenuar los efectos de este problema. Las aguas residuales son un producto inevitable de la actividad humana, su tratamiento y disposición apropiada implica el conocimiento de sus características físicas, químicas y biológicas, el significado de las mismas y de sus efectos principales sobre la fuente receptora (Romero, 2002). Los efectos que genera el vertido de aguas residuales sin tratamiento a los cuerpos receptores afecta a estos ecosistemas en todos sus aspectos e implican riesgos a la salud de la población residente en las correspondientes cuencas hidrográficas. Es por ello que se han establecido diversos parámetros que debe cumplir el agua que se vierte a estos importantes compartimentos (NOM-001-SEMARNAT-1996).

Hasta hace algunos años la depuración del agua mediante plantas de tratamiento se concebía como la solución al problema de la contaminación del agua, sin embargo, los sistemas de tratamiento que se han desarrollado hasta ahora, solo remueven un determinado número de contaminantes y, por ende, el problema se resuelve de manera parcial. A finales del siglo XX surgió el interés por estudiar un grupo de compuestos que no se encuentran dentro de los programas de monitoreo y de los cuales aún se desconocen los efectos que pudieran generar sobre la biota y el entorno en general. La controversia en torno a estos agentes contaminantes, denominados “emergentes”, se presenta debido entre otros factores, a la inexactitud en la definición, y a la dimensión del universo químico alrededor del cual se enfoca el tema.

Los “contaminantes emergentes” (Daughton, 2004), corresponden en la mayoría de los casos a contaminantes no regulados, que pueden ser candidatos a regulación futura, dependiendo de las investigaciones sobre sus efectos potenciales en la salud y los datos de monitoreo con respecto a su incidencia. Ejemplos de los compuestos que han emergido recientemente como particularmente relevantes, son los surfactantes, productos farmacéuticos, productos para el cuidado personal, aditivos de las gasolinas, retardadores de llama, antisépticos, aditivos industriales, esteroides, hormonas y subproductos de la desinfección del agua. La característica de estos grupos de contaminantes es que no necesitan persistir en el ambiente para causar efectos negativos, puesto que sus altas tasas de transformación/remoción se pueden

compensar por su introducción continua en el ambiente (Navarro, 2010). Para muchos de estos contaminantes emergentes, la incidencia, la contribución de riesgo y los datos ecotoxicológicos no están disponibles. Así que es difícil predecir qué efectos de salud pueden tener en seres humanos y organismos acuáticos (Barceló, 2003). Los sistemas de tratamiento convencionales hasta ahora no han mostrado éxito en la remoción de este tipo de contaminantes, por lo que se han buscado alternativas económicas y amigables con el medio ambiente, como es el caso de los humedales construidos.

Los humedales son sistemas naturales o artificiales que se utilizan para tratar aguas residuales domésticas, efluentes industriales y lixiviados de rellenos sanitarios. Éstos sistemas permiten la remoción de materia orgánica, nutrientes, metales y patógenos, por una combinación de mecanismos biológicos y físico-químicos (Kadleck y Knigh, 2000, Stottmeister *et al.*, 2004). Se ha demostrado que los humedales de tratamiento, conocidos también como artificiales o construidos (CW, por sus siglas en inglés), son adecuados para el tratamiento de aguas domésticas crudas como tratamiento secundario o terciario, siendo aconsejable un pre-tratamiento con el fin de remover sólidos de gran tamaño y material flotante. Los humedales construidos son considerados como un sistema alternativo de depuración de aguas servidas respecto de los sistemas de lodos activados, biodiscos, filtros percoladores, etc., y son apropiados para comunidades pequeñas, sobre todo rurales, que no disponen de sistemas de tratamiento (García *et al.*, 2004).

Estos sistemas de tratamiento forman parte de lo que se denomina tecnologías sustentables, debido a que son una opción amigable con el medio ambiente y económica para contrarrestar los problemas de contaminación del agua mediante procesos de depuración que reconstruyen lo que sucede de forma natural en pantanos (aguas continentales) y manglares (aguas marinas). Por lo anterior son una alternativa a las plantas de tratamiento cuyos costos de operación son altos además de que su operación requiere de personal calificado para garantizar su adecuado funcionamiento. Además los humedales no requieren costos de instalación y operación muy elevados, por otra parte contribuyen con el paisaje debido a que se pueden diseñar como jardines incrementando la estética de los lugares donde son instalados.

Por lo anterior, los humedales construidos constituyen una tecnología costo-efectiva alternativa para el tratamiento de las aguas residuales urbanas, que ha despertado interés creciente en las últimas décadas, en el contexto de pequeñas comunidades con menos de 2,000 habitantes



(Puigagut *et al.*, 2007). Los humedales artificiales poseen la capacidad de eliminar algunos contaminantes emergentes (Conkle *et al.*, 2008; Park *et al.*, 2009), pero los mecanismos involucrados son aún en parte desconocidos. La coexistencia de varios microambientes permite el establecimiento de una variedad de comunidades microbiológicas, que podrían ser capaces de desarrollar diferentes vías metabólicas que conducen a la degradación estos compuestos. Esta coexistencia está relacionada con la variación de los parámetros fisicoquímicos en diferentes gradientes dentro del sistema (Imfeld *et al.*, 2009).

Esta tesis tiene como objetivo evaluar la influencia de las variables de diseño, sobre la eficiencia de remoción de algunos contaminantes emergentes y la demanda bioquímica de oxígeno en aguas superficiales del río Nexapa mediante un sistema piloto a nivel mesocosmos, con base en un diseño experimental de cuadrado latino y su relación con algunos parámetros fisicoquímicos (pH, conductividad eléctrica (CE), potencial redox (Eh), oxígeno disuelto (OD) y temperatura.

Los beneficios obtenidos con el desarrollo de este trabajo, se enfocan hacia los sectores ambiental, económico, social, de salud y científico, debido a que cuando el agua se somete a procesos de tratamiento efectivos para la remoción de la carga de contaminantes recupera parámetros de calidad establecidos por la Legislación Nacional, se puede utilizar sin ningún problema para diversas actividades, tanto recreativas como industriales, disminuyendo los costos que involucran las acciones correctivas a los sistemas de producción; además, al disminuir la carga de contaminantes también se favorece la salud de los habitantes que hacen uso del agua de la subcuenca del río Nexapa. Por último, esta alternativa sobre tratamiento de agua es una rama que, si bien cuenta con reportes desde principios de los años 60's; en la actualidad existe un gran número de publicaciones que reportan altos porcentajes de remoción de toda clase de contaminantes: metales pesados, carga de materia orgánica, contaminantes prioritarios y, recientemente, contaminantes emergentes; por lo que al culminar este trabajo se contará con herramientas muy útiles para proponer un diseño de humedales adecuado al tratamiento de aguas superficiales en la subcuenca del río Nexapa.

## PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

En América Latina menos del 20% del agua residual es tratada adecuadamente y muchos hogares, sobre todo en el medio rural, no están conectados a redes de drenaje, provocando serios problemas ambientales y, por lo tanto, sociales, de salud y económicos en la región (PNUMA, 2001, Reynolds, 2002). De esta problemática no escapa México, al concluir el año 2008 existían registradas en el país 1 833 plantas municipales de tratamiento en operación, con una capacidad total instalada de 113 023.97  $\text{Ls}^{-1}$ , las que daban tratamiento a 83 640  $\text{Ls}^{-1}$ , equivalentes al 40.2% del agua residual generada y colectada en los sistemas municipales de alcantarillado del país. Al cierre de 2009, el registro de plantas en operación se incrementó a 2 029 instalaciones, con una capacidad total instalada de 120 860.89  $\text{Ls}^{-1}$  y caudal tratado de 88 127.08  $\text{Ls}^{-1}$ , que significa el 6.93% en cuanto a capacidad instalada y de 5.36% en caudal tratado, lo que permitió alcanzar una cobertura de tratamiento de aguas residuales municipales del 42.1%. En el estado de Puebla hasta el cierre del año 2009 se contaba con 72 plantas de tratamiento, con una capacidad instalada de 3 152.2  $\text{Ls}^{-1}$  y un caudal tratado de 2 545.3  $\text{Ls}^{-1}$ , de las cuales 8 son por tratamiento con lodos activados con una capacidad de operación de 152.7  $\text{Ls}^{-1}$ ; 4 de tratamiento avanzado primario con una capacidad de operación de 1 980  $\text{Ls}^{-1}$ ; 1 con tratamiento primario o sedimentación con una capacidad de operación de 6.0  $\text{Ls}^{-1}$ ; y 2 de RAFA (Reactor Anaerobio de Flujo Ascendente) + filtro biológico con una capacidad de operación de 4.7  $\text{Ls}^{-1}$ ; y 27 de RAFA o UASB con una capacidad de operación de 55.1  $\text{Ls}^{-1}$  (CONAGUA, 2009). Muchas de las plantas en operación necesitan de una rehabilitación para cumplir con las exigencias de las normas ecológicas vigentes o presentan problemas en su funcionamiento por la no correspondencia de los influentes con los parámetros de diseño, problemas de capacitación de los operadores, financiamiento (del gasto energético) y otros problemas; lo que reduce las posibilidades de la capacidad instalada. Todo esto conlleva a la disposición de las aguas residuales domésticas, municipales e industriales en los cuerpos de agua superficial, sin un tratamiento adecuado, cuestión que se observa en la subcuenca del río Nexapa (Navarro *et al.*, 2005).

La subcuenca del Nexapa, se encuentra ubicada en la Región Hidrológica No. 18, correspondiente a la cuenca alta del río Balsas, dentro de la cuenca tributaria del río Atoyac. La corriente superficial más importante de dicha subcuenca es el río Nexapa que nace en la falda oriental del volcán Popocatepetl a 20 km al norte de la ciudad de Atlixco y tiene como afluentes a los ríos Atotonilco y Atila. El río Nexapa es de régimen permanente alimentado en su porción alta por los deshielos del volcán. Sobre su porción occidental, recibe aportaciones del río

Cantarranas y de las barrancas La Leona y Cuescomate. A través del canal de Portezuelo, llega un caudal aproximado de  $4 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$  de aguas trasvasadas del río Atoyac, receptor de descargas residuales de la ciudad de Puebla, y por tanto muy contaminadas para garantizar las necesidades de riego. De acuerdo con estudios de la calidad del agua del río Nexapa elaborados por la Universidad Tecnológica de Izúcar de Matamoros entre 1999 y 2005 se ha podido determinar que presentan una elevada carga fecal que excede en mucho los límites permisibles para su uso en el riego agrícola para cultivos de uso directo, representando un peligro potencial a los usuarios y a la población localizada corriente abajo. El índice de calidad del agua manifiesta una tendencia decreciente de 1995 al 2005. La práctica de derivar al 100 % el agua del río para el riego es incorrecta, al no tomar en cuenta el caudal mínimo que debe conservar el mismo y los intereses de la población que se localiza río abajo (Navarro, 2007; Cid *et al.*, 2005, 2008).

La remoción de los contaminantes orgánicos resulta uno de los aspectos más relevantes a este Proyecto, habiéndose encontrado gran variabilidad en las constantes cinéticas aparentes de la remoción de los mismos (Navarro *et al.*, 2011). La materia orgánica en el agua residual comprende una gran diversidad de compuestos que pueden ser eliminados a diferentes velocidades por procesos físicos, químicos y microbiológicos, que pueden variar en el tiempo y el espacio, y dependen de factores tales como la carga orgánica, la profundidad del medio y la disponibilidad de aceptores de electrones (García *et al.*; 2004; Aguirre, 2004; Baptista *et al.*, 2003). Los procesos fundamentales que gobiernan la transformación de la materia orgánica en los humedales construidos son la biodegradación, la bioacumulación en las plantas y microorganismos presentes, la sorción, la volatilización y la fotólisis (Barber, 2001). Las principales reacciones de degradación de la materia orgánica en los humedales de flujo subsuperficial son: la respiración aeróbica, la fermentación (en sentido amplio incluyendo la acidogénesis y la metanogénesis), sulfatoreducción y desnitrificación (García *et al.*, 2001, Tanner, 2001).

En el río Nexapa han sido detectados fármacos, productos para el cuidado personal y otros compuestos que clasifican dentro de la categoría de contaminantes emergentes tales como: estimulantes (cafeína), fragancias (galaxolide y tonalide), protectores solares (Parsol CMX y sunscreen UV15) además de otros compuestos de uso común en la industria (Navarro *et al.*, 2005; Navarro *et al.*, 2006; Navarro y Herrera, 2006), debido a esto es necesario implementar técnicas de depuración que sean capaces de remover esta clase de contaminantes.

## **HIPÓTESIS**

Las características operativas del humedal construido, tales como el tiempo de residencia, tipo y tamaño de partícula, y densidad radicular, tienen un efecto significativo en la degradación de contaminantes emergentes y en la remoción de la carga orgánica en aguas residuales urbanas.

## **OBJETIVOS**

Estudiar en mesocosmos experimentales la influencia del tiempo de residencia hidráulico (TRH), tipo de macrófita, y características del medio poroso (tamaño de partícula) en la eficiencia del proceso de remoción de contaminantes emergentes para obtener criterios para el diseño de un sistema de humedales a mayor escala, como una opción de restauración del agua del río Nexapa.

### **Objetivos específicos**

- Aplicar técnicas analíticas que permitan estudiar la remoción de contaminantes emergentes mediante humedales artificiales.
- Implementar un sistema de humedales construidos, con combinación de diferentes variables de operación (diseño experimental cuadrado latino ampliado).
- Caracterizar fisicoquímicamente el agua de entrada y salida de los sistemas de tratamiento.
- Establecer los criterios operativos básicos para un humedal a escala real.

## **JUSTIFICACIÓN**

La gestión sostenible de los recursos hídricos es un factor clave para el desarrollo humano, especialmente en zonas áridas, semiáridas o en cualquier otra donde la escasez de agua en determinadas épocas del año constituye un problema. En la subcuenca del río Nexapa, la acción del hombre ha deteriorado significativamente la calidad de las aguas superficiales y se necesita la intervención de diversos sectores para revertir esta situación (Navarro *et al.*, 2007). Diversos factores tales como el crecimiento poblacional acelerado, uso irracional y la falta de interés por parte de las autoridades en la regulación y manejo de este recurso, han ocasionado problemas de distribución y deterioro de la calidad del agua. Generando consecuencias a nivel ecológico, social, científico y económico. Lo anterior se debe principalmente a la falta de regulación jurídica (además de un constante monitoreo de su aplicación) de las descargas de aguas residuales de zonas urbanas, que son vertidas a las corrientes de agua. Estas descargas poseen una gran cantidad de contaminantes que no pueden ser removidos en su totalidad por

los métodos de tratamiento convencionales; a este grupo de contaminantes pertenecen los llamados microcontaminantes orgánicos, que han despertado el interés científico por el desconocimiento de sus rutas de transporte y efectos ecológicos; si bien existen métodos con la capacidad de removerlos, son caros e inaccesibles para comunidades rurales pequeñas, por lo que se hace necesario el uso de tecnologías alternativas para la atenuación de los problemas de contaminación desde un enfoque local. Los sistemas naturales de tratamiento, conocidos como tecnologías blandas, son tecnologías idóneas para países en vía de desarrollo por el bajo costo de operación y manejo y requieren además de mano de obra poco calificada. El objetivo de esta tesis fue evaluar el efecto de las variables sobre la eficiencia de remoción de la carga contaminante en aguas residuales urbanas, para establecer criterios de diseño de humedales de tratamiento, como una opción de restauración del agua de la subcuenca del río Nexapa, con lo que se espera atenuar los efectos de la contaminación de este importante cuerpo receptor, y fuente de abastecimiento, para recuperar los servicios ecosistémicos que se han visto menguados por el deterioro de la calidad del afluente.

## **CAPÍTULO I**

### **MARCO TEÓRICO**

#### **1.1 Contaminantes emergentes**

Desde finales del siglo XX una gran cantidad de productos tales como medicamentos, desinfectantes, detergentes de lavandería, tensoactivos, plaguicidas, colorantes, conservadores, aditivos alimentarios y productos de cuidado personal, están siendo liberados por industrias y descargas domésticas hacia los cuerpos de agua, lo cual significa una amenaza para el medio ambiente y la salud de la población. Actualmente existe una creciente concientización respecto al impacto de estos contaminantes sobre aguas subterráneas, ríos y lagos, por lo tanto la eliminación de estos contaminantes es uno de los temas de importancia global para la potabilización del agua y el tratamiento de aguas residuales antes de ser liberadas a los cuerpos receptores (Kümmerer, 2009 y Zuccato *et al.*, 2007).

Los contaminantes emergentes son compuestos de distinto origen y naturaleza química cuya presencia en el medio ambiente, o las posibles consecuencias de la misma, han pasado en gran parte inadvertidas. Son compuestos de los cuales se sabe relativamente poco o nada acerca de su presencia e impacto en los distintos compartimentos ambientales y en el hombre y que, por tanto, precisan investigación (Barceló y López, 2013). Los “contaminantes emergentes” corresponden en la mayoría de los casos a contaminantes no regulados, que pueden ser candidatos a regulación futura, dependiendo de investigaciones sobre sus efectos potenciales en la salud y los datos de monitoreo con respecto a su incidencia (Becerril, 2009).

Si bien existen procesos adecuados para la remoción de este tipo de contaminantes, estos no son comúnmente usados debido a los factores costo-efectividad (Fent *et al.*, 2006). Por esta razón es necesario la implementación de sistemas alternativos de tratamiento con la capacidad para remover este tipo de contaminantes con un costo razonable (Zhang *et al.*, 2014). Los humedales artificiales (CWs) han demostrado ser una tecnología sustentable, y una alternativa tecnológica a las plantas de tratamiento convencionales, debido a la alta eficiencia de remoción de varios contaminantes, orgánicos e inorgánicos (Kadlec 2000; Vymazal 2010).

## **1.2 Humedales construidos como alternativa a la recuperación y potencialización de servicios ambientales de aguas superficiales: río Nexapa.**

Se han mencionado los principales problemas detectados en las aguas superficiales de la subcuenca del río Nexapa y de la importancia que representa su tratamiento. Sin embargo, se requiere citar algunos argumentos que fundamenten la insoslayable necesidad de analizar el problema desde un enfoque más integral; mismo que solo es posible a través del estudio de causas y efectos de la contaminación del agua, además de los beneficios obtenidos mediante el manejo sustentable del recurso. Este nuevo campo de estudio y acción, surge debido a la necesidad de comprender y encontrar soluciones ante la grave y compleja crisis ambiental que vive la sociedad, de la cual es indispensable tomar decisiones inmediatas. No obstante, no es posible entender al ambiente desde la perspectiva de la ciencia clásica porque no es un objeto empírico medible y acotable, sino más bien, un campo de interrelaciones entre objetos factuales y teóricos, que exigen aproximaciones diferentes y complementarias para su comprensión (RCFA, 2007). Antes de comenzar con la descripción de los humedales construidos, se hará una breve revisión de los beneficios obtenidos a través de la recuperación de los estándares de calidad del agua.

La sustentabilidad fomenta el progreso desde un enfoque amplio, tomando en cuenta tres dimensiones: social, económica y ambiental. En este sentido un municipio sustentable es aquel que a través de gestión de operaciones y distribución de recursos considera la conservación de la naturaleza y mejoramiento ambiental como elementos intrínsecos del desarrollo local y bienestar humano (Guía para el desarrollo sustentable, 2011). En este sentido la contaminación del agua representa un serio problema de salud que se debe atender inmediatamente, debido a los efectos que de ello se derivan. Uno de los problemas derivados de la contaminación del agua en países subdesarrollados, es la frecuencia con la cual se presentan algunas enfermedades hidrottransmisibles como infecciones intestinales, amebiasis intestinal y ascariasis, ocasionadas por la presencia de algunos microorganismos patógenos en aguas con contaminación fecal (Castro y Chaidez, 2003).

Según un estudio de la Organización Mundial de la Salud (OMS) del 2004, 1.8 millones de personas mueren cada año debido a enfermedades diarreicas, 90% de esas personas son niños menores de 5 años, 88% de las enfermedades diarreicas son producto de un abastecimiento de agua insalubre y de un saneamiento e higiene deficientes. Un mejor

abastecimiento de agua reduce la morbilidad de diarrea entre un 6 y 21%; mejorar el saneamiento reduce la morbilidad por diarrea en un 32%; sin embargo, mejorar las medidas de higiene, como la educación de la salud y el hábito de lavarse las manos, reducen el número de casos de diarrea hasta en un 45%. Por último mejorar la calidad del agua para beber mediante potabilización doméstica, por ejemplo clorándola en el sitio de consumo, reduce los episodios de diarrea entre un 35 y 39% (CONAGUA, 2008). El número de muertes infantiles por enfermedades diarreicas asociadas con mala calidad del agua o tratamiento ineficiente han disminuido en las dos últimas décadas, de 1.5 billones en 1990 a 600,000 en el 2012 (Krug *et al.*, 2003). En algunos estados se ha reportado que el costo estimado para los casos de las enfermedades hidrottransmisibles ascendió a más de 4.3 millones de dólares, de los cuales el 49.8% correspondió a consultas y 50.2% a hospitalizaciones. El impacto de la productividad fue la pérdida de al menos 100 000 días/hombre al año considerando solamente los casos reportados al sector salud (SSA, 2001).

En un principio se pensó que las plantas de tratamiento, representarían la solución de este problema, sin embargo, el mal diseño o funcionamiento inadecuado así como la insuficiente infraestructura en países en desarrollo ocasionan una remoción parcial de la carga contaminante (Jones *et al.*, 2001; Batt *et al.*, 2006; Proia *et al.*, 2011), por lo que la liberación de aguas no tratadas o parcialmente tratadas a los distintos cuerpos de agua incluye la presencia de microcontaminantes orgánicos (MCO) (Konnerup *et al.*, 2011; Conn *et. al* 2006; García *et al.*, 2013; Godfrey *et al.*, 2007; Hinkle *et al.*, 2005; Navarro *et. al*, 2006). Por lo anterior, se potencializan los efectos negativos, principalmente la disminución de los servicios ecosistémicos obtenidos a través de los cuerpos de agua y de los ecosistemas con los que se interrelacionan (IIED, 2007).

Se define a los servicios ecosistémicos como las condiciones y los procesos a través de los cuales los ecosistemas naturales, y las especies que lo constituyen, sustentan y satisfacen a la vida humana (Camacho-Valdez, 2012). En la figura 1 se describen esquemáticamente los servicios ecosistémicos con base en la clasificación de Turner y col. (2008), se establecen como servicios intermedios el ciclo del agua y la formación del suelo a partir de los cuales se derivan algunos servicios finales como el adecuado funcionamiento del ciclo del agua y el desarrollo del ciclo de nutrientes importantes para las actividades que sustentan el bienestar y desarrollo humano así como la conservación de algunas especies de importancia ecológica y económica.



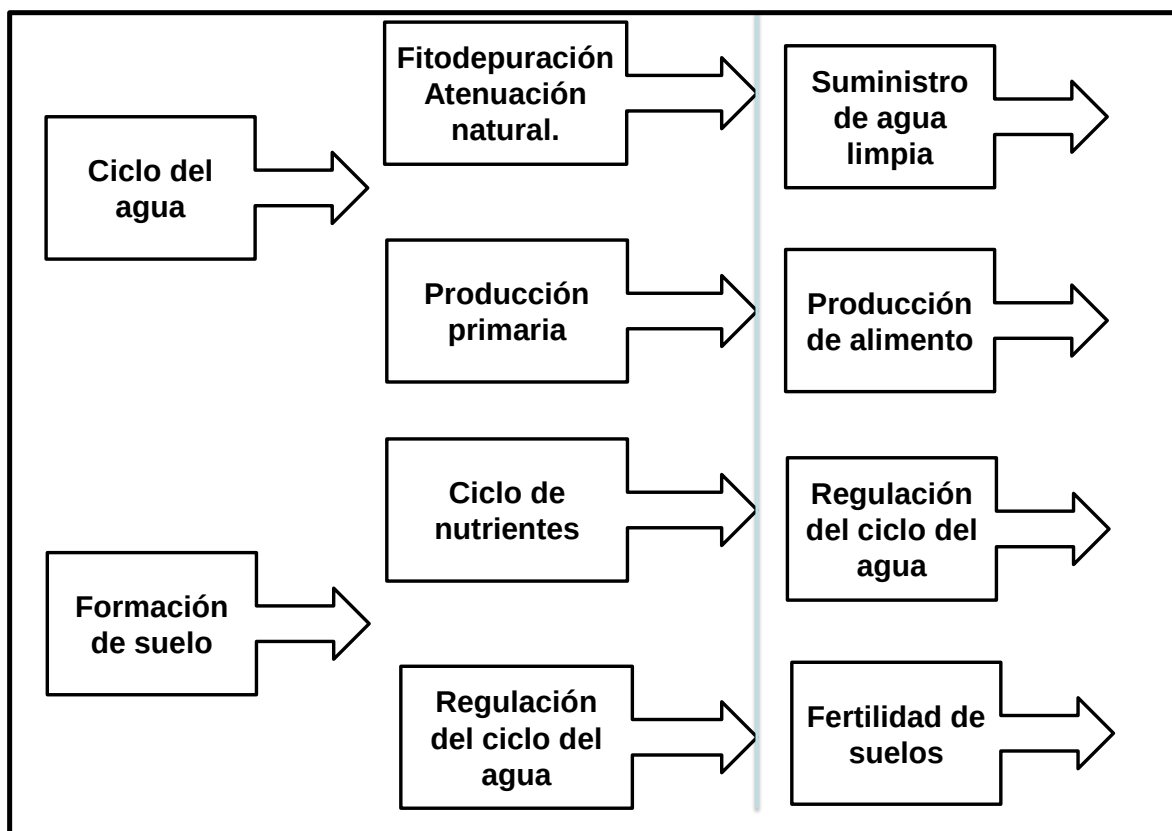


Figura 1. Principales procesos naturales y servicios ecosistémicos que de ellos se derivan (Adaptado a Turner *et al.*, 2012)

Se espera que el manejo sustentable del agua de la subcuenca del río Nexapa mediante la implementación de tecnologías alternativas como los humedales construidos aporte beneficios a corto plazo tales como:

- Incremento en la productividad agrícola debido a la disminución de microorganismos patógenos presentes en el agua, disminuyendo también la cantidad de agroquímicos empleados para erradicar el impacto de la contaminación biológica.
- Optimización de los estándares de calidad de los productos agrícolas.
- Estimular el desarrollo de actividades recreativas (pesca deportiva) como una opción de autoempleo para habitantes de comunidades aledañas, manteniendo la estabilidad de los ingresos económicos que se derivan de esta actividad (CONAPESCA, 2012).
- Beneficios económicos derivados de actividades de ecoturismo (IIED, 2007).

Y a largo plazo:

- Aumentar la productividad del río Nexapa.
- Disminuir la incidencia de enfermedades hidrotansmisibles, reflejado en una disminución en los gastos en salud.

- Incrementar la calidad de los productos agrícolas de la región, potencializando la exportación de productos agroindustriales.

Todo esto enfocado a mejorar la calidad de vida de las comunidades aledañas a la subcuenca del río Nexapa, que si bien es un derecho de la gente, y un deber por parte de las autoridades el garantizar el suministro de agua de calidad, es obligación de todos los sectores involucrados colaborar en el manejo sustentable de este importante recurso.

### **1.3 Humedales**

El incremento en la generación de aguas residuales ha obligado a estudiar, desarrollar y aplicar alternativas de tratamiento y depuración eficientes, autónomas y económicamente viables. Entre las soluciones más atractivas se encuentran los tratamientos que simulan los fenómenos que ocurren espontáneamente en la naturaleza (Arias y Brix, 2003). Estos sistemas se denominan tratamientos naturales de aguas residuales y cada día es más frecuente el uso de lagunajes, sistemas de infiltración, y de humedales artificiales de toda variedad de sistemas, pues producen efluentes de buena calidad, al mismo tiempo que presentan bajos costos de inversión, operación y mantenimiento y no requieren personal capacitado (Arias y Brix, 2003). Respecto a los humedales, estos son zonas de transición entre el medio ambiente terrestre y el acuático, y sirven como enlace dinámico entre los dos. Son áreas que se caracterizan por tener un suelo saturado de agua y una comunidad viviente (animales y microorganismos) adaptados a la vida acuática o a un suelo saturado figura 2.



Figura 2. Humedal natural. Fuente: Mundo Sustentable (2015)

El funcionamiento de los humedales artificiales se fundamenta en tres principios básicos: la actividad bioquímica de microorganismos, el aporte de oxígeno a través de los vegetales durante el día y el apoyo físico de un lecho inerte que sirve como soporte para el enraizamiento de los vegetales, además de servir como material filtrante. En conjunto, estos elementos eliminan materiales disueltos y suspendidos en el agua residual y biodegradan la materia orgánica hasta mineralizarla (Kolb, 1998). Son sistemas de bajo coste, particularmente aplicables para el tratamiento de aguas residuales en comunidades de baja-media densidad de población. La vegetación del humedal crece y emerge durante la primavera y el verano, pero al llegar el otoño empieza a decaer y se va degradando durante el resto del año, contribuyendo un aporte extra de materia orgánica al sistema, además de la recibida por el influente.

Dos procesos críticos dominan el rendimiento en el tratamiento de los humedales: la dinámica microbiana y la hidrodinámica. Los procesos microbianos son cruciales en la remoción de algunos nutrientes y en la renovación de las aguas residuales en los humedales. El uso de humedales para depurar aguas se ha incrementado durante los últimos 20 años y actualmente, son una opción de tratamiento de aguas residuales reconocida y recomendada (Vymazal, 2010). Se ha demostrado que son efectivos en la reducción de la materia orgánica para transformar y asimilar nutrientes y retienen y/o eliminan sustancias tóxicas difíciles de degradar. Además, proveen sumideros efectivos de nutrientes y sitios amortiguadores para contaminantes orgánicos e inorgánicos. Esta capacidad es el mecanismo detrás de los humedales artificiales para simular un humedal natural con el propósito de tratar las aguas residuales. Los humedales logran el tratamiento de las aguas residuales a través de la sedimentación, adsorción y metabolismo microbiano. El tamaño de estos sistemas depende del flujo y carga orgánica de las aguas contaminadas entrantes. Comparado a otras tecnologías del tratamiento de las aguas negras, los humedales construidos son casi siempre más económicos de construir y mantener. Además, estos pueden ser adaptados funcionalmente a muchas zonas climáticas diferentes (Setty *et al.*, 2001).

Los humedales de tratamiento han demostrado ser eficientes para la remoción de sustancias clasificadas dentro de los contaminantes emergentes (Navarro *et. al.*, 2011). Asimismo, estos sistemas blandos de tratamiento han sido utilizados para mejorar la calidad de corrientes de aguas superficiales (Huang *et. al.*, 2011, Tang *et. al.*, 2009, Chen *et. al.*, 2008, Wu *et. al.*, 2012). Una experiencia relevante para el presente trabajo es la del río Besos en Barcelona, España, donde fue establecido un sistema de humedales de tratamiento con el objetivo de recuperar la

calidad del agua de este importante cuerpo de agua (Pol *et. al.*, 1999), con resultados que, en el presente, han permitido establecer sus márgenes y corriente hasta con fines recreativos.

### **1.3.1 Componentes básicos de un humedal de tratamiento**

El término humedal (*wetland*, en inglés) se usa para definir áreas que tienen tres componentes principales que son: el agua, el medio poroso y la vegetación (CIEMA, 2005):

#### **a) El agua**

La hidrología es el factor de diseño más importante en un humedal construido porque reúne todas las funciones del humedal y es a menudo el factor primario durante la operación del mismo. Mientras que la hidrología de un humedal de tratamiento no es muy diferente que la de otras aguas superficiales y cercanas a la superficie, difiere en tres aspectos importantes:

1. Pequeños cambios en la hidrología pueden tener efectos importantes en el humedal y en la efectividad del tratamiento.
2. Debido al área y su poca profundidad, el sistema actúa recíproca y fuertemente con la atmósfera a través de la lluvia y la evapotranspiración.
3. La densidad de la vegetación en un humedal afecta fuertemente su hidrología, primero obstruyendo caminos de flujo, siendo sinuoso el movimiento del agua a través de la red de tallos, hojas, raíces y rizomas.

#### **b) Medio poroso**

Los sustratos en los humedales incluyen suelo, arena, grava, roca y materiales orgánicos como el compost, siendo sus principales funciones las que se mencionan a continuación:

- Soporte sólido de los organismos vivientes en el humedal.
- Permeable el agua, permitiendo un mayor contacto entre los contaminantes y los microorganismos y plantas.
- Ser medio de reacción química y biológica.
- Proporciona almacenamiento de muchos contaminantes.
- Aumenta la cantidad de materia orgánica en el humedal mediante la acumulación de restos vegetales.

### **c) Vegetación**

El mayor beneficio de las plantas es la transferencia de oxígeno a la zona de la raíz. Su presencia física en el sistema permite la penetración a la tierra o medio de apoyo y transporta el oxígeno de manera más profunda de lo que llegaría naturalmente a través de la sola difusión. Las plantas emergentes contribuyen al tratamiento del agua residual y escorrentía de varias maneras:

- Estabilizan el sustrato y limitan la canalización del flujo.
- Dan lugar a velocidades de flujo bajas y permiten que los materiales suspendidos se depositen.
- Toman carbono, nutrientes, y elementos traza y los incorporan a los tejidos de la planta.
- Transfieren gases entre la atmósfera y el sedimento.
- En los tallos y los sistemas de dan lugar a sitios para la fijación de microorganismos.

Los microorganismos son otro componente de los humedales, que se encargan de realizar la degradación biológica de la materia orgánica. En la zona superior del humedal, donde predomina el oxígeno liberado por las raíces de las plantas y el oxígeno proveniente de la atmósfera, se desarrollan colonias de microorganismos aerobios. En el resto del lecho granular predominarán los microorganismos anaerobios. Los principales procesos que llevan a cabo los microorganismos son la degradación de la materia orgánica, la eliminación de nutrientes, elementos traza y la desinfección (Arias, 2004).

Los principales microorganismos presentes en la biopelícula de los humedales son: bacterias, levaduras, hongos y protozoarios. La biomasa microbiana consume gran parte del carbono y nutrientes. La actividad microbiana tiene la función de transformar un gran número de sustancias orgánicas e inorgánicas en sustancias inocuas e insolubles, y alterar las condiciones de potencial de reducción y oxidación del sustrato. Asimismo, gracias a la actividad biológica, muchas de las sustancias contaminantes se convierten en gases que son liberados a la atmósfera (Lara, 1999).

#### **1.3.2 Diseño hidráulico**

El diseño hidráulico de un humedal se refiere a la forma en que el efluente circula a través del sistema, ya sea superficial o subsuperficial, este último a su vez puede ser en flujo vertical u

horizontal; es crítico para el éxito del rendimiento del humedal. Todos los modelos de diseño que se usan actualmente asumen condiciones uniformes de flujo a pistón y que además no existen restricciones para el contacto entre los constituyentes del agua residual y los organismos responsables del tratamiento.

La mejor solución en lo referente a la construcción es proveer al humedal de un fondo con inclinación que sea suficiente para permitir el drenaje completo cuando sea necesario, y una salida de altura variable en el nivel del agua, como se muestra en la figura 3 (Lara, 1999).

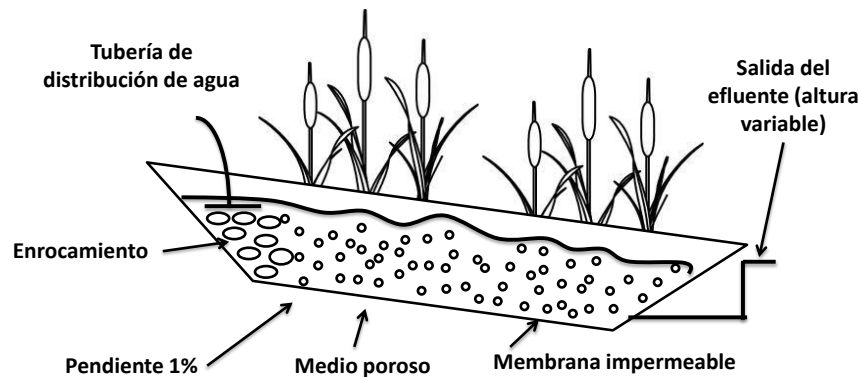


Figura 3. Relieve recomendado durante la construcción de un humedal, (elaboración propia).

El flujo a través del humedal debe superar la resistencia por fricción del mismo sistema. Esta resistencia impuesta por la vegetación y la capa de sedimentos en los humedales de flujo superficial, y el medio, las raíces de las plantas y los sólidos acumulados en los humedales de flujo subsuperficial, favorecen la permanencia del fluido dentro del sistema. La energía necesaria para esta resistencia viene dada por la pérdida de carga entre la entrada y salida del sistema.

Los sistemas de Humedales Artificiales son considerados como reactores biológicos y su rendimiento puede estimarse por medio de una cinética de primer orden para la remoción de DBO y nitrógeno. Algunos modelos de diseño hidráulico de humedales varían según el autor, en este trabajo se consideran los que son más convenientes para el caso. (Cedeño *et al.*, 2015)

#### 1.4 Humedal de tratamiento de flujo superficial

Consiste en canales con la superficie del agua expuesta a la atmósfera y el fondo constituido por suelo relativamente impermeable, o con una cubierta impermeable, vegetación emergente y niveles de agua poco profundos que oscilan entre 0.1 y 0.6 metros (Ñique, 2004). El tratamiento se produce durante la circulación lenta del agua a través de los tallos y raíces de la vegetación (figura 4).

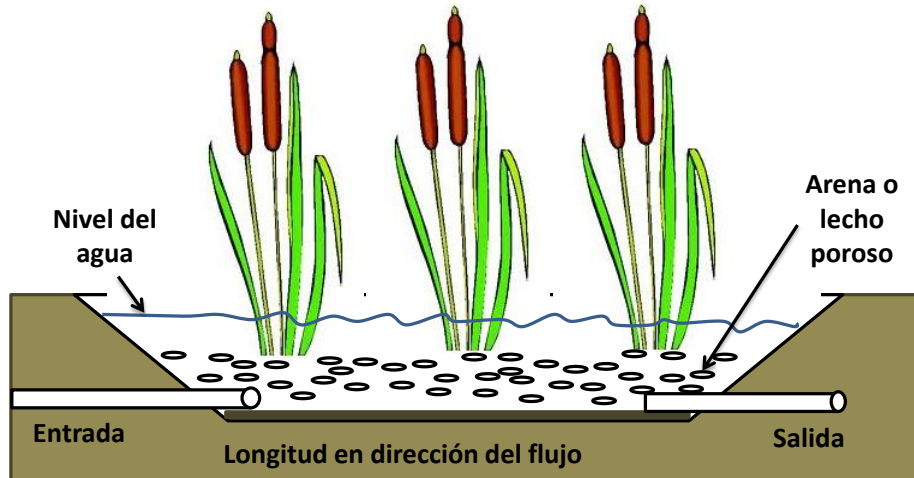


Figura 4. Esquema de un humedal de flujo superficial (elaboración propia).

### 1.5 Humedal de tratamiento de flujo subsuperficial

Este tipo de sistemas con macrófitas emergentes que consiste en un filtro biológico relleno de un medio poroso (por ejemplo piedra volcánica, grava), en el cual las macrófitas se siembran en la superficie del lecho filtrante y las aguas residuales (pretratadas generalmente) atraviesan de forma horizontal o vertical el lecho filtrante, en estos sistemas el nivel del agua se mantiene por debajo de la superficie del medio granular. En la figura 5 se observan las principales características de este tipo de sistemas de depuración:

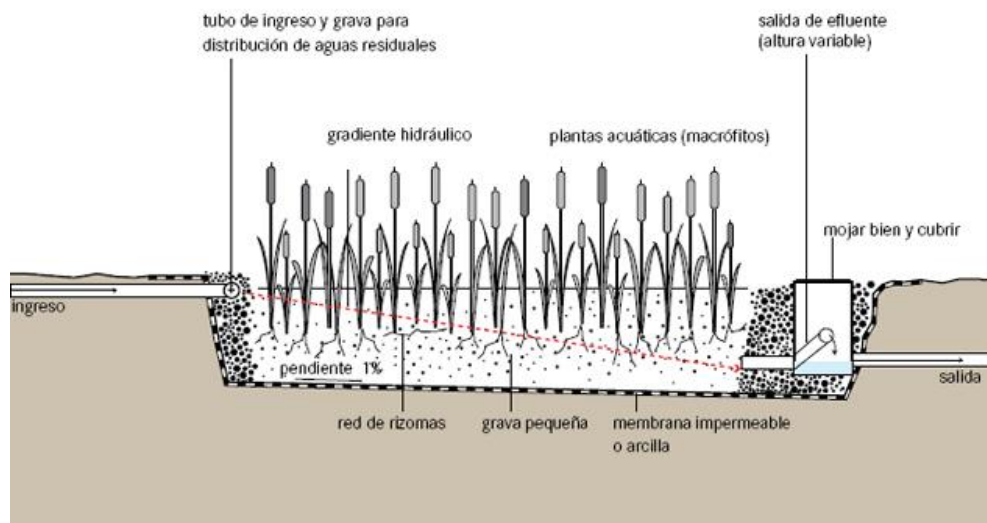


Figura 5. Esquema de un humedal de flujo subsuperficial. Fuente: Tilley *et al.*, (2008)

Este sistema se puede dividir, de acuerdo con el tipo de macrófitas (CIEMA, 2005), en:

**Sistemas con macrófitas flotantes:** formados por grandes lagunas con bajos niveles de agua y provistas de plantas macrófitas que flotan libremente en la superficie. Sus raíces sumergidas tienen un buen desarrollo.

**Sistemas con macrófitas sumergidas:** compuestos por lagunas con bajo nivel de agua y plantadas con plantas macrófitas cuyo tejido fotosintético está totalmente sumergido. Estas plantas sólo crecen bien en aguas que contienen oxígeno disuelto, por lo cual no se utilizan para aguas residuales con alto contenido de materia orgánica biodegradable, ya que la descomposición de la materia orgánica causa condiciones anóxicas.

**Sistemas de tratamiento basados en macrófitas enraizadas emergentes:** en suelos anegados permanente o temporalmente; en general son plantas perennes, con órganos reproductores aéreos (CRYCIT, 2007). Los humedales basados en macrófitas enraizadas emergentes pueden ser de dos tipos, de acuerdo a la circulación del agua que se emplee: 1) humedales de flujo superficial, si el agua circula en forma superficial por entre los tallos de las macrófitas y 2) humedales de flujo subsuperficial, si el agua circula por debajo de la superficie del estrato del humedal. Estos humedales se clasifican a su vez en humedales artificiales de flujo horizontal y humedales artificiales de flujo vertical, según la manera como las aguas atraviesen el lecho filtrante.

### 1.5.1 Humedales de tratamiento de flujo horizontal

En este tipo de humedal las aguas residuales fluyen lentamente desde la zona de entrada de la pila, en una trayectoria horizontal a través del lecho filtrante, hasta la superficie de recolección del efluente, tal como se muestra en la figura 6.

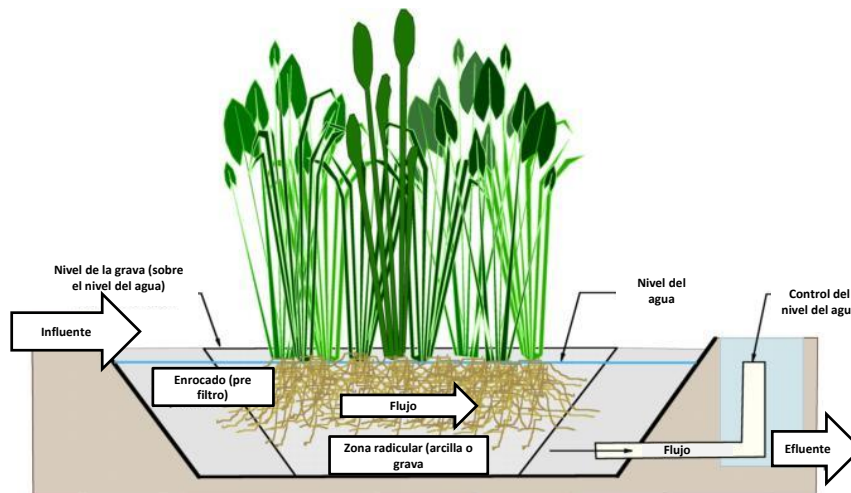


Figura 6. Esquema de un humedal de flujo horizontal, Fuente: White (2013)



El agua ingresa en forma permanente. Es aplicada en la parte superior de un extremo y recogida por un tubo de drenaje en la parte opuesta inferior. El agua residual se trata a medida que fluye lateralmente a través de un medio poroso (flujo pistón). La profundidad del lecho varía entre 0.45 m a 1 m y tiene una pendiente de entre 0.5 % a 1 %. El agua residual no ingresa directamente al medio granular principal (cuerpo), sino que existe una zona de amortiguación generalmente formada por grava de mayor tamaño. El sistema de recogida consiste en un tubo de drenaje cribado, rodeado con grava de igual tamaño que la utilizada al inicio. El diámetro de la grava de ingreso y salida oscila entre 50 mm a 100 mm. La zona de plantación está constituida por grava fina de un solo diámetro, en entre 3 mm a 32 mm. Es fundamental que el agua residual que ingresa al sistema se mantenga en un nivel inferior a la superficie (5-10 cm), lo cual se logra regulando el nivel del dispositivo de salida en función a este requerimiento.

### 1.5.2 Humedal de tratamiento de flujo vertical

Aquí el agua residual se distribuye de manera uniforme e intermitente sobre la superficie del lecho filtrante y luego percola hacia la zona de recolección (figura 7).

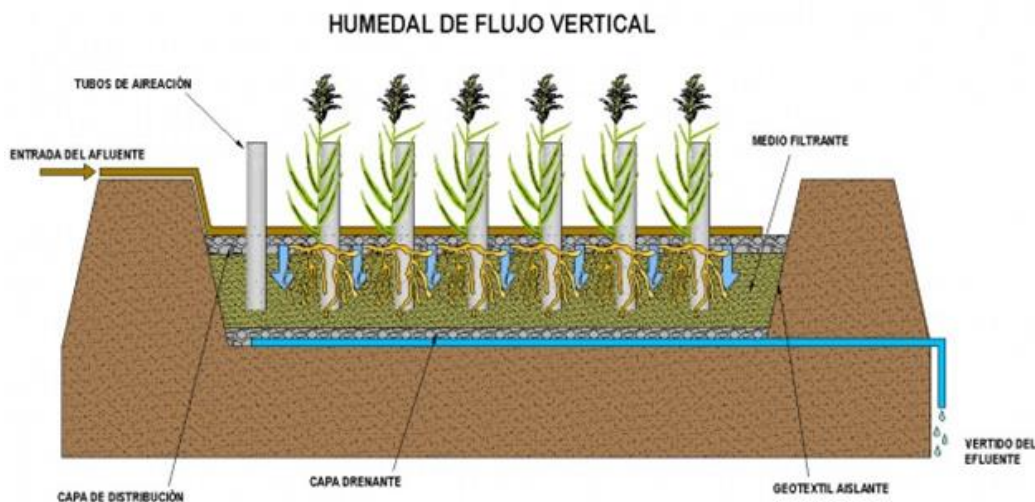


Figura 7. Esquema de un humedal de flujo vertical. Fuente: sedaqua.com (2016)

### 1.6 Principales mecanismos de remoción

En un humedal artificial se desarrollan diferentes mecanismos de remoción de contaminantes del agua residual. Evidentemente, un amplio rango de procesos biológicos, químicos y físicos tienen lugar. Por lo tanto, la influencia e interacción de cada componente involucrado es bastante compleja (Delgadillo *et al*, 2010). Los procesos de remoción incluyen sedimentación, degradación microbiana, acción de las plantas, adsorción, reacciones químicas y volatilización

(cuadro 1) (Stearman *et al.*, 2003). Por lo anterior, pueden resultar en sistemas que reemplazan así el tratamiento secundario e inclusive, bajo ciertas condiciones, al terciario y primario de las aguas residuales.

**Cuadro 1.** Resumen de los procesos de remoción involucrados para cada tipo de contaminante

| Contaminante                                     | Procesos de remoción                                                                                    |
|--------------------------------------------------|---------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| <b>Materia orgánica</b>                          | Degradación biológica, sedimentación                                                                    |
| <b>Contaminantes orgánicos (p.e plaguicidas)</b> | Adsorción, volatilización, fotólisis y degradación biótica/abiótica                                     |
| <b>Sólidos suspendidos</b>                       | Sedimentación, filtración                                                                               |
| <b>Nitrógeno</b>                                 | Sedimentación, nitrificación/desnitrificación, captación microbiana, captación vegetal, volatilización. |
| <b>Fósforo</b>                                   | Sedimentación, filtración, adsorción vegetal y captación bacteriana.                                    |
| <b>Patógenos</b>                                 | Sedimentación, filtración, depredación, degradación UV, adsorción.                                      |
| <b>Metales pesados</b>                           | Sedimentación, adsorción, captación vegetal.                                                            |

### 1.6.1 Funciones de las macrófitas en los mecanismos de remoción

Las macrófitas están adaptadas a crecer bajo condiciones de suelos saturados por agua, porque tienen desarrollado un sistema de grandes espacios aéreos internos (aerénquimas). Estos sistemas internos les permiten la provisión de aire bajo condiciones de suelo saturado con agua desde la atmósfera hacia las raíces y rizomas. En algunas especies este sistema ocupa más del 60% del volumen total del tejido (Kolb, 1998). Las macrófitas poseen varias funciones que hacen de ellas un importante componente de los humedales construidos. Entre ellas, la estabilización de la superficie de los humedales construidos y la prevención de taponamientos de la matriz son muy importantes. Además, proveen buenas condiciones para la filtración física y una superficie grande para el crecimiento microbiano adjunto. Otra de sus funciones es la transferencia de oxígeno a la rizósfera, aunque las estimaciones sobre la cantidad de esta transferencia de oxígeno varían en un amplio rango. La descomposición de las macrófitas contribuye a aumentar la obstrucción del manto de grava en humedales subsuperficiales y a incrementar la capa de sedimento en los humedales de flujo superficial (Kirschner *et al.*, 2001).

En el cuadro 2 se describen las principales características de las macrófitas que las hacen atractivas para la construcción de humedales de flujo subsuperficial horizontal.

**Cuadro 2.** Principales características de macrófitas empleadas en humedales de flujo subsuperficial.

| Nombre científico             | Familia   | Nombre común | Características sobresalientes                                                                                                                                                                                                                                                     | Distancia de siembra | Penetración de raíces en grava                                                                     |
|-------------------------------|-----------|--------------|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----------------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------|
| <b><i>Thypha spp</i></b>      | Tifácea   | Tule         | Ubicua en distribución.<br>Capaz de crecer bajo diversas condiciones ambientales, se propaga fácilmente.<br>Capaz de producir biomasa anual grande, tiene potencial pequeño de remoción de N y P por la vía de la poda y cosecha.                                                  | 60 cm                | Relativamente pequeña (30 cm) por lo que no es recomendable para sistemas de flujo subsuperficial. |
| <b><i>Cyperus spp.</i></b>    | Ciperácea | Papiro       | Perennes<br>Crecen en grupo<br>Plantas ubicuas<br>Crecen en aguas costeras, interiores salobres y humedales.<br>Crecen bien en agua desde 5 cm hasta 3 m de profundidad                                                                                                            | 30 cm                | 60 cm por lo que es recomendable para sistemas de flujo subsuperficial.                            |
| <b><i>Phragmites spp.</i></b> | Gramínea  | Carrizo      | Anuales<br>Altos<br>Rizoma perenne extenso<br>Plantas acuáticas usadas más extensas.<br>Pueden ser más eficaces en la transferencia de oxígeno porque sus rizomas penetran verticalmente y más profundamente. Son muy usadas en humedales porque ofrecen un bajo valor alimenticio | 60 cm                | 40 cm por lo que es recomendable para sistemas de flujo subsuperficial.                            |

### **1.6.2 Remoción de materia orgánica**

La remoción de materia orgánica tiene lugar principalmente mediante biodegradación aeróbica o anaeróbica. Una pequeña porción también es removida por procesos físicos como la sedimentación y filtración, cuando la materia orgánica es fijada a los sólidos suspendidos. La biodegradación es realizada por los microorganismos, los cuales están adheridos a la planta, en particular a las raíces y a la superficie de los sedimentos (Kolb, 1998). Todos los microorganismos involucrados en este proceso de tratamiento requieren una fuente de energía y carbono para la síntesis de nuevas células, como también otros nutrientes y elementos traza. De acuerdo a su fuente de nutrientes, están clasificados como heterótrofos o autótrofos. Los heterótrofos requieren material orgánico como fuente de carbono para la síntesis de nuevos microorganismos, en cambio, los autótrofos no utilizan materia orgánica sino dióxido de carbono como fuente de carbono (Kolb, 1998). Ambos grupos requieren de luz o de una reacción química de oxidación-reducción como fuente de energía para todas las síntesis y son llamados fotótrofos y quimiótrofos, respectivamente (Cooper, 1996). Dos clases diferentes de biodegradación microbiana, la aeróbica o la anaeróbica, tienen lugar en los humedales construidos, dependiendo de la presencia de oxígeno disuelto. En la degradación aeróbica, dos grupos de microorganismos participan en este proceso de degradación: aeróbicos quimioheterótrofos, oxidando compuestos orgánicos y liberando amonio; y aeróbicos quimioautótrofos, los cuales oxidan el nitrógeno amoniacal a nitrito y nitrato. El último proceso es llamado nitrificación. Sin embargo, debido a la tasa de metabolismo más alta, los heterótrofos son principalmente responsables para la remoción del material orgánico; por lo tanto, la presencia de oxígeno disuelto es un factor limitante.

## **CAPÍTULO 2**

### **METODOLOGÍA**

La contaminación del agua es un tema que ha sido ampliamente estudiado debido a la importancia que este recurso tiene sobre la subsistencia de la humanidad; sin embargo, hasta ahora, aún es insuficiente la implementación de soluciones tecnológicas prácticas que ayuden a revertir los daños ocasionados sobre las principales fuentes de abastecimiento de este importante recurso, sobre todo en países de bajo a mediano desarrollo, la mayoría de las propuestas tecnológicas se han desarrollado a nivel laboratorio, y una vez que se intenta implementarlas a escala real, los costos de instalación y operación, al igual que los requerimientos operativos son complejos y costosos, lo que trae como consecuencia que no se establezcan exitosamente.

El desarrollo de esta investigación tuvo como objetivo general evaluar la influencia de las variables sobre la capacidad de remoción de microcontaminantes orgánicos (MCO) del efluente secundario de la PTAR (planta tratadora de aguas residuales) de Izúcar de Matamoros mediante un sistema de humedales artificiales. Para ello se planteó un diseño experimental que permitió la evaluación de diferentes combinaciones de variables para estudiar el efecto sobre la remoción de MCO: el diseño experimental permitió combinar la mayor cantidad de variables con el menor número de casos posibles, (cuadrado latino modificado). Los contaminantes presentes en el agua son diversos, sin embargo se evaluaron únicamente los % de remoción de MCO y la carga orgánica ( $\text{DBO}_5$ ) además de monitorear los cambios en algunos parámetros fisicoquímicos.

El desarrollo de la primera etapa correspondió al establecimiento de los sistemas de tratamiento y la segunda a la determinación de las concentraciones en el influente (procedente del tratamiento secundario de la PTAR) y efluentes de cada sistema, para determinar los porcentajes de remoción de MCO, a través de un análisis estadístico (ANOVA) que permitió estudiar la variabilidad de los resultados y el efecto de las variables de estudio.

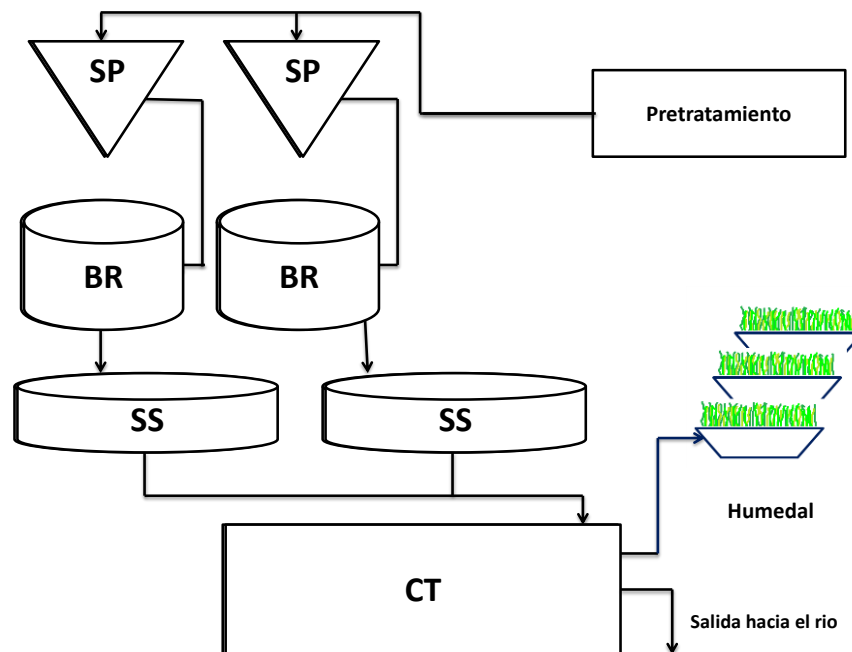
#### **2.1 Establecimiento de los humedales en la Planta de Tratamiento de aguas residuales de Izúcar de Matamoros.**

La construcción del humedal incluyó: diseño físico, diseño hidráulico y construcción. El diseño de los humedales es una fase crítica durante el proceso de implementación debido a su naturaleza; los errores cometidos durante las primeras etapas de construcción se vuelven casi

imposibles o muy caros de corregir después de haber instalado media cama del humedal (Siti Haryani *et al.* 2011). Para el establecimiento y construcción de los sistemas se elaboró una lista de requerimientos para la construcción, y establecimiento de criterios de diseño de un sistema a escala real.

### 2.1.1 Descripción del área

Los sistemas fueron establecidos al final del tratamiento secundario de la PTAR del municipio de Izúcar de Matamoros, gracias a la ubicación (cercanía con la Universidad Tecnológica de Izúcar de Matamoros), y facilidades por parte de las autoridades municipales. La planta da tratamiento a un 60% del agua residual del municipio con una capacidad de flujo de  $90 \text{ L.s}^{-1}$ . Los tratamientos a los cuales se somete el agua son cuatro, el primero es un pretratamiento para retirar mediante cribas los materiales sólidos presentes, en seguida el efluente pasa a unos tanques desengrasantes, donde los sólidos se dejan sedimentar durante dos horas y en seguida se separan, posteriormente la clarificación del agua se realiza en biofiltros donde los microorganismos degradan la materia orgánica, y finalmente se dosifica el cloro antes de ser vertida al cauce del río Nexapa. El agua de alimentación de los sistemas de tratamiento proviene del tanque sedimentador, la cual se transporta mediante bombeo a un tanque de almacenamiento, evitando el envejecimiento de la misma (máximo 12 horas).



**Simbología:** SP: sedimentador primario; BR: Reactor biológico; SS: sedimentador secundario, CT: tanque de cloración.

Figura 8. Diagrama descriptivo de la distribución de procesos en la PTAR de Izúcar de Matamoros (elaboración propia).

### 2.1.2 Distribución de las variables (Diseño experimental)

La distribución de las variables se efectuó con base en un cuadrado latino modificado, para lo cual, las combinaciones se desarrollaron según las siguientes consideraciones:

- La variable de respuesta fue el porcentaje de remoción (%R) de los contaminantes emergentes.
- Las variables independientes: tiempo de residencia hidráulica (TRH), cuyos tipos (niveles) fueron (niveles) fueron: 1, 3 y 5 días; macrófita: *Thypa sp* (Ty), *Phragmites australis* (Phr) y *Cyperus sp.* (Cy); y medio poroso: grava de río (G), Tezontle fino (TF) y Tezontle grueso (TG).

Con base en lo anterior se estableció la siguiente matriz de datos del sistema de cuadrado latino:

Se estudiaron seis casos adicionales de 1 TRH, que no se encontraban dentro del diseño experimental, con la finalidad de estudiar la efectividad de depuración mediante periodos menos prolongados (Cuadro 3).

**Cuadro 3.** Distribución de las variables en función del diseño experimental (cuadrado latino modificado)

| Cuadrado latino |                  |                  | Casos esp.                           |
|-----------------|------------------|------------------|--------------------------------------|
| <i>Ty-G-1d</i>  | <i>Ty-TF-3d</i>  | <i>Ty-TG-5d</i>  | <i>Ty-TF-1d</i><br>Con<br>duplicado  |
| <i>Phr-G-5d</i> | <i>Phr-TF-1d</i> | <i>Phr-TG-3d</i> | <i>Phr-TG-1d</i><br>Con<br>duplicado |
| <i>Cy-G-3d</i>  | <i>Cy-TF-5d</i>  | <i>Cy-TG-1d</i>  | <i>Phr-TF-1d</i>                     |
|                 |                  |                  | <i>Ty-TG-1d</i>                      |

En la figura 9 se muestra el diseño físico e hidráulico de los sistemas de tratamiento, así como la ubicación dentro de la PTAR de Izúcar de Matamoros, se observa que los sistemas fueron establecidos al final del sedimentador secundario, de donde era bombeada el agua hacia el tanque de almacenamiento.

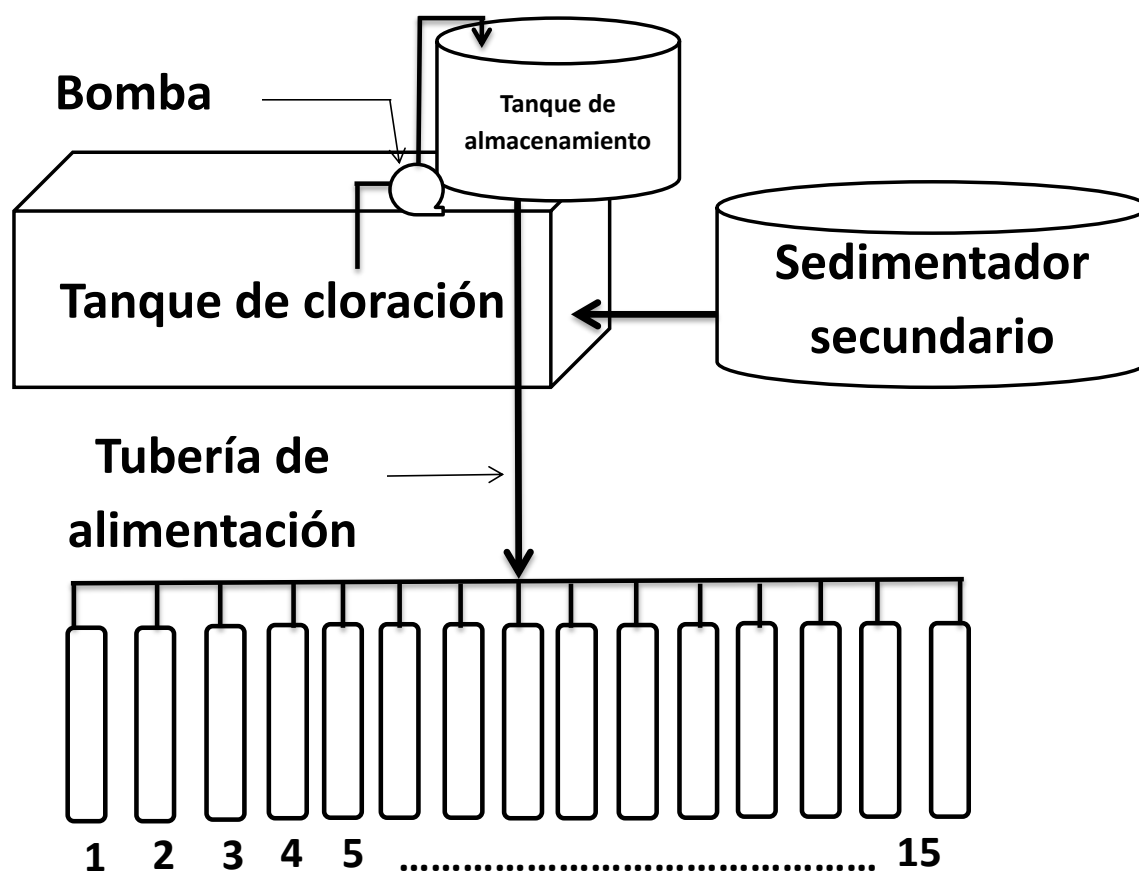


Figura 9. Esquema de la distribución de los sistemas de mesocosmos  
(Elaboración propia)

Para el establecimiento y construcción de los sistemas se elaboró una lista de requerimientos, (Cuadro 4): para el empacado se consideró un volumen de los contenedores plásticos de 600 L o 0.6 m<sup>3</sup>. Las plantas se recolectaron de áreas cercanas a la PTAR, y solo *Cy* fue adquirida en invernaderos del Municipio de Atlixco. Las plantas fueron sometidas a un periodo de adaptación durante 30 días con el efluente del tratamiento secundario.

**Cuadro 4.** Lista de requerimientos para la construcción de los sistemas de tratamiento.

| Material                    | Cantidad           |
|-----------------------------|--------------------|
| Grava de río                | 2.4 m <sup>3</sup> |
| Tezontle fino               | 4.8 m <sup>3</sup> |
| Tezontle grueso             | 4.8 m <sup>3</sup> |
| <i>Thypa sp</i>             | 240 plantas        |
| <i>Phragmites australis</i> | 240 plantas        |



|                                  |             |
|----------------------------------|-------------|
| <b><i>Cyperus sp.</i></b>        | 120 plantas |
| <b>Tinas plásticas</b>           | 15 unidades |
| <b>Tubos de PVC de ½ pulgada</b> | 12          |
| <b>TEES de PVC de ½ pulgada</b>  | 45          |
| <b>Llaves de ½ pulgada</b>       | 18          |
| <b>Codos de PVC</b>              | 15          |
| <b>Codos flexibles de PVC</b>    | 15          |
| <b>Conexiones</b>                | 15          |

### 2.1.3 Construcción del sistema (primera parte)

#### Determinación de parámetros de operación

Antes de la instalación y el empaque de los contenedores, se efectuaron algunas mediciones pertinentes para determinar condiciones de operación de los sistemas, entre las determinaciones realizadas se mencionan las siguientes:

1. Determinación del  $D_{60}$ , describe la distribución del tamaño de partícula del medio poroso de los sistemas. Para ello se usaron tamices de diferentes magnitudes de malla para evaluar la distribución de tamaño de partícula de cada uno de los medios empleados, cuatro tamices para tezontle grueso (2.54 cm., 1.27 cm., 1 cm, 0.6 cm) tres para tezontle fino (0.06 cm, 0.05 mm y 0.04 mm) y tres para grava (1.27 cm, 1 cm y 0.06 cm) para lo cual se pesó un kilogramo de medio granular y se pasó por cada uno de los tamices, cuantificando la parte retenida en cada uno de ellos.
2. Porosidad, esta variable aporta información relevante respecto a los espacios libres entre el medio poroso, lo cual es indispensable para la determinación de flujos de alimentación. Esta determinación se efectuó mediante el siguiente procedimiento:
  - Se tomó un recipiente graduado de 10 L de capacidad.
  - El recipiente fue llenado con el medio poroso hasta la marca de 10 L.
  - En seguida se adicionó agua sin sobrepasar la marca de 10 L y el nivel del medio poroso con la finalidad de cubrir con agua los espacios vacíos (poros).
  - Se dejó reposar por un lapso de 30 min para garantizar la entrada de agua entre los poros.

- Posteriormente se retiró el agua, y se dejó reposar el medio poroso durante 15 min, con el objeto de eliminar el exceso de agua en la superficie del mineral.
- En seguida se añadió agua con una probeta, para determinar el volumen de agua necesario sobre el medio poroso saturado, el cual, por diferencia de volúmenes aporta información sobre el porcentaje de espacios vacíos presentes en el medio poroso.
- El resultado se determinó con base en el volumen de agua requerido para cubrir el nivel del medio poroso, el cual se encontraba a los 10 L de capacidad. Esta medición se efectuó por triplicado.

La colocación de los sistemas en la planta de tratamiento, se realizó de la siguiente manera: la primera parte fue la instalación de los contenedores plásticos en el área de estudio: para lo cual se acondicionó y se colocaron las tinas, tal como se muestra en la figura 10.



Figura 10. Acondicionamiento y colocación de las tinas para los sistemas de tratamiento.

Se colocó la tubería externa e interna, posteriormente se empacaron las tinas con el medio poroso correspondiente a cada sistema, previamente se seleccionó el medio poroso con base en el tamaño de partícula sobre todo para el tezontle figura 11:



Figura 11. Selección de tezontle fino y grueso

Previo al empacado (aproximadamente 300 kg de material poroso) de los sistemas se colocaron dos piezómetros (tubos perforados de PVC) a lo largo de cada tina (figura 12), con el objetivo de monitorear (de ser necesario) la evolución de los procesos de remoción durante su paso por estos sistemas de tratamiento, así como la medición de algunos parámetros fisicoquímicos *in situ*.



Figura 12. Colocación de piezómetros y empacado de los sistemas de tratamiento.

La colocación del material vegetal (figura 13) se realizó después de empacar los sistemas, para ello se plantaron de 30 a 40 plantas por tina, el agua con la que los sistemas fueron



alimentados en la etapa de adaptación fue agua del tanque sedimentador, para que el material vegetal se adaptara a las condiciones fisicoquímicas del efluente.



Figura 13. Colocación del material vegetal en cada uno de los sistemas de tratamiento.

Después del empacado y plantación del material vegetal, se procedió con la alimentación de los sistemas cada tercer día cuidando que el nivel del agua fuera constante (al nivel de la zona radicular), para ello se empleó un tiempo total de 40 días, posteriormente se inició el muestreo de los sistemas (figura 14).



Figura 14. Apariencia de los sistemas de tratamiento después de 30 días de adaptación.

#### **2.1.4 Puesta en marcha del sistema hidráulico**

Se colocó la tubería de alimentación (figura 15) desde el tanque sedimentador hacia el tanque de almacenamiento; para la transportación del agua mediante bombeo, del tanque se distribuyó

a cada uno de los sistemas de tratamiento, además se regularon los flujos de cada sistema de forma manual, con base en la distribución de tamaño del medio poroso ( $D_{60}$ ) y la porosidad de cada medio.



Figura 15. Colocación del sistema de alimentación.

## **2.2 Determinación de parámetros fisicoquímicos en el afluente y los efluentes de cada uno de los sistemas de tratamiento.**

### **2.2.1. Plan de muestreo y determinaciones fisicoquímicas.**

El muestreo se efectuó de la siguiente manera: se realizaron cinco muestreos semanales, dos quincenales y tres muestreos mensuales durante los meses de marzo-agosto (primavera verano), además de cinco muestreos en los meses de diciembre-enero (invierno), esto con la finalidad de abarcar un lapso de tiempo suficiente para monitorear la evolución de los procesos de degradación y biodegradación en los sistemas de tratamiento (maduración). Para los fines de este estudio se hicieron las siguientes determinaciones *in situ*: conductividad eléctrica (CE), pH, potencial redox (Eh), turbidez (Tur) y demanda bioquímica de oxígeno ( $DBO_5$ ) al influente y efluente de cada uno de los sistemas de tratamiento mediante los procedimientos establecidos en las normas correspondientes (cuadro 5)

**Cuadro 5.** Parámetro y Normas bajo la cual se efectuó.

| Parámetro                     | Método de prueba       |
|-------------------------------|------------------------|
| pH                            | NMX-AA-008-SCFI-2000   |
| Conductividad eléctrica       | NMX-AA-008-SCFI-2000   |
| Potencial Redox               | Electrodo Sanxin SX630 |
| Oxígeno disuelto              | NMX-AA-012-SCFI-2000   |
| Temperatura                   | NMX-AA-007-SCFI-2000   |
| Demanda bioquímica de oxígeno | NMX-AA-028-SCFI-2001   |
| Turbidez                      | Turbidímetro           |

Los porcentajes de remoción de cada uno de los MCO se midieron mediante cromatografía de gases acoplada a espectrometría de masas, para lo cual se implementaron diversas técnicas de pre concentración, purificación y derivatización de los extractos, con base en procedimientos reportados por la EPA y fuentes bibliográficas pertinentes. Se tomaron muestras de 1 L del efluente del tratamiento secundario y de cada uno de los mesocosmos experimentales.

### **2.3 Desarrollo de la técnica para la determinación de contaminantes emergentes en agua y en fase particulada.**

Los MCO estudiados fueron: cafeína (estimulante), galaxolide y tonalide (fragancias), sunscreen UV15 y parsol CMX (protectores solares), metildihidrojasmonato (fragancia y saborizante), alquilfenoles (AP) y alquilfenoles monoetoxilados (APMEO) y naproxeno (analgésico).

#### **2.3.1 Toma de muestra y preservación**

El muestreo comenzó en el mes de febrero de 2012, se tomó 1 L de muestra en botellas de vidrio ámbar, la preservación se llevó a cabo según la Norma Oficial Mexicana NOM-AA-003-SSA-1980, y la norma ISO 5667-6, donde se establecen las condiciones de preservación y transporte (4°C y en modo *Headspace*).

#### **2.3.2 Acondicionamiento**

Antes del proceso de extracción por SPE y en base al método 3535a de la Agencia de Protección Ambiental (EPA por sus siglas en inglés) se adicionó 1 mL de HCl concentrado para alcanzar un pH de 2 a 3, con la finalidad de contrarrestar efectos de adsorción de la fase adsorbente (Zhang *et al.*, 2006). Posteriormente se añadieron 20 µL de una solución de surrogados, (fenantreno d10, acenafteno d10, y 2,2, dinitrobifenil a una concentración de 5 ng µL<sup>-1</sup>) para obtener una concentración final en el extracto (100 µL) de 1 ng µL<sup>-1</sup>.

### **2.3.3. Filtración**

Una vez acidificada la muestra se filtró al vacío con papel tipo Whatman No. 40, los residuos sólidos retenidos en el papel filtro son considerados fase particulada y la parte filtrada fase acuosa.

### **2.3.4 Extracción**

Se extrajeron la fase acuosa y la fase particulada por separado, la primera fue extraída por extracción en fase sólida (SPE) (Matamoros *et al.*, 2010), y la fase particulada por extracción asistida por microondas (Zhang *et al.*, 2006) modificando únicamente los volúmenes de los solventes de extracción.

#### **Extracción de la fase acuosa**

Se usaron cartuchos BOND ELUT ENV de 500 mg/6 mL (estireno divinilbenceno), los cuales fueron lavados con 5 mL de acetona y 5 mL de acetato de etilo, se acondicionaron con 10 mL de acetato de etilo, 10 mL de metanol y 10 mL de agua grado HPLC, se cargó un litro de muestra en un colector de vacío de Agilent Technologies, después se dejaron secar los cartuchos durante 40 min para eliminar el agua, la elución de los analitos se llevó a cabo adicionando 10 mL de acetato de etilo, el extracto fue concentrado en rotavapor hasta un volumen de 0.5 mL.

#### **Extracción de la fase particulada (extracción asistida por ultrasonido EPA 3550 C)**

Se colocó el papel filtro en un tubo con taparrosca de 50 mL y se extrajo durante 25 min con metanol y una segunda extracción con una mezcla acetona/diclorometano (DCM) (1:1) v/v ambos extractos se juntaron y se concentraron en rotovapor a un volumen final de 0.5 mL, posteriormente se purificó el extracto a través de una columna de gel de sílice previamente activada (1 g), con sulfato de sodio anhidro, mediante la técnica de Yeasmin *et al.*, 2011; se acondicionó la columna con 3 mL de DCM, se cargó la muestra con 4 mL de DCM y finalmente se eluyó con 10 mL de acetona, el extracto purificado se concentró nuevamente hasta un volumen final de 0.5 mL.

Ambos extractos (fase acuosa y fase particulada) se trasvasaron cuantitativamente por separado a un vial ámbar donde se llevaron casi a sequedad con un flujo suave de nitrógeno, y se reconstituyeron con 80  $\mu\text{L}$  de una mezcla de acetato de etilo/metanol/isooctano (2:2:1) v/v/v y 20  $\mu\text{L}$  de una solución de estándar interno (trifenilamina a una concentración de 5 ng  $\mu\text{L}^{-1}$ ) para el análisis cromatográfico.

### **2.3.5 Análisis cromatográfico**

Antes de ser inyectados, los extractos fueron derivatizados con base en la técnica reportada por Matamoros *et al.*, (2010), se utilizó hidróxido de trimetilsulfonio (TMSH) en una relación (2:1) v/v de extracto/derivatizante. Para el análisis por cromatografía de gases acoplada a espectrometría de masas se usó un cromatógrafo de gases Clarus SQ 680 acoplado a un espectrómetro de masas Clarus SQ 8T (Perkin Elmer), con una columna capilar AB5-MS de 30 m (0.25mm d.i., df 0.25  $\mu$ m). Se utilizó un programa de temperatura iniciando a 80 °C por 1 min, una rampa de 10°C min<sup>-1</sup>, hasta 200°C, seguida de una de 4°C min<sup>-1</sup> hasta 240°C, una de 10°C min<sup>-1</sup>, hasta 290°C y un régimen isotérmico final de 10 min. La temperatura del inyector fue de 295°C y se utilizó helio como gas portador (1.5 mL min<sup>-1</sup>). El espectrómetro de masas se operó en modo de impacto electrónico (70 eV), barrido de 35 a 450 amu y con la temperatura de la interface con el cromatógrafo y la de la fuente en 280°C.

### **Análisis estadístico**

Los resultados fueron analizados mediante el paquete Statistica versión 12 (STATSOFT, Tulsa, Ok). Para evaluar la normalidad de los datos se utilizó la prueba de Kolmogorov-Smirnoff. Se empleó análisis de varianza de efectos principales (ANOVA) para comparar diferencias en las eficiencias de remoción con una prueba post-hoc de Tuckey y <0.05 de nivel de significancia.



### CAPÍTULO 3

#### RESULTADOS

En este capítulo se muestran los resultados obtenidos en la investigación, primero se presentan las características operacionales de los sistemas tales como: distribución del tamaño de partícula ( $D_{60}$ ), y porosidad del medio, parámetros de suma importancia para la regulación del flujo de agua a través de los mesocosmos experimentales (cuadro 7).

En la figura 16 se muestra el sistema de humedales después de 12 meses de operación, la superficie del sistema es de (108 m<sup>2</sup>) 18 x 6 m al final del sedimentador secundario de la PTAR.



Figura 16. Sistema de humedales contruidos instalados en la PTAR de Izúcar de Matamoros.

En seguida se muestran los resultados de las determinaciones fisicoquímicas y cargas de entrada a cada uno de los sistemas de tratamiento, además de los gráficos de ANOVA de efectos principales con nivel de confianza del 95% ( $\alpha=0.05$ ), para estudiar el efecto de las variables sobre los porcentajes de remoción (%R), los cuales se evaluaron de la siguiente manera:

1. Se calcularon las cargas de entrada y salida de los sistemas, mediante la siguiente ecuación:

$$Carga\ de\ entrada = [s] * F_i * 1440$$

$$Carga\ de\ salida = [s] * F_e * 1440$$

Dónde:

$[S]$ : es concentración de la sustancia

$F_i$ : flujo de entrada

$F_e$ : flujo de salida

1440: minutos en un día

2. Una vez obtenidas las cargas de entrada y salida se calculó el porcentaje de remoción mediante la siguiente ecuación:

$$\% \text{ de remoción} = \frac{\text{carga de entrada} - \text{carga de salida}}{\text{carga de entrada}} * 100$$

Se muestran gráficos de ANOVA factorial para describir la variación temporal de los parámetros fisicoquímicos y cargas de entrada y salida en cada uno de los períodos de muestreo. En la discusión de resultados sólo se muestran los gráficos por cada una de las variables estudiadas, y en la sección de anexos se incluyen los cuadros de ANOVA, además de los resultados de la prueba de Tuckey que se efectuó para identificar diferencias entre niveles, y los resultados de las pruebas de homogeneidad de varianza.

Como parte de la validación del diseño experimental, se analizan cuadros de ANOVA de una sola vía, para identificar el efecto de las interacciones entre las variables, además de la prueba de Kolmogorov- Smirnof para evaluar la normalidad de los datos, y por consiguiente la validez del modelo de regresión lineal.

Para identificar variaciones temporales se han establecido cuatro periodos de muestreo, el primer periodo (1) corresponde a los primeros cinco muestreos semanales, el segundo (2) a los dos muestreos quincenales, el tercero (3) corresponde a cinco muestreos mensuales en la temporada cálida, y el cuarto (4) período corresponde a cinco muestreos mensuales efectuados en la temporada invernal. Posteriormente se describen las propiedades fisicoquímicas de cada compuesto de estudio y su posible relación con los porcentajes de remoción, mediante una tabla se resumen los porcentajes de remoción por nivel para cada variable. Finalmente se muestran los resultados de las dimensiones de un sistema de humedales a escala real con base en las características del efluente del tratamiento secundario y las especificaciones de la NOM-001-SEMARNAT-1996.

### 3.1 Parámetros de operación

En el cuadro 6 se muestran los valores de porosidad para cada uno de los medios que se evaluaron, es importante considerar esto para la determinación del flujo de agua en cada uno de los sistemas, así mismo se incluyen los valores de  $D_{60}$  de cada uno de los medios porosos.

**Cuadro 6.** Valores de  $D_{60}$  y porosidad para cada medio poroso empleado.

| Medio poroso    | $D_{60}$<br>(cm) | Porosidad (% $H_2O.Kg^{-1}$ de<br>medio poroso) |
|-----------------|------------------|-------------------------------------------------|
| Grava           | $2.54 \pm 1.27$  | 44.66                                           |
| Tezontle fino   | $1.27 \pm 0.6$   | 48.64                                           |
| Tezontle grueso | $2.54 \pm 1.27$  | 48.40                                           |

Con base en los resultados anteriores se establecieron los flujos de entrada en cada uno de los sistemas de tratamiento según el tiempo de residencia hidráulica, en el cuadro 8 se muestran los valores de flujo teóricos y reales, los flujos teóricos corresponden a los valores obtenidos mediante la relación de volumen y porosidad del medio, sin embargo, algunos factores como la evapotranspiración y fallas en el sistema de distribución (taponamiento de tuberías) influyen en la variabilidad de los flujos. Los flujos teóricos fueron calculados con base en la porosidad del medio granular y el volumen de los mesocosmos, sin considerar el efecto de la evapotranspiración.

En el cuadro 7 se observan los flujos de entrada teóricos y reales en cada uno de los sistemas de tratamiento, así como los flujos de salida, es importante señalar que en algunos de los sistemas de tratamiento de tres y cinco días los flujos de entrada reales varían considerablemente con respecto a los flujos teóricos a diferencia de los de un día donde la variación no es muy significativa; esto se debe principalmente a que se requiere de un volumen específico para garantizar el flujo continuo a través del sistema, debido a que se observó durante la regulación de los flujos, que se necesitan hasta  $100 mL.min^{-1}$  para el adecuado desarrollo de las plantas, sobre todo en sistemas donde la densidad vegetal es significativa.

En promedio existe un gasto (pérdida por evapotranspiración) de 39% de total de agua que ingresa al sistema, sin embargo, en los sistemas donde la densidad vegetal es mayor, este gasto es aún mayor, (hasta un 75%). Lo anterior refleja la importancia de considerar este gasto

durante el análisis de porcentajes de remoción de carga contaminante en los sistemas de tratamiento a escala real, no obstante, con este sistema se trató poco más de  $4.8 \text{ m}^3 \text{ día}^{-1}$ .

**Cuadro 7.** Flujos de entrada (teóricos y reales) y salida para cada uno de los sistemas de tratamiento.

| No. de mesocosmos | Macrófita  | Medio poroso | TRH | Flujo de entrada teórico ( $\text{mL min}^{-1}$ ) | Flujo de entrada real ( $\text{mL min}^{-1}$ ) | Flujo de salida ( $\text{mL min}^{-1}$ ) |
|-------------------|------------|--------------|-----|---------------------------------------------------|------------------------------------------------|------------------------------------------|
| 1                 | <i>Ty</i>  | G            | 1   | 188.13                                            | 215                                            | 150                                      |
| 2                 | <i>Ty</i>  | TF           | 3   | 74.65                                             | 73                                             | 18                                       |
| 3                 | <i>Ty</i>  | TG           | 5   | 48.32                                             | 117                                            | 51                                       |
| 4                 | <i>Phr</i> | G            | 5   | 45.63                                             | 59                                             | 37                                       |
| 5                 | <i>Phr</i> | TF           | 1   | 203.96                                            | 184                                            | 126                                      |
| 6                 | <i>Phr</i> | TG           | 3   | 73.87                                             | 54                                             | 37                                       |
| 7                 | <i>Cy</i>  | G            | 3   | 69.38                                             | 82                                             | 46                                       |
| 8                 | <i>Cy</i>  | TF           | 5   | 48.79                                             | 123                                            | 30                                       |
| 9                 | <i>Cy</i>  | TG           | 1   | 201.6                                             | 167                                            | 102                                      |
| 10                | <i>Ty</i>  | TF           | 1   | 203.96                                            | 204                                            | 142                                      |
| 11                | <i>Ty</i>  | TF           | 1   | 203.96                                            | 204                                            | 141                                      |
| 12                | <i>Phr</i> | TG           | 1   | 201.6                                             | 192                                            | 152                                      |
| 13                | <i>Phr</i> | TG           | 1   | 201.6                                             | 231                                            | 173                                      |
| 14                | <i>Phr</i> | TF           | 1   | 203.96                                            | 203                                            | 124                                      |
| 15                | <i>Ty</i>  | TG           | 1   | 201.6                                             | 220                                            | 154                                      |

Con base en los datos antes mencionados se ha determinado que se trata un volumen promedio de  $4.8 \text{ m}^3$  por día (correspondiente a la suma de los flujos reales).

### 3.2 Efecto de las variables sobre la regulación de parámetros fisicoquímicos y remoción de carga contaminante.

#### Parámetros fisicoquímicos:

El influente mantuvo una  $\text{DBO}_5$  promedio de  $285.5 \text{ mg L}^{-1}$  en los tres primeros periodos de muestreo, lo que representa un valor superior a lo que se reporta en otros trabajos con un efluente similar de  $10.8 \pm 3.0 \text{ mg L}^{-1}$  (Matamoros *et al.*, 2008), o  $190 \pm 17 \text{ mg L}^{-1}$  (Matamoros *et al.*, 2007), sin embargo durante el último período el valor disminuyó hasta  $110.3 \text{ mg L}^{-1}$ , reflejando un mejoramiento de los procesos de tratamiento de la PTAR.

Respecto a los valores de pH, al potencial redox, a la CE, y a la turbidez, en promedio se determinaron los siguientes valores: 7.63, -297 mV,  $2323 \mu\text{Scm}^{-1}$ , y 54.9 NTU respectivamente; además, los valores promedio de oxígeno disuelto fueron muy bajos,  $0.6 \text{ mgL}^{-1}$ . En el cuadro 8 se muestra un resumen de los parámetros fisicoquímicos, se observa que los valores de pH a la

salida de cada uno de los sistemas se ubica alrededor de la neutralidad; por otra parte el potencial redox (Eh) muestra valores indicativos de condiciones de anoxia, lo cual coincide con resultados de Eh obtenidos por Reyes *et al.*, (2011) quienes obtuvieron valores entre -307 y -324 mV, que se relacionan con los bajos valores de OD; los valores de conductividad eléctrica coinciden con los reportados a la salida de sistemas de tratamiento similares (Jones *et al.*, 2011), entre 2000 y 3500  $\mu\text{Scm}^{-1}$ .

**Cuadro 8.** Resumen de los parámetros fisicoquímicos durante los 150 días de operación de los sistemas de tratamiento.

| No. de sistema | pH        | Eh (mV)     | T (° C)  | CE ( $\mu\text{scm}^{-1}$ ) | OD ( $\text{mgL}^{-1}$ ) | TUR (NTU) |
|----------------|-----------|-------------|----------|-----------------------------|--------------------------|-----------|
| 1              | 7.22±0.18 | -330.8±7.7  | 25.3±0.8 | 2362.8±116.7                | 0.7±0.4                  | 17.0±0.9  |
| 2              | 7.28±0.11 | -292.3±20.2 | 24.8±0.5 | 2608.1±114.2                | 0.6±0.4                  | 13.4±3.4  |
| 3              | 7.14±0.11 | -247.1±15.0 | 25.2±0.6 | 3709.2±418.0                | 0.8±0.4                  | 9.4±3.6   |
| 4              | 7.37±0.12 | -331.0±6.8  | 24.1±0.3 | 2361.7±98.6                 | 0.6±0.4                  | 11.3±0.9  |
| 5              | 7.35±0.18 | -335.3±7.7  | 24.5±0.5 | 2390.9±93.12                | 0.6±0.4                  | 16.4±2.2  |
| 6              | 7.47±0.13 | -324.5±6.2  | 24.5±0.4 | 2569.8±80.4                 | 0.6±0.4                  | 13.6±2.3  |
| 7              | 7.41±0.12 | -325.7±5.9  | 24.8±0.5 | 2348.9±91.7                 | 0.6±0.4                  | 11.6±1.0  |
| 8              | 7.18±0.14 | -269.9±18.6 | 25.8±0.3 | 3014.4±179.4                | 0.6±0.4                  | 13.9±8.9  |
| 9              | 7.48±0.12 | -336.1±8.4  | 25.0±0.5 | 2402.7±92.2                 | 0.6±0.3                  | 15.6±1.0  |
| 10             | 7.41±0.11 | -333.9±7.7  | 25.2±0.3 | 2451.3±91.4                 | 0.7±0.4                  | 15.0±1.5  |
| 11             | 7.41±0.1  | -335.9±7.3  | 24.8±0.4 | 2431.9±84.9                 | 0.6±0.4                  | 13.7±0.7  |
| 12             | 7.58±0.1  | -339.3±7.0  | 24.2±0.3 | 2381.1±95.2                 | 0.6±0.4                  | 17.3±1.1  |
| 13             | 7.61±0.1  | -340.1±5.0  | 24.4±0.4 | 2389.7±93.5                 | 0.6±0.4                  | 18.1±1.9  |
| 14             | 7.54±0.1  | -344.2±5.5  | 25.0±0.3 | 2419.1±109.1                | 0.6±0.4                  | 17.1±4.1  |
| 15             | 7.47±0.1  | -330.2±8.8  | 24.5±0.5 | 2430.1±87.8                 | 0.7±0.4                  | 20.4±1.4  |

En las siguientes figuras se muestran los resultados del análisis estadístico implementado (ANOVA) para estudiar el efecto de las variables sobre la regulación de algunos parámetros fisicoquímicos y el porcentaje de remoción de MO (materia orgánica). Cabe recordar que los cuadros de ANOVA así como los resultados de las pruebas de homogeneidad de varianza se muestran en el capítulo de anexos.

### 3.2.1 pH

En el pH no se observan diferencias significativas entre los niveles evaluados de cada variable (figura 17), sin embargo, el TRH fue el que mostró mayor efecto sobre la neutralización del

medio con periodos más prolongados, habiendo un cambio de pH de 0.4 respecto a la entrada (TRH de 5 días), *Thypa* y grava son la macrófita y el medio poroso que más influyen sobre la regulación este parámetro. Sin embargo la diferencia es mayor entre los sistemas de 1 y 5 días (véase prueba de Tukey Anexo 1).

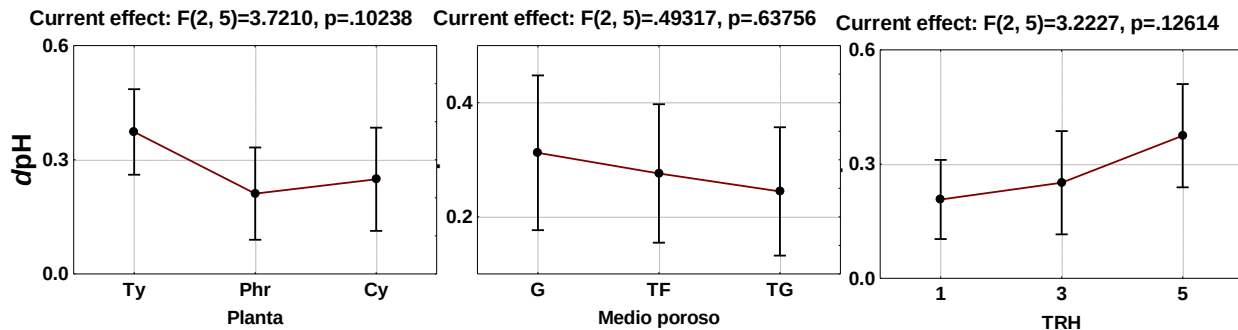


Figura 17. Gráfico que describe el efecto de las variables en la regulación del pH.

En la figura 18 se observa el comportamiento del pH del influente y efluente de los sistemas a lo largo de 12 meses de operación. Es importante resaltar que la regulación de este parámetro está en función de las características del influente, lo cual hace a estos sistemas flexibles ante las condiciones operativas. Además de que en los últimos cinco muestreos (periodo cuatro) se observan valores cercanos a la neutralidad con una baja variabilidad en los resultados obtenidos.

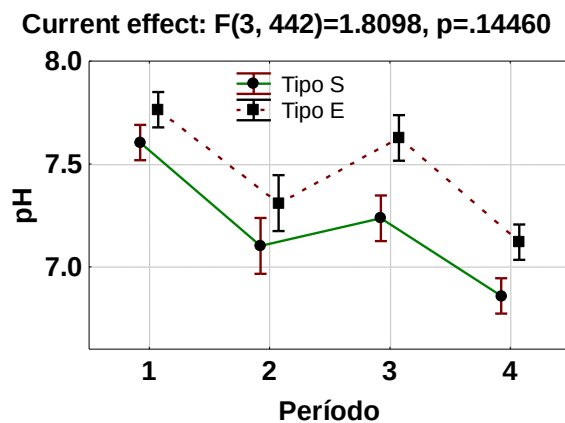


Figura 18. Variaciones temporales del pH; E: salida; S: salida; 1,2, 3 y 4 corresponde a los periodos de muestreo

### 3.2.2 Conductividad eléctrica

Con respecto a la conductividad eléctrica en la figura 19 se observa un efecto más significativo por parte del TRH sobre la remoción de sales en los sistemas (CE), a mayor TRH disminuye la CE debido a tiempos de exposición menos prolongados, lo que disminuye el contacto entre el influente y el medio poroso, evitando que los minerales presentes se sedimenten o disuelvan;

*Phragmites sp* es la macrófita que mejor regula este parámetro, además de que con la grava hay un menor desprendimiento de material mineral hacia el efluente de los sistemas (debido a la poca porosidad del material), lo cual se refleja en la remoción de CE obtenidos; Jones y colaboradores (2011) reportaron valores entre 2000 y 3500  $\mu\text{Scm}^{-1}$ , resultando un problema para la reutilización del agua debido a que valores elevados de CE y cloruros limitan su uso para ciertos cultivos de importancia económica para la región.

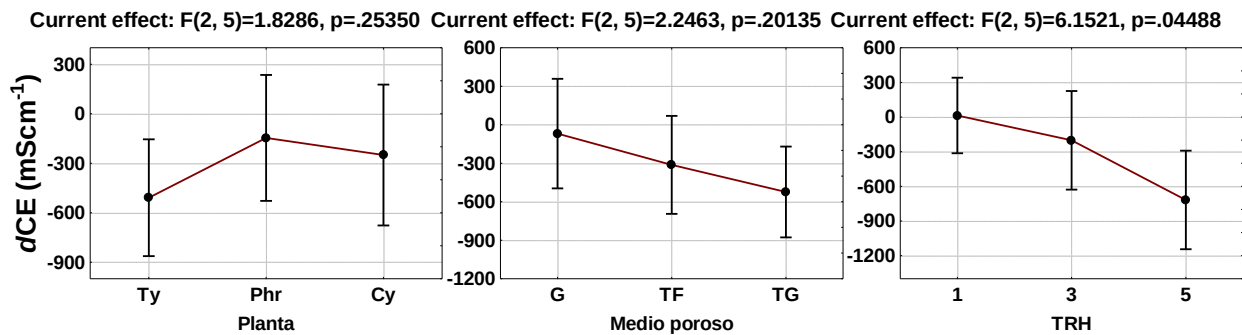


Figura 19. Gráfico que describe el efecto de las variables en la regulación de la CE.

La conductividad eléctrica mostró un comportamiento similar al del pH, sin embargo, durante el tercer periodo se observó un considerable incremento en los valores de este parámetro, mismo que disminuyó en los siguientes muestreos (figura 20), esta disminución se relaciona con las fluctuaciones en la temperatura durante cada uno de los períodos, debido a que el aumento de la temperatura retarda la sedimentación de las sales e incrementa la solubilidad y, por lo tanto, se incrementa su concentración en el efluente.

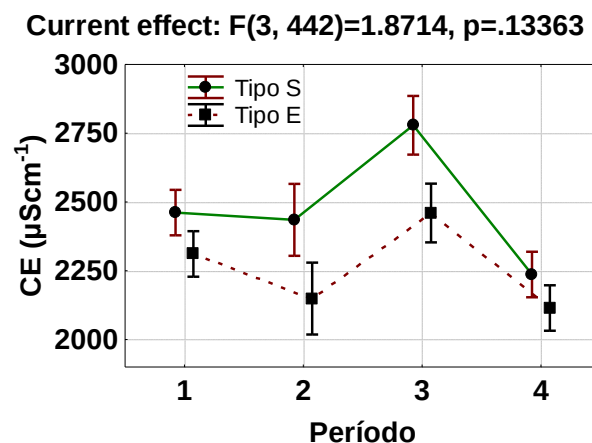


Figura 20. Variaciones temporales de la CE. E: salida; S: salida; 1, 2, 3 y 4 corresponde a los períodos de muestreo

### 3.2.3 Temperatura

Este es un parámetro importante en aguas residuales, debido a que define la intensidad de la actividad bacteriana, también es importante para conservar la vida acuática, debido a que existen organismos susceptibles a las variaciones de temperatura. La NOM-AA-001-ECOL-1996

establece valores no mayores a 40°C, por lo que se observa que, aún cuando los valores en el agua de entrada (proveniente del tanque sedimentador) no exceden los límites establecidos en la norma (uso público y protección de la vida acuática 40 °C, respectivamente), la influencia de estos sistemas es significativa (figura 21) logrando disminuir la temperatura hasta 10 °C por debajo de la temperatura del influente, sin encontrar diferencias significativas entre cada una de las variables, no obstante el TRH presentó un mayor efecto a los tres días ( $p=0.063$ ) sobre la regulación de la temperatura.

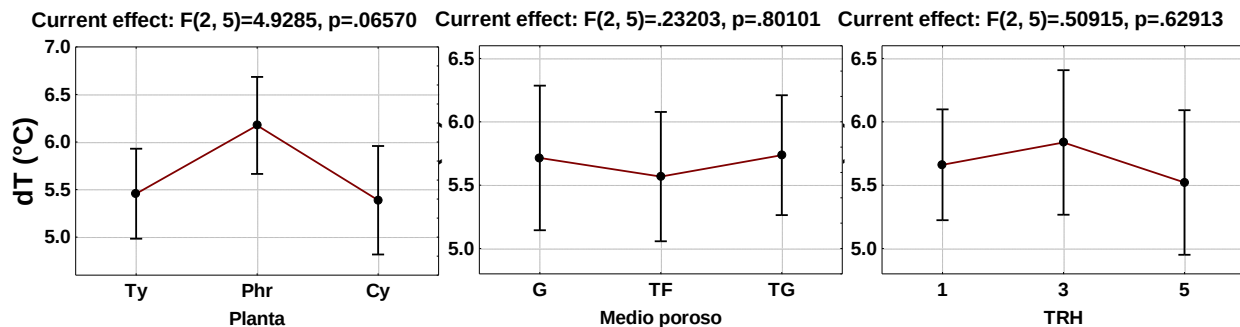


Figura 21. Gráfico que describe el efecto de las variables sobre la regulación de la temperatura.

Las variaciones temporales mostraron diferencias estadísticamente significativas ( $p=0.00$ , para un intervalo de confianza del 95% y un  $\alpha=0.05$ ; figura 22), teniendo una mayor relación con las variaciones estacionales que con la maduración de los mesocosmos, ya que es evidente una mayor disminución en la temperatura del efluente en los últimos cinco muestreos, además de que la tendencia entre el influente y el efluente es la misma a lo largo de los cuatro períodos.

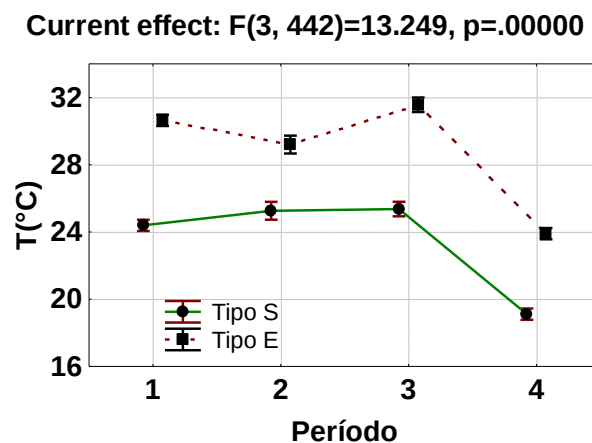


Figura 22. Variaciones temporales de la T.; E: salida; S: salida; 1, 2, 3 y 4 corresponde a los períodos de muestreo

### 3.2.4 Oxígeno disuelto

El oxígeno disuelto (OD) es esencial para los procesos bioquímicos que determinan el destino del nitrógeno y contaminantes orgánicos del agua residual en los humedales construidos



(Mowjood y Kasubuchi, 1998). Su presencia en el efluente se relaciona con la capacidad del sistema para aportar oxígeno, sin embargo, las condiciones de diseño u operación (el estancamiento por ejemplo), no favorecen la oxigenación, no obstante el material vegetal aporta una cantidad mínima mediante la zona radicular.

Su importancia radica en la distribución de los distintos tipos de colonias que se establecen en el humedal, y por ende del tipo de reacciones o mecanismos de degradación de los contaminantes presentes en el influente, ya sean reacciones de oxidación o reducción según las características del sistema.

En la figura 23 se observa que la variable que tiene mayor influencia es el tipo de macrófita ( $p=0.027$ ), siendo *Phragmites sp* quien influyó más sobre este parámetro, además de que el medio poroso también influye, debido a que se observan aportes de oxígeno mayores con tezontle fino y grueso; trabajos similares reportan valores de 3.82 y 2.04  $\text{mg.L}^{-1}$  para TRH de 3 y 4 días respectivamente, en el efluente de un humedal con zeolita (Shuib *et al.*, 2011); 0.6 y 4.0 en el influente y efluente, respectivamente de un humedal similar (Matamoras *et al.*, 2009). Estudios previos han reportado que bajo condiciones anaerobias o con poco oxígeno sólo se obtiene una remoción parcial de algunos compuestos de interés (nitratos) (Siti Haryani *et al.*, 2011).

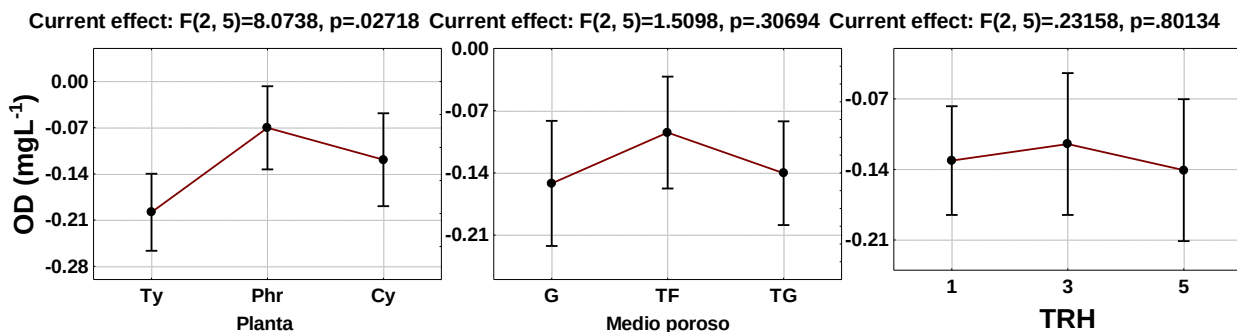


Figura 23. Gráfico que describe el efecto de las variables en la regulación del OD.

Las variaciones temporales (figura 24) mostraron diferencias significativas ( $p=0.00$ , para un intervalo de confianza del 95% y un  $\alpha=0.05$ ), además de que el comportamiento del parámetro sigue una tendencia negativa que se relaciona con la maduración de los mesocosmos, entre mayor sea la cantidad de colonias bacterianas, mayor será el consumo de oxígeno, por lo que la cantidad de OD disminuye.

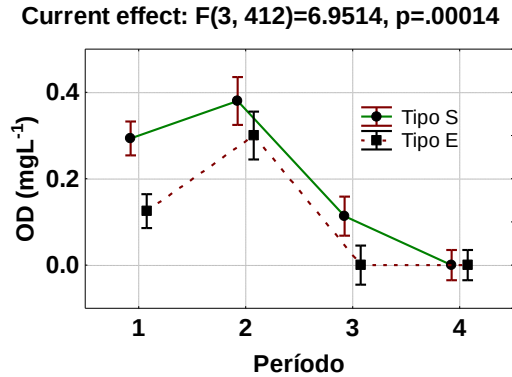


Figura 24. Variación temporal del OD; E: salida; S: salida; 1,2, 3 y 4 corresponde a los períodos de muestreo

También es importante señalar que el agua tratada se vierte al río, el cual por sus características (turbulencia), permite la oxigenación, con lo que se espera una estabilización de este parámetro después del trayecto del efluente a través de la corriente del río.

### 3.2.5 Turbidez

En la figura 25 se muestra que este parámetro no presentó diferencias estadísticamente significativas, observándose un ligero efecto por parte del TRH. Lo que explica la influencia del TRH sobre los procesos físicos de eliminación de materia suspendida mediante sedimentación y adsorción a través del medio poroso y la rizósfera.

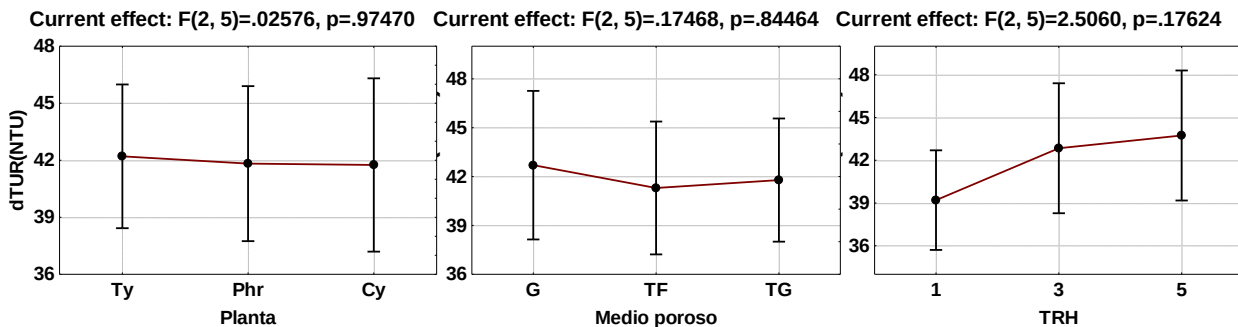


Figura 25. Gráfico que describe el efecto de las variables en la regulación de la turbidez.

En la figura 26 se muestra una tendencia positiva, que puede estar relacionado con diversos factores tales como fallas en el proceso de depuración de la planta de tratamiento. Cabe mencionar que, a pesar de que la cantidad de sólidos se incrementa a lo largo del tiempo, la capacidad de los sistemas para removerlos se mantiene constante.

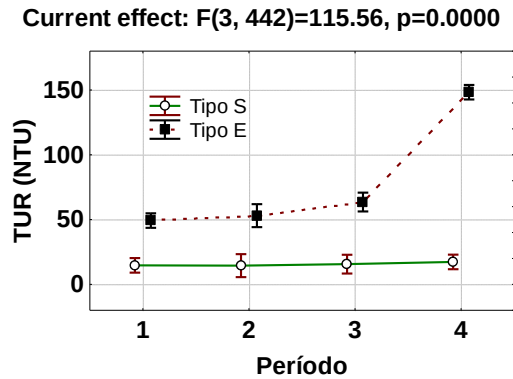


Figura 26. Variación temporal de la turbidez.; E: salida; S: salida; 1,2, 3 y 4 corresponde a los periodos de muestreo

### 3.2.6 Potencial redox (Eh)

Las reacciones de óxido reducción que se llevan a cabo dentro de los sistemas de tratamiento dependen de los valores de Eh; en ambientes acuosos naturales el número de pares redox que contribuyen al Eh es limitado y se le relaciona principalmente con  $\text{Fe}^{3+}/\text{Fe}^{2+}$ ,  $\text{Mn}^{4+}/\text{Mn}^{2+}$ ,  $\text{SO}_4^{2-}/\text{HS}^-$ ,  $\text{O}_2/\text{H}_2\text{O}_2$ ,  $\text{O}_2/\text{H}_2\text{O}$ ,  $\text{CO}_2/\text{CH}_4$ , así como algunas sustancias orgánicas complejas que pueden contribuir al potencial (Morris y Stumm, 1967; Pettine, 2000). En los sedimentos el Eh es el factor más importante que determina la estabilidad y la transformación de la materia orgánica, así como la distribución, tipo y actividad fisiológica de las bacterias y otros microorganismos presentes (Teasdale *et al.*, 1998).

En la figura 27 se muestra la variación de Eh. El efecto más significativo lo presentó el TRH, ( $p=0.00798$ ) periodos más largos favorecen la estabilización del parámetro, además, con *Typha* y tezontle fino se incrementan los valores de Eh del efluente, cabe recordar que dichos valores se deben a las condiciones naturales de los sistemas, coincidiendo con valores de Eh entre -307 y -324 mV reportados por Reyes *et al.*, (2011).

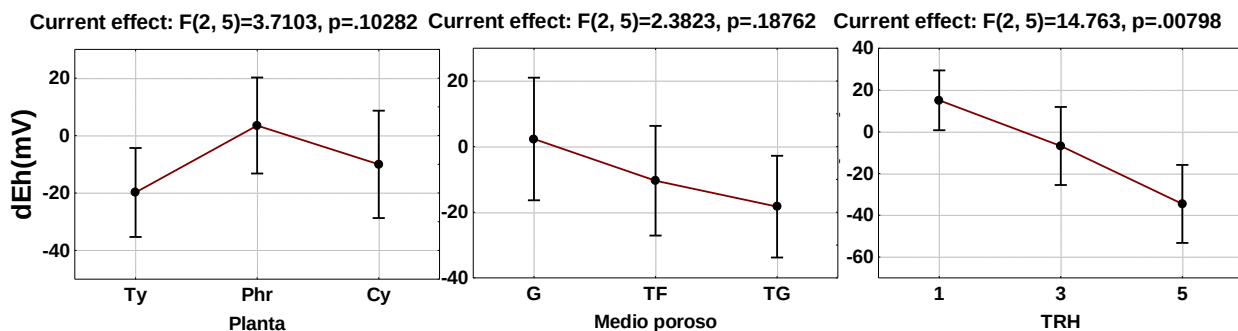


Figura 27. Gráfico que describe el efecto de las variables en la regulación del potencia redox.

La distribución espacial de organismos aerobios y anaerobios está determinada por este parámetro. Los organismos aerobios estrictos son metabólicamente activos a valores de Eh

positivos, mientras que los anaerobios estrictos demuestran actividad metabólica, sólo a Eh negativos. Por esta razón se deduce que los principales procesos de degradación, al igual que la cinética de reacción que se lleva a cabo para la disminución de la carga contaminante dentro del sistema dependen de procesos básicamente anaerobios.

La figura 28 muestra una comparación del comportamiento del potencial redox durante los tres primeros de los cuatro períodos en el agua de entrada y salida de los sistemas, se observa que a medida que los sistemas se desarrollan, la condiciones de anaerobiosis van disminuyendo, lo cual también podría estar relacionado con el desarrollo de la rizosfera sobre los sistemas de tratamiento.

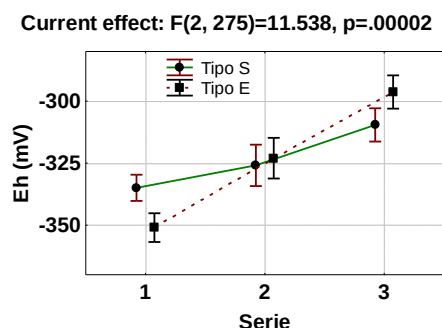


Figura 28. Variación temporal del potencial redox; E: salida; S: salida; 1, 2, 3 y 4 corresponde a los períodos de muestreo

Los organismos que se desarrollan en la rizosfera, ayudan a la oxigenación de esta zona, contribuyendo de manera significativa en la depuración del agua debido al consumo de nutrientes como fósforo y nitrógeno (Harberl, 1997).

### 3.3 Efecto de las variables sobre la remoción de carga orgánica y microcontaminantes orgánicos (MCO).

Respecto a los porcentajes de remoción de los MCO, en el anexo 1 se muestran las cargas de entrada (cuadro 18), cargas de salida (cuadro 19) y un resumen de los porcentajes de remoción obtenidos (cuadro 20). Por otra parte, en los gráficos siguientes se muestran los resultados obtenidos respecto al efecto de las variables sobre la remoción de los contaminantes estudiados: cafeína (CAF), galaxolide (GAL), tonalide (TON), metildihidrojasmonato (MDHJ), sunscreen (SCR), parsol CMX (PAR), alquilfenoles (AP) y alquilfenoles etoxilados (APMEO) y naproxeno (NAP), iniciando con el efecto de las variables seguida de un gráfico de ANOVA que describe la variación de los porcentajes de remoción con respecto al tiempo.

### 3.3.1 DBO<sub>5</sub>

La DBO<sub>5</sub> es un parámetro empleado como indicador del grado de contaminación sobre cuerpos receptores para establecer procesos de tratamiento adecuados y atribuir responsabilidades según la legislación nacional establecida. Los resultados de los primeros tres periodos de muestreo presentaron valores por encima (hasta 200 mg L<sup>-1</sup>) del límite establecido por la NOM-001-ECOL-1996 (200, 150 y 60 mg L<sup>-1</sup> promedio diario para uso en riego, uso público urbano y protección a la vida acuática, respectivamente), sin embargo, en los últimos periodos se obtuvieron valores dentro de los límites máximos permisibles.

Si bien es cierto que la instalación de plantas de tratamiento en sitios estratégicos, ayudan en la regulación de este parámetro (valores entre 150 y 200 mg L<sup>-1</sup>). La instalación de humedales construidos es una alternativa para el pulido del efluente (tratamiento terciario) al obtener porcentajes de remoción entre 71 y 80% (valores de DBO<sub>5</sub> hasta de 20 mg L<sup>-1</sup>), según los resultados obtenidos en este trabajo.

En la figura 29 se observa el efecto de las variables sobre la remoción de DBO<sub>5</sub>, *Cyperus sp.* tezontle grueso y TRH de cinco días son las combinación que remueve un mayor porcentaje de DBO<sub>5</sub>, se observan valores promedio del 83.3% y un 88% de remoción con tezontle grueso. Algunos trabajos similares (Matamoros *et al.*, 2007) reportan valores de DBO<sub>5</sub> de 290 ± 7 mgL<sup>-1</sup>, en el efluente de sistemas similares, valores de remoción entre 65 y 80% fueron reportados para un sistema híbrido por Cui *et al.*, (2006), Zaimoglu, (2006) reportó porcentajes de remoción del 69 % en un humedal construido utilizando tres macrófitas (*Typha latifolia*, *Juncus acutus* y *Iris versicolor*).

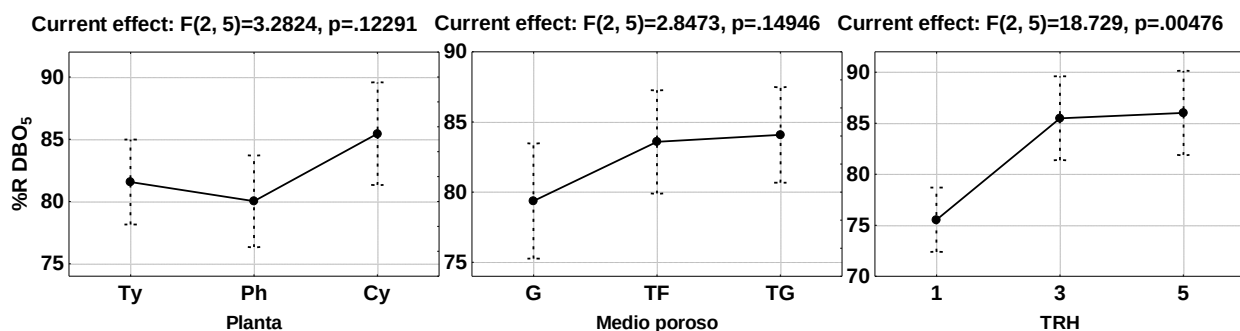


Figura 29. Gráfico que describe el efecto de las variables en la remoción de DBO<sub>5</sub>.

En la figura 30 se muestra la variación de las cargas de entrada y salida en los sistemas respecto a carga orgánica, es importante señalar que a pesar de las fluctuaciones en las cargas de entrada, la capacidad de remoción de los sistemas se mantiene constante, aún en

temporada invernal, lo que le aporta una característica positiva a estos sistemas para ser empleados en zonas tropicales.

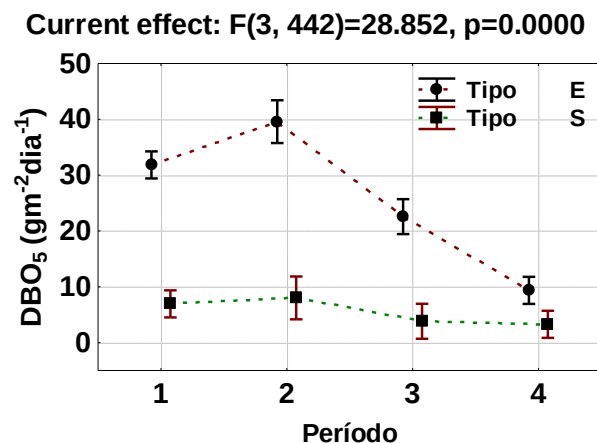


Figura 30. Variación temporal del porcentaje de remoción de  $\text{DBO}_5$ ; E: salida; S: salida; 1,2, 3 y 4 corresponde a los períodos de muestreo

Los resultados que se muestran a continuación corresponden a los gráficos de ANOVA de efectos principales que describen la influencia de las variables de estudio sobre la remoción de microcontaminantes, por otra parte se muestra un gráfico de ANOVA de una sola vía donde se analiza el comportamiento de los porcentajes de remoción durante los 15 períodos de muestreo, el objetivo de estos últimos gráficos fue evaluar la maduración de los sistemas y su influencia sobre la eficiencia de remoción de MO y MCO, ya que las comunidades bacterianas se incrementan, independientemente de otros procesos físicos que permiten la eliminación de los contaminantes.

### 3.3.2 Cafeína

En la figura 31 se observa que, Cy con TF es la combinación que remueve un mayor porcentaje de cafeína, los valores promedio son mayores a 89%, lo cual hace evidente la eficiencia de remoción de este contaminante. Para este compuesto, con *Cyperus* con grava y cinco días de TRH se obtuvieron los mayores porcentajes de remoción. Si bien el umbral de concentración (la concentración de una sustancia inmediatamente antes de que un efecto o efectos tóxicos se hagan evidentes) así como la  $\text{CL}_{50}$  para *Daphnia magna* ( $182 \text{ mgL}^{-1}$ ) (UNEP, 2003) reportados para la cafeína están muy por encima de las concentraciones promedio detectadas en este trabajo ( $2.64 \text{ }\mu\text{gL}^{-1}$ ); y por encima de esta  $\text{CL}_{50}$  se deben considerar otros efectos como los crónicos y genotóxicos; sobre organismos acuáticos. Reyes *et al.*, (2012) reportan porcentajes de remoción para cafeína superiores al 95% en humedales de flujo subsuperficial con *Typha* y *Phragmites* por separado.

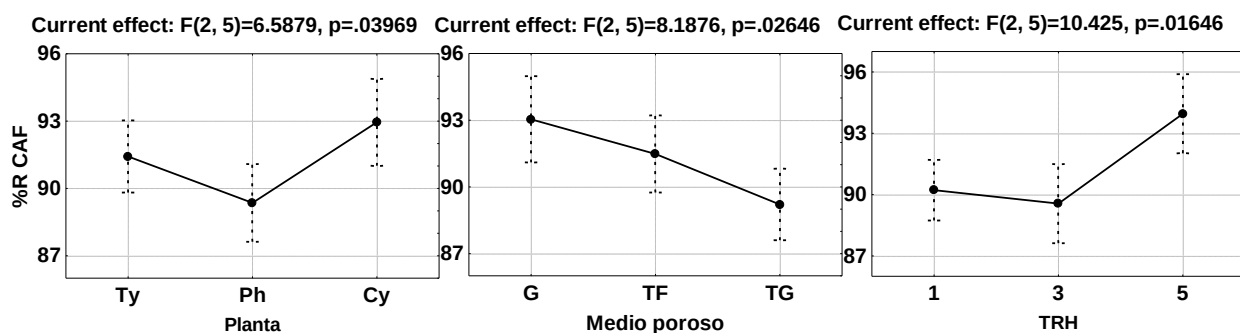
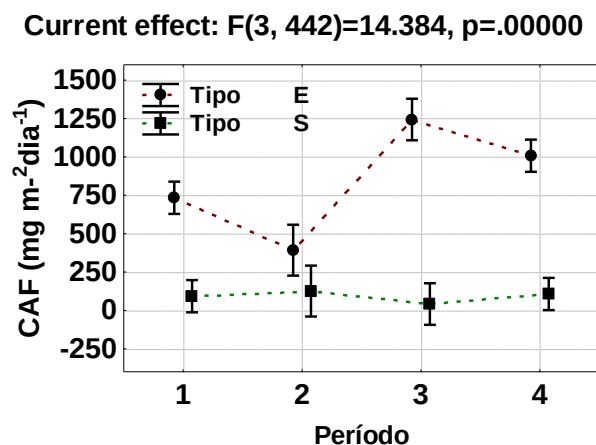


Figura 31. Gráfico que describe el efecto de las variables en la remoción de cafeína.

En la figura 32 se observan las altas concentraciones de cafeína a lo largo de los cuatro períodos de muestreo, si bien no se exhibe una tendencia específica en las cargas de entrada, la capacidad de depuración es constante, lo cual hace evidente la influencia de las comunidades bacterianas, las cuales potencializan los procesos de eliminación entre otros factores, aún en condiciones invernales.



E: salida; S: salida; 1, 2, 3 y 4 corresponde a los períodos de muestreo

Figura 32. Variación temporal de los porcentajes de remoción de cafeína

### 3.3.3 Galaxolide

Los porcentajes de remoción para esta fragancia se determinaron en el rango de 80-85%; probablemente debido a los procesos de adsorción y sedimentación. Se observó que Cy fue la macrófita que mayor porcentaje removió de este contaminante, la cual posee una densidad radicular superior a las otras macrófitas favoreciendo los procesos de eliminación. Por otra parte tezontle fino fue el medio poroso que más removió, esto se debe principalmente al tamaño de partícula y su capacidad de filtración, además de que con periodos más prolongados se obtiene una mayor remoción.

Los resultados obtenidos son superiores a los reportados por Reyes *et al.* (2011) que obtuvieron porcentajes de remoción entre el 45 y 50% con *Typha sp* y un TRH de 55 h, 67% de remoción con una combinación de *Phragmites sp*, *Typha sp* y *Schoenoplectus lacustris*, un TRH de 3 y 20 días por Matamoros y Salvado, (2012); por otro lado, Hijosa Valsero (2011) reportó porcentajes de remoción, de 31 a 61%.

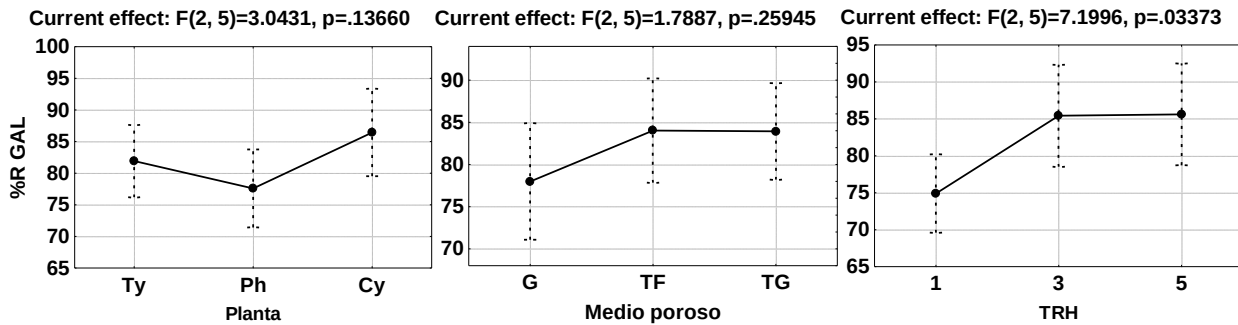


Figura 33. Gráfico que describe el efecto de las variables en la remoción de galaxolide.

En la figura 34 se observan el comportamiento promedio de las cargas de entrada y salida de los sistemas durante los cuatro periodos, se observa que sólo hubo un ligero incremento en la carga de este contaminante durante el tercer periodo, el cual disminuyó al cuarto, sin embargo, la capacidad de los sistemas se mantuvo constante durante el estudio y con poca variación en los resultados.

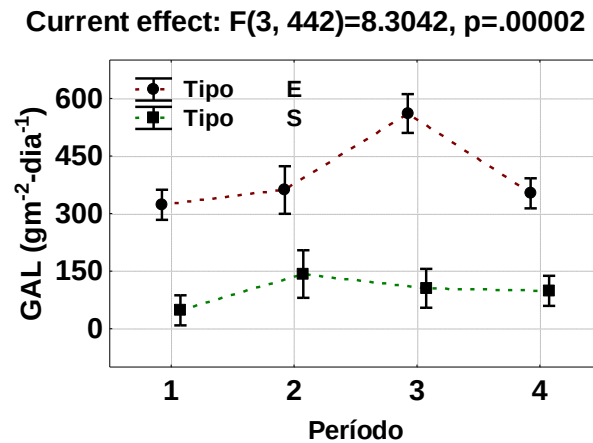


Figura 34. Variación temporal de los porcentajes de remoción de galaxolide; E: salida; S: salida; 1, 2, 3 y 4 corresponde a los periodos de muestreo

### 3.3.4 Tonalide

En la figura 35 se observa que las variables que tienen más influencia sobre la remoción de tonalide, son tipo de macrófita y medio poroso, Cy remueve mejor en combinación con TG (con una ligera diferencia con TF), además de exhibir una mayor remoción con tiempos prolongados



de permanencia, estos resultados fueron similares a los observados para la remoción de galaxolide, esta similitud puede estar relacionada con la estructura química de ambos compuestos (galaxolide y tonalide).

La eficiencia de los componentes analizados exhibieron la siguiente tendencia:  $Cy > Ty > Phr$ ,  $TG > TF > G$ ;  $5 > 1 > 3$  días. Otros autores reportan resultados similares con sistemas con las mismas características hidráulicas; Reyes *et al.*, (2012) reportan porcentajes de remoción de tonalide superiores al 90% en sistemas plantados con *Typha* y *Phragmites* respectivamente, Avila *et al.*, (2010; 2013).

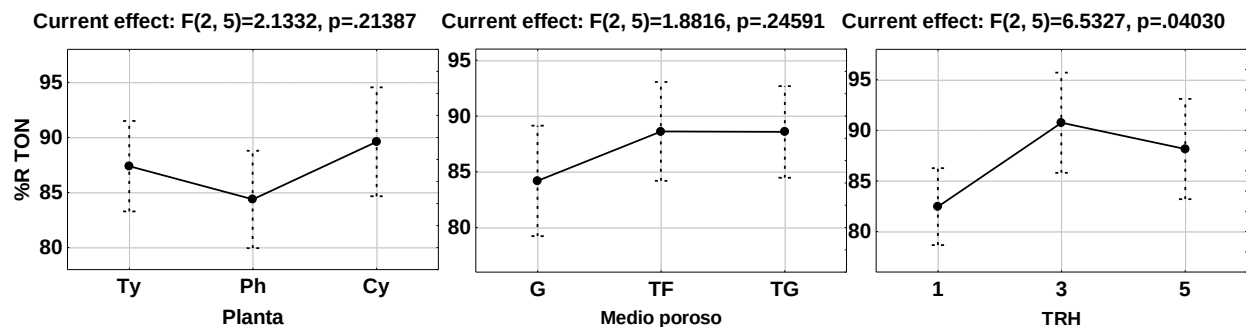
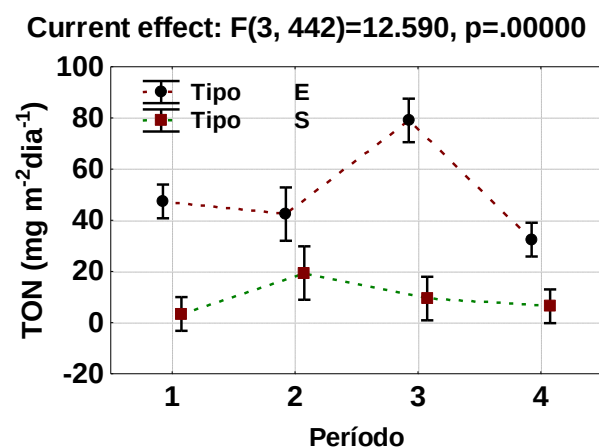


Figura 35. Gráfico que describe el efecto de las variables en la remoción de tonalide.

En la figura 36 se muestra el comportamiento de las cargas de entrada y salida de tonalide. Se observan diferencias significativas ( $p=0.00$ ) en las cargas de entrada, por otra parte, al igual que el galaxolide, también se incrementó la carga durante el tercer periodo; no obstante, la capacidad de remoción se mantuvo tal como lo muestra la línea correspondiente a las cargas de salida.



E: salida; S: salida; 1,2, 3 y 4 corresponde a los periodos de muestreo

Figura 36. Variación temporal de los porcentajes de remoción de tonalide

### 3.3.5 Alquilfenoles

Hasta ahora se han descrito los efectos de las variables sobre los compuestos que se usan como fragancias, estimulantes o aditivos que se utilizan en productos para el cuidado personal (PPCP). Las concentraciones a las que se han detectado en el río Nexapa según estudios del 2012 (Navarro *et al.*, 2012) han mostrado que las concentraciones máximas están por debajo de las  $CL_{50}$  para ciertos consumidores primarios (cladóceros) y secundarios (roedores y humanos), razón por la cual los efectos no significarían un problema de toxicidad aguda, aunque muy poco se han estudiado los efectos crónicos.

Existe un grupo de sustancias que son metabolitos de las transformaciones de los tensoactivos utilizados en las formulaciones de algunos detergentes, de las cuales ya se ha reportado su genotoxicidad sobre organismos de los primeros niveles tróficos, copépodo (Hwang *et al.*, 2010); Trucha arcoíris (Tollefsen *et al.*, 2008); toxicidad aguda en *Daphnia magna* (Gerritsen *et al.*, 1998); y citotoxicidad (Hecker *et al.*, 2002). No obstante a la fecha no existen documentos legislativos a nivel Nacional que regulen las concentraciones de estas sustancias en descargas industriales, lo que ocasiona un incremento en las concentraciones de estos compuestos en diversos cuerpos de agua, específicamente en el río Nexapa donde se han identificado concentraciones máximas de  $70.55 \mu\text{g L}^{-1}$  para AP,  $13.16 \mu\text{g L}^{-1}$  para APMEO, lo anterior es preocupante debido a que estudios realizados han reportado efectos genotóxicos en concentraciones en el orden de  $\text{ng L}^{-1}$ .

En la figura 37 se muestran los porcentajes de remoción de AP (alquilfenoles), se observa un efecto significativo por parte del TRH ( $p=0.049$ ) con porcentajes de remoción de 40% con un día de TRH, y hasta 80% de remoción con tres días lo que se relaciona con las condiciones de los sistemas (estancamiento) y las propiedades químicas de los compuestos, características que favorecen la acumulación.

Respecto al tipo de macrófita, no se observaron diferencias en la remoción por parte las tres especies analizadas ( $p=0.97$ ), no obstante, la grava fue el medio poroso que mejor removió obteniendo un valor promedio de 60%.

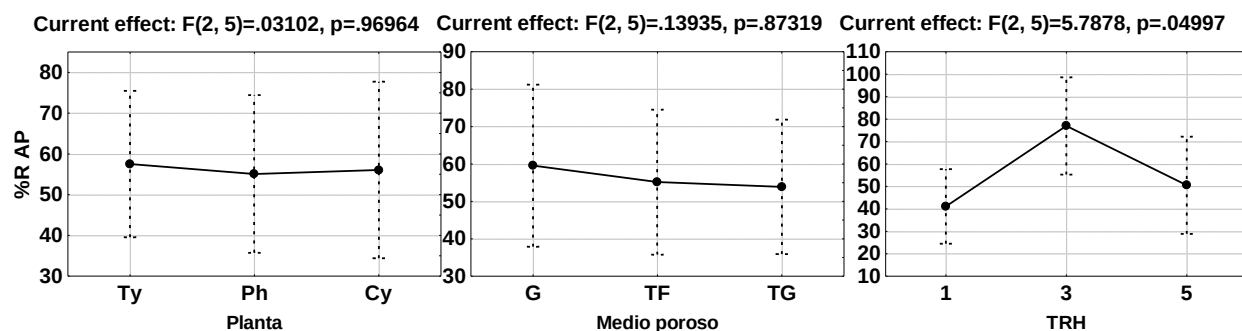


Figura 37. Gráfico que describe el efecto de las variables en la remoción de alquilfenoles.

El comportamiento en las cargas de entrada y salida de los sistemas, se muestra en la figura 38, se observan cargas promedio de  $2000 \text{ mg día}^{-1}\text{m}^{-2}$ , con porcentajes de remoción que oscilan entre un 40 y 80%, a excepción del segundo período, donde se observó un comportamiento atípico en la carga de salida del sistema ( $>$  a la carga de entrada) atribuible a una acumulación y lavado del medio poroso, ya que en los dos periodos subsecuentes la remoción toma una tendencia decreciente.

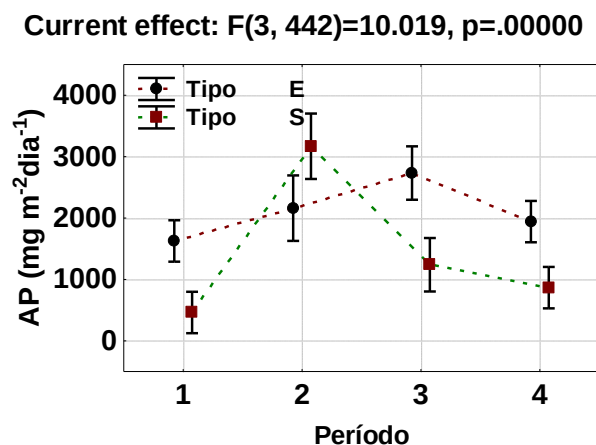


Figura 38. Variación temporal de los porcentajes de remoción de AP; E: salida; S: salida; 1, 2, 3 y 4 corresponde a los períodos de muestreo

### 3.3.6 Alquilfenoles monoetoxilados

En el gráfico 39 se observa que el TRH es la variable con efecto significativo sobre la remoción de APMEO, además de que Cy y Ty son las macrófitas que remueven un mayor porcentaje, así como el TF y TG. Aunque *Phr* y G son los que menor porcentaje de remoción mostraron (70 a 68%) no significa que sean ineficientes considerando que la concentración máxima que se ha identificado en los sitios más contaminados de la subcuenca (Santo Domingo, Las Fajanas y Zahuapan) es de  $13.16 \mu\text{g L}^{-1}$  y una concentración promedio de  $2.07 \mu\text{g L}^{-1}$ , lo cual se compensa con la capacidad de carga removida por los sistemas.

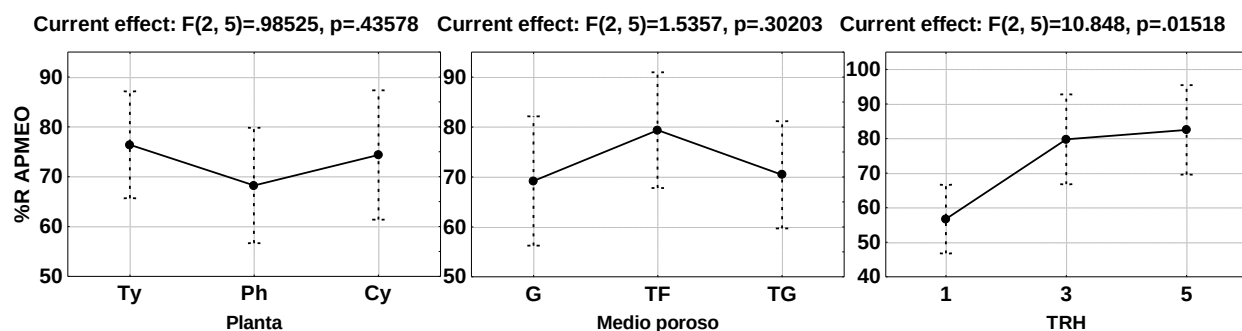


Figura 39. Gráfico que describe el efecto de las variables en la remoción de alquilfenoles monoetoxilados.

Los bajos porcentajes de remoción de estos compuestos, están relacionados con las condiciones del sistema, debido a que tienden a acumularse en medios anaerobios (Warhurst, 1995). La remoción de estos compuestos es importante debido a su toxicidad, la cual es mayor sobre organismos acuáticos presentando alteraciones congénitas en peces (trucha arcoíris) a concentraciones de  $1.6 \mu\text{g L}^{-1}$  (Kayama *et al.*, 2003).

La figura 40 describe el comportamiento de las cargas de entrada y salida de los sistemas, mostrando un incremento en la carga de entrada durante el segundo periodo, mismo que disminuyó ligeramente al tercero y al cuarto período; la disminución fue mayor, debido a que los cambios estacionales (invierno) influyen sobre la actividad microbiana de los sistemas, por otra parte, las cargas de salida mostraron una tendencia similar durante los primeros tres periodos, observando una drástica disminución en la capacidad de remoción durante el último período.

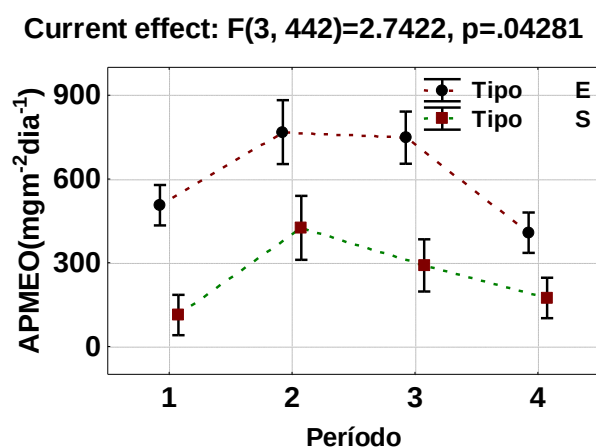


Figura 40. Variación temporal de los porcentajes de remoción de APMEO; E: salida; S: salida; 1, 2, 3 y 4 corresponde a los periodos de muestreo

### 3.3.7 Alquilfenoles dietoxilados (APDEO)

En la figura 41 se observan los porcentajes de remoción de los APDEO en un rango promedio de 80 a 90%, obteniendo mayor remoción con Cy, TF y, 3 y 5 días de TRH, estas dos últimas fueron las variables que presentan efectos significativos sobre la remoción de APDEO, lo que se relaciona con la superficie de contacto, en este caso, el tezontle fino por ser el medio poroso con el  $D_{60}$  menor posee una mayor superficie de contacto y favorece el desarrollo radicular de las macrófitas.

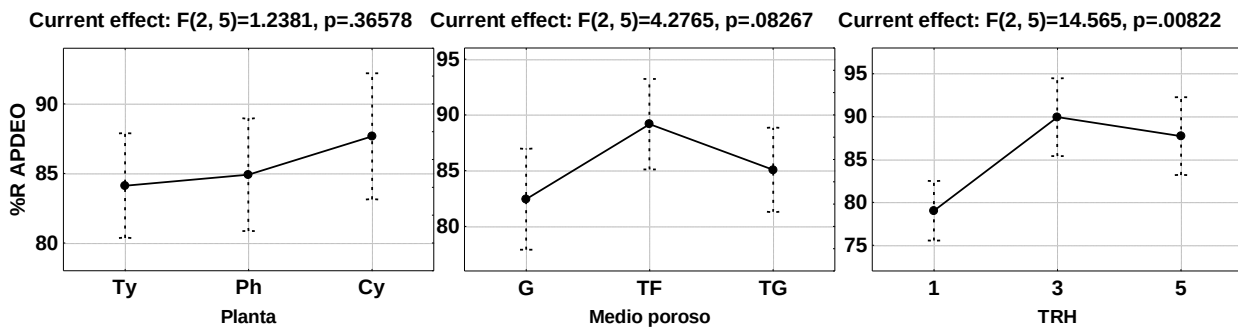


Figura 41. Gráfico que describe el efecto de las variables en la remoción de APDEO

La figura 42 muestra las diferencias entre cada uno de los periodos, se observan diferencias significativas ( $p=0.00017$ ) entre los cuatro periodos, mostrando una tendencia similar a la de los APMEO, cabe recordar que se trata de metabolitos secundarios provenientes de la degradación de sustancias tensoactivas que son característica en aguas urbanas.

Es importante señalar que los porcentajes de remoción mostraron un comportamiento similar a las cargas de entrada, lo cual se describe en la curva correspondiente a las cargas de salida.

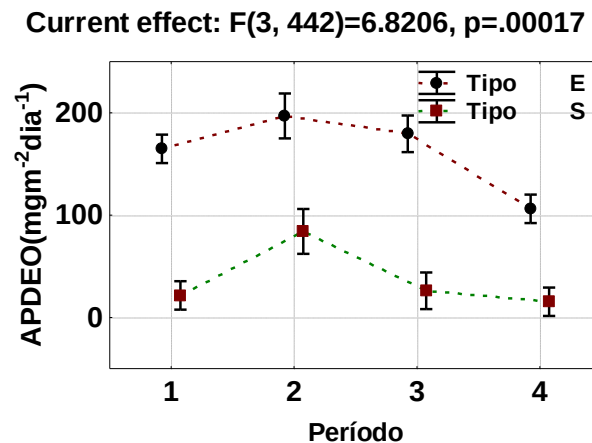


Figura 42. Variación temporal de los porcentajes de remoción de APDEO, E: salida; S: salida; 1, 2, 3 y 4 corresponde a los periodos de muestreo

### 3.3.8 Sunscreen UV15

Los protectores solares contenidos en productos para el cuidado personal tales como el sunscreen UV15 y el parsol CMX se han detectado en el río en concentraciones promedio de 1 y 4  $\mu\text{g L}^{-1}$  respectivamente. El interés del estudio de estos compuestos se debe al posible efecto de disrupción endocrina de ciertos protectores solares (Weisbrod *et al.*, 2007) además de que algunas de estas sustancias han sido detectadas en peces de lagos usados para recreación, que se relaciona con la presencia en sedimentos y suelos (Balmer *et al.*, 2005; Buser *et al.*, 2006).

Los sistemas de tratamiento han mostrado una alta eliminación del sunscreen UV15, obteniendo porcentajes de remoción en un rango de 94 al 98% (Figura 43) siendo *Cyp*, TF y tres días de TRH los niveles de las variables que mejores resultados mostraron, ninguna de las variable mostró efectos significativos ( $p= 0.83$ , 0.70 y 0.54 para planta, medio poroso, TRH respectivamente) lo que evidencia la flexibilidad de los sistemas en la eliminación de este compuesto

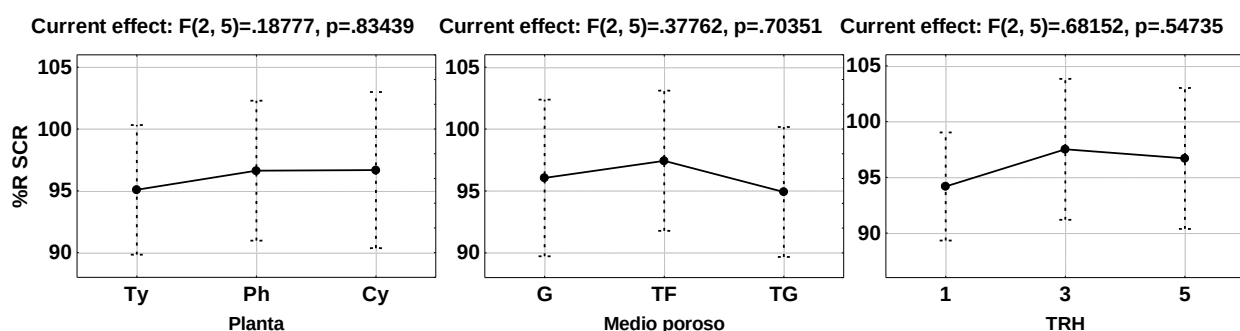


Figura 43. Gráfico que describe el efecto de las variables en la remoción de sunscreen UV15.

La importancia en la remoción del sunscreen debe su impacto en la salud, pues se han reportado efectos adversos, como sensibilidad al contacto, riesgo de deficiencia de vitamina D y estrogenicidad (Divya, 2010). Además se han asociado con filtros UV algunas alteraciones en las gónadas, disminución de la fertilidad y la reproducción, y la feminización de las características sexuales de los machos (Díaz y Barceló, 2011).

La figura 44 muestra las cargas de entrada y salida de los sistemas de tratamiento, se observa un ligero incremento en el segundo período y una drástica disminución en los dos períodos subsecuentes, a pesar de las variaciones en las cargas de entrada, las cargas de salida se mantuvieron estables durante los cuatro períodos.

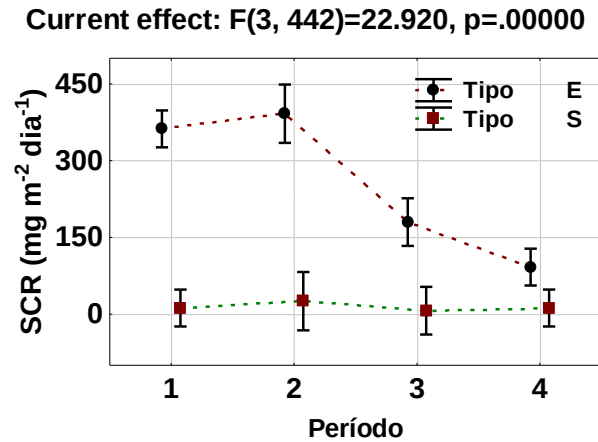


Figura 44. Variación temporal de los porcentajes de remoción de Sunscreen UV15; E: salida; S: salida; 1,2, 3 y 4 corresponde a los periodos de muestreo

### 3.3.9 Parsol MCX

El parsol MCX se ha detectado en el río y en descargas de aguas residuales en concentraciones máximas de  $23.57 \mu\text{g L}^{-1}$  en el río y  $23.91 \mu\text{g L}^{-1}$  en agua del tanque sedimentador de la PTAR de Izúcar de Matamoros. Este compuesto muestra la misma tendencia que la mayoría de los compuestos de estudio, siendo Cy y TF, la macrófita y el medio poroso que más remueven este compuesto, además de los periodos prolongados TRH (cinco días); es importante mencionar que los tiempos cortos no favorecen la remoción, observando porcentajes de remoción en un rango del 50 al 80% (Figura 45). Aun cuando no hay diferencias significativas entre las tres variables ( $p=0.80, 0.38$  y  $0.12$  para planta, medio poroso y TRH respectivamente), el TRH mostró mayor efecto sobre la remoción del compuesto.

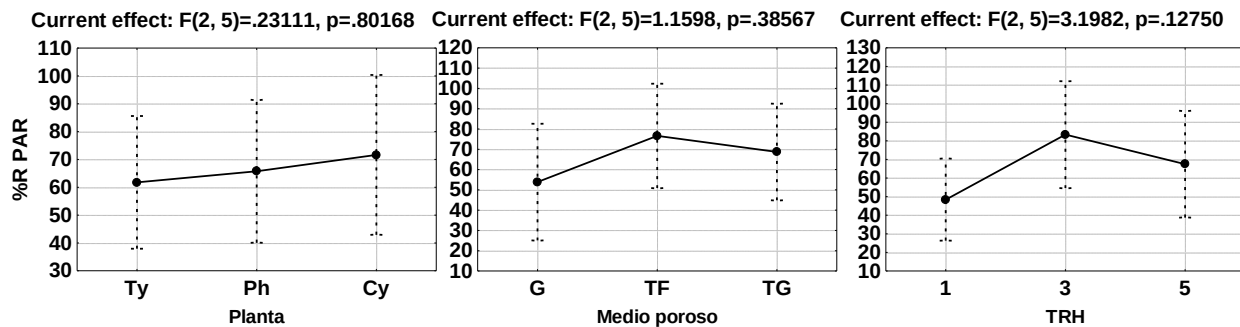


Figura 45. Gráfico que describe el efecto de las variables en la remoción de parsol MCX.

La figura 46 indica que existen diferencias significativas en las cargas promedio de entrada y salida durante los cuatro periodos, hubo un incremento en las cargas de entrada y salida

durante el segundo período, estabilizándose en los dos períodos subsecuentes, mostrando una remoción estable a lo largo del experimento.

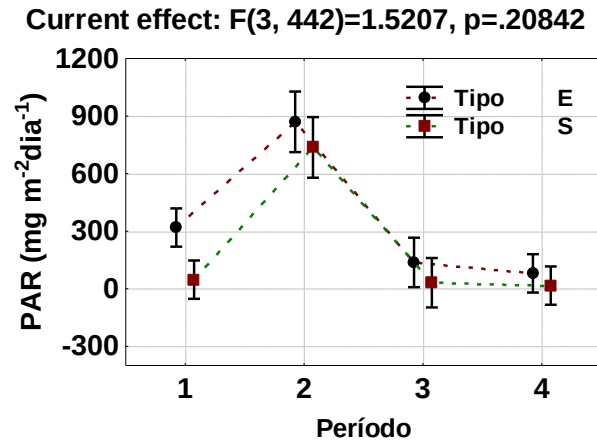


Figura 46. Variación temporal de los porcentajes de remoción de Parsol MCX; E: salida; S: salida; 1, 2, 3 y 4 corresponde a los períodos de muestreo

### 3.3.10 Metildihidrojasmonato

Entre la lista de microcontaminantes orgánicos se encuentran algunos aditivos alimentarios que se usan como saborizantes o fragancias, tales como el metildihidrojasmonato (MDJH); el cual mostró susceptibilidad a los procesos de remoción, obteniendo porcentajes de remoción máximos del 79% (figura 47), siendo el TRH la única variable que presentó un efecto significativo sobre la remoción de este compuesto ( $p=0.0049$ ), por otra parte, Cy y TF fueron los niveles que mejores resultados de remoción presentaron, 77 y 76% respectivamente.

Los valores obtenidos coinciden con los publicados por: Reyes *et al.*, (2012) quienes reportan %R en humedales similares en un rango de 80 a 100% para este compuesto, así como valores de remoción entre el 75 y 80% para verano y entre 55 y 60% en invierno.

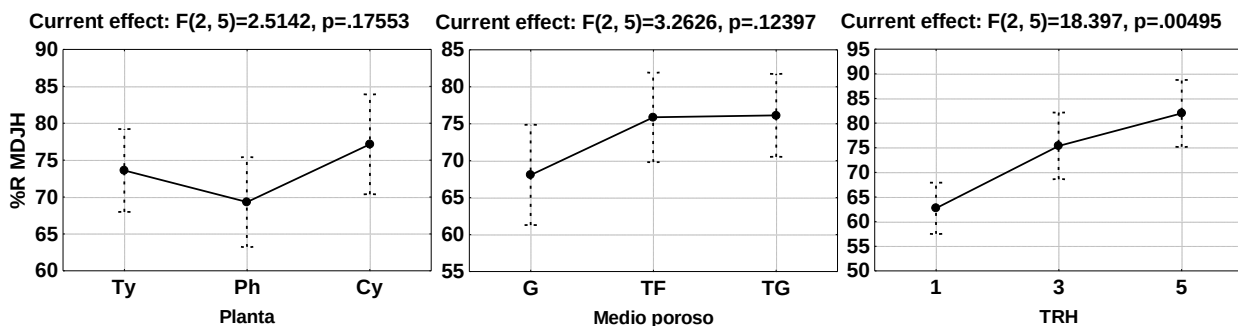


Figura 47. Gráfico que describe el efecto de las variables en la remoción de metildihidrojasmonato.



En la figura 48 se observa que las cargas de entrada mostraron variaciones importantes ( $p=0.00$ ) durante los cuatro períodos, sin embargo, las cargas de salida fueron constantes, con lo que se concluye que los sistemas de tratamiento poseen una capacidad de remoción de este tipo de compuestos independiente de la cantidad que ingrese al sistema.

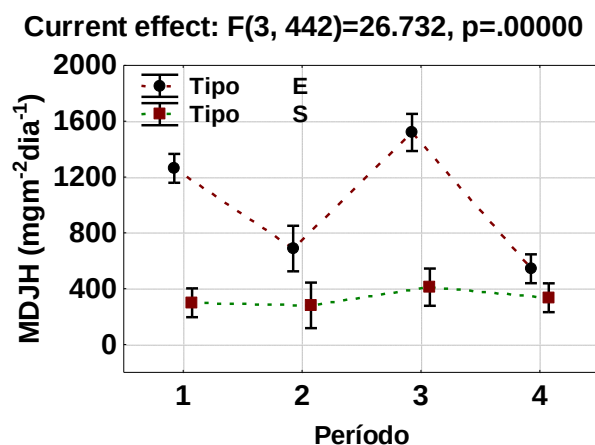


Figura 48. Variación temporal de los porcentajes de remoción de metildihidrojamonato; E: salida; S: salida; 1,2, 3 y 4 corresponde a los períodos de muestreo

### 3.3.11 Naproxeno

Finalmente, dentro del grupo de los MCO se encuentran los fármacos, en el agua de la subcuenca del río Nexapa han sido identificados una amplia gama de compuestos con aplicaciones terapéuticas tales como: el triclosan, carbamazepina, embramina, diclofenaco, paracetamol y naproxeno.

La presencia de fármacos en aguas superficiales es de preocupación actual debido a la poca información disponible respecto al transporte y efectos adversos de estas sustancias y sus derivados sobre organismos acuáticos no blanco, sobre todo cuando se ha reportado que los productos de fotodegradación son más tóxicos que los compuestos originales (Isidori *et al.*, 2005).

Diversos trabajos han estudiado los efectos toxicológicos del naproxeno; Schnell *et al.*, (2009) estudiaron el efecto citotóxico de diversos MCO (incluyendo el naproxeno) solos y mezclados sobre trucha arcoíris, concluyendo que su toxicidad es menor en comparación con antidepresivos y reguladores lipídicos; Nezvalová-Henriksen *et al.*, (2013) estudiaron el efecto sobre los procesos de reproducción, sin encontrar efectos significativos, y, Riyami *et al.*, 2009 estudiaron el efecto disruptor a nivel endócrino, identificando alteraciones en la producción de bilirrubina, mediante el ensayo de Beckman y Siemens.

En la figura 49 se observa que la remoción de esta sustancia está influenciada significativamente por el TRH ( $p=0.009$ ), y la variable que mostró mayor efecto, aunque no significativo sobre la remoción, fue el tipo de macrófita ( $p=0.064$ ), la planta que más remueve es Cy, TF y 5 días; el medio poroso y el TRH que mejor remueven, respectivamente; no obstante las diferencias entre estas dos variables no muestran efectos significativos ( $p=0.064$  para planta y 0.69 para medio poroso).

Los porcentajes de remoción oscilan en un rango de %R promedio entre 50 y 75% de la carga total diaria por metro cuadrado, cabe mencionar que las concentraciones promedio identificadas son de 0.4 y 0.5  $\mu\text{g L}^{-1}$  en el agua de la subcuenca del río Nexapa (Navarro *et al.*, 2012).

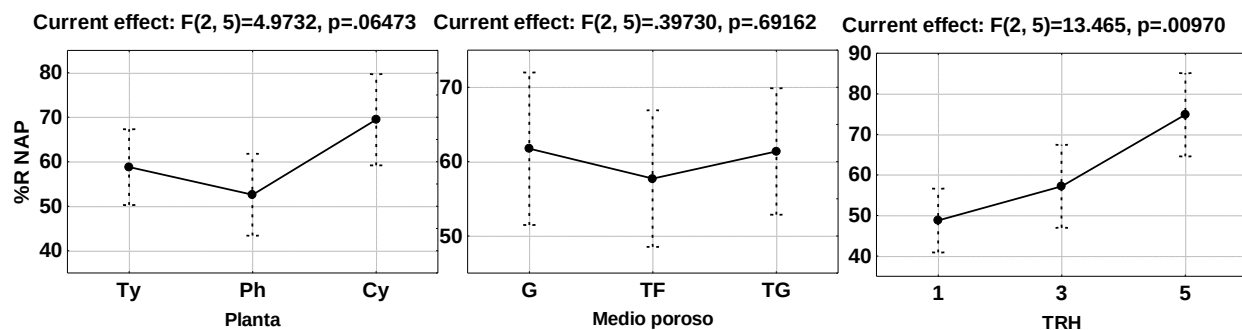
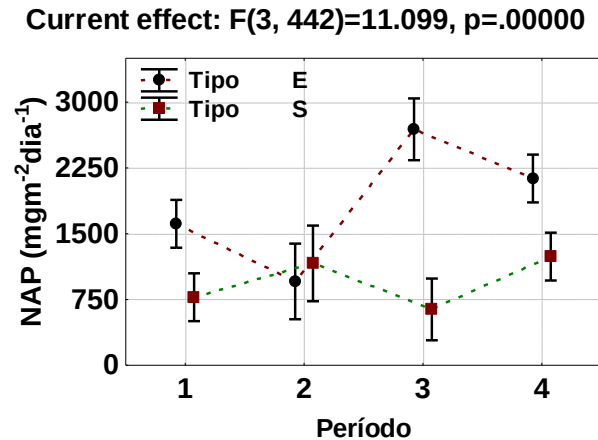


Figura 49. Gráfico que describe el efecto de las variables en la remoción del naproxeno.

En la figura 50 se observa que las cargas de entrada y salida variaron significativamente ( $p=0.00$ ) durante el desarrollo del estudio, observándose un incremento en las de entrada en el tercer periodo y disminuyendo para el cuarto; por otra parte, la eficiencia de remoción fue mayor durante el tercer período lo que demuestra que la maduración de los sistemas incrementa la capacidad de remoción, sin embargo, para el último período se observa una disminución, atribuible al descenso de temperatura con lo que también disminuye la actividad bacteriana.



*E: salida; S: salida; 1,2, 3 y 4 corresponde a los períodos de muestreo*  
 Figura 50. Variación temporal de los porcentajes de remoción del naproxeno.

### 3.4 Influencia de las propiedades fisicoquímicas de los compuestos sobre la eficiencia de remoción

La degradación de los diversos contaminantes que se han identificado en aguas superficiales se relaciona con las características ambientales y de las propiedades fisicoquímicas de cada sustancia, se consideraron: Logaritmo del coeficiente de partición octanol/agua (*Log Kow*), solubilidad en agua (*Ws*), Logaritmo del coeficiente de partición octanol/aire (*Log Koa*) y Logaritmo del coeficiente carbono orgánico (*Log Koc*).

El coeficiente de reparto es una constante de equilibrio, depende de la temperatura y de la naturaleza de los solventes y soluto involucrados, y no de la cantidad de los solventes y soluto, por lo que es útil para elucidar las vías de transporte o eliminación mediante los humedales a través de los distintos compartimentos; el coeficiente de partición octanol/agua (*Log Kow*) describe la distribución de los contaminantes entre la fase acuosa y una fase orgánica.

En el cuadro 9 se observan los valores de los coeficientes de reparto de los compuestos analizados, los coeficientes de reparto describen la afinidad entre dos solutos, uno orgánico y el otro que puede ser agua (*Kow*), aire (*Koa*) y suelo (*Koc*). Con lo que se observa que los compuestos que son más susceptibles a procesos de adsorción, son los alquilfenoles y los protectores solares debido a que mostraron los valores más altos de *Kow*, *Koa* y *Koc*; por otra parte la cafeína es uno de los compuestos que debido a su elevada solubilidad en agua, su vía de eliminación es la degradación microbológica debido a la biodisponibilidad para los microorganismos, y finalmente los compuestos con mayor probabilidad de volatilización son las

fragancias tales como el galaxolide y el tonalide, compuestos que mostraron los valores más pequeños de Koa.

**Cuadro 9.** Propiedades fisicoquímicas de los compuestos estudiados.

| Compuesto                 | Nombre químico                                                       | Log Kow     | Ws,<br>mg/L  | Log Koa       | LogKoc       |
|---------------------------|----------------------------------------------------------------------|-------------|--------------|---------------|--------------|
| Galaxolide                | 4,6,6,7,8,8-Hexametil-1,3,4,6,7,8-hexahidrociclopenta [g] isocromeno | <b>5.43</b> | 0.49         | 6.127         | 3.799        |
| Tonalide                  | 1-(3,5,5,6,8,8-hexametil-5,6,7,8-tetrahidro-2-naftalenil) etanoato   | <b>5.80</b> | 0.2388       | 7.779         | 3.716        |
| Metildihidrojasmonato     | Metil 2-hexil-3-oxociclopentanocarboxilato                           | 2.98        | <b>91.72</b> | 7.668         | 2.162        |
| Sunscreen UV15            | Oxibenzona                                                           | 3.52        | 68.56        | <b>10.002</b> | 3.103        |
| Parsol CMX                | Octil metoxicinamato                                                 | <b>5.80</b> | 0.1548       | 9.938         | 4.089        |
| Cafeína                   | 1,3,7-Trimetil-3,7-dihidro-1H-purin-2,6-dion                         | 0.16        | <b>2632</b>  | 8.765         | 1.000        |
| Alquilfenol               | Phenol,4(1,1-dimethylpropyl)-*                                       | <b>4.42</b> | 35.52        | 8.482         | 3.824        |
| Alquilfenol monoetoxilado | Benzestrol o ocestrol**                                              | <b>6.5</b>  | 0.1328       | <b>15.311</b> | <b>6.239</b> |
| Alquilfenol dietoxilado   | 4-metil-2 tert-octilfenol o 4-tert-Octil-o-cresol ***                | <b>5.82</b> | 1.387        | 9.513         | <b>4.408</b> |

**Kow:** coeficiente de partición octanol/agua; **Ws:** solubilidad en agua; **Koa:** coeficiente de partición octanol/aire; **Koc:** coeficiente de adsorción de carbono orgánico; \* Alquilfenol; \*\* Alquilfenol monoetoxilado; \*\*\* Alquilfenol dietoxilado.

En el cuadro 10 se muestra un resumen de los porcentajes de remoción promedio para cada compuesto analizado y por cada nivel, se observa que *Cyperus papyrus* fue la macrófita con mayor capacidad de remoción (Patiño y Zhinín; 2015) y solo *Thypa sp* mostró una importante remoción de alquilfenoles, resultados que coinciden con lo reportado por Pulgarín en 2012 , ambas macrófitas se diferencian de *Phragmites sp* por su elevado desarrollo radicular (van Kaick, 2008), lo cual se relaciona con un mayor aporte de oxígeno al sistema favoreciendo los procesos de oxidación de los compuestos.

Por otra parte, el medio poroso que mejor removió los contaminantes analizados fue el tezontle fino lo que se relaciona con la superficie de contacto de este material que a su vez esta correlacionado con su tamaño y porosidad, además de permitir un desarrollo radicular por parte de las macrófitas.

Finalmente se observa que con tiempos más prolongados se obtiene mayor remoción de los contaminantes, sobre todo para aquellos que no mostraron tanta afinidad por la fase orgánica, tales como la cafeína, metildihidrojasmonato y naproxeno, ya que los alquilfenoles y protectores solares se remueven en mayor porcentaje con tiempos de residencia hidráulica menores.

**Cuadro 10.** Tabla resumen de los porcentajes de remoción promedio para cada variable, nivel y compuesto.

| Nivel      | CAF          | GAL          | TON          | SCR          | PAR          | MDJH         | AP           | APMEO        | APDEO        | NAP          |
|------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|
| <b>Ty</b>  | 90.65        | 79.89        | 86.11        | 94.32        | 57.06        | 70.40        | <b>57.51</b> | 70.66        | 82.13        | 53.91        |
| <b>Cyp</b> | <b>92.95</b> | <b>86.43</b> | <b>89.60</b> | <b>96.68</b> | <b>71.64</b> | <b>77.15</b> | 56.06        | <b>74.36</b> | <b>87.66</b> | <b>69.45</b> |
| <b>Ph</b>  | 88.59        | 76.30        | 83.58        | 95.84        | 61.81        | 67.36        | 55.06        | 63.53        | 83.16        | 49.98        |
| <b>G</b>   | <b>93.04</b> | 77.98        | 84.19        | 96.05        | 53.85        | 68.06        | <b>59.57</b> | 69.20        | 82.45        | <b>61.74</b> |
| <b>TF</b>  | 91.27        | <b>82.24</b> | <b>87.52</b> | <b>96.68</b> | <b>70.94</b> | <b>73.28</b> | 55.17        | <b>76.15</b> | <b>87.17</b> | 54.47        |
| <b>TG</b>  | 88.46        | 80.21        | 86.21        | 94.02        | 60.43        | 71.12        | 53.88        | 63.66        | 82.04        | 54.94        |
| <b>1</b>   | 89.32        | <b>75.14</b> | 82.83        | 93.72        | 49.17        | 63.48        | 41.10        | 57.28        | 78.88        | 46.95        |
| <b>3</b>   | 89.56        | 85.43        | <b>90.76</b> | <b>97.52</b> | <b>83.35</b> | 75.37        | <b>76.98</b> | 79.78        | <b>89.94</b> | 57.20        |
| <b>5</b>   | <b>93.95</b> | 85.61        | 88.16        | 96.70        | 67.45        | <b>81.98</b> | 50.54        | <b>82.49</b> | 87.72        | <b>74.86</b> |

### 3.5 Validación del diseño experimental

Después de haber analizado los resultados obtenidos, es necesario realizar una validación del diseño experimental, para lo que se debe determinar: que la media sea cero, que la varianza sea constante (homogénea), que las variables sean independientes entre sí y que muestren una distribución normal. Por lo que en el apartado de anexos se ubican los cuadros de ANOVA, resultados de la prueba de Tukey, pruebas de homogeneidad de varianza (Levene's) y pruebas de normalidad (Kolmogorov- Smirnov, Lilliefors y Shapiro Wilks).

#### Efecto de las variables y diferencias entre niveles

Respecto a la variabilidad de los efectos de las variables sobre la regulación de parámetros fisicoquímicos (anexo 2, cuadro 21) se observa que el tiempo de residencia hidráulica tuvo efecto sobre la conductividad eléctrica y el potencial redox; por otra parte, el tipo de planta

influyó sobre la oxigenación de los sistemas debido a que las plantas inyectan oxígeno al sistema a través de la rizósfera en el orden de  $0.02$  a  $0.15 \text{ gm}^{-2}\text{d}^{-1}$  (Wu *et. al.*, 2001) lo que se relaciona con la densidad radicular. La prueba de Tukey indicó que las diferencias entre plantas se observaron entre *Phragmites* y *Thypha*; y en relación al TRH la significación se observó entre los periodos de 1 y 5 días (cuadro 23).

Respecto al efecto de las variables sobre la remoción de microcontaminantes orgánicos el TRH fue la variable que mostró efecto significativo en la mayoría de los compuestos (cuadro 23), sin embargo, la prueba de Tukey (cuadro 24) mostró que estas diferencias se identificaron en la mayor parte de los MCO entre los tres niveles y sólo en la remoción de los alquilfenoles la diferencia se observó entre 1 y 3 días; sólo se identificó el efecto del medio poroso en la remoción de cafeína (entre TG y G); el efecto del tipo de macrófita sólo influyó sobre la remoción de cafeína y naproxeno cuyas diferencias fueron significativas entre *Cyperus* y *Phragmites*.

### Homogeneidad de varianza

La prueba de homogeneidad de varianza de Levene's sobre la regulación de parámetros fisicoquímicos indicó que la mayoría de ellos mostró homogeneidad, y sólo la conductividad eléctrica y el potencial redox mostraron heterogeneidad en el TRH, específicamente en los periodos más prolongados (figura 51) esto no representa problemas, debido a que entre mayor sea el tiempo de residencia hidráulica se requieren mayores superficies de terreno, lo cual significa una mayor inversión en materia de recursos materiales e inmobiliarios.

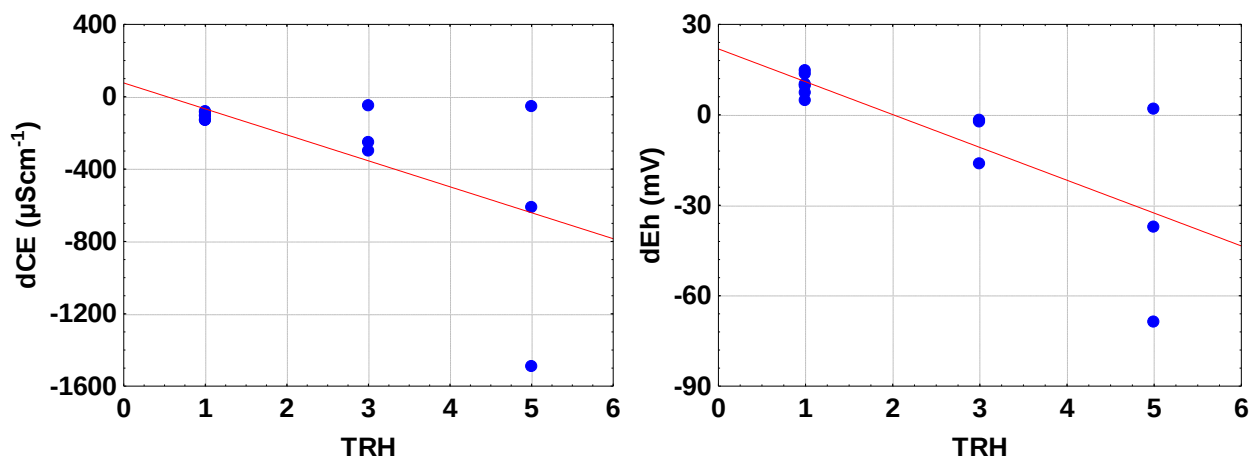


Figura 51. Gráficos de dispersión donde se observa la variabilidad por nivel de TRH.

En la regulación del OD sólo el tipo de macrófita mostró diferencias significativas entre las varianzas de cada nivel analizado, el tipo de macrófita con mayor variabilidad fue *Thypha*, seguida de *Cyperus*, y *Phragmites* mostró muy poca variabilidad tal como se ve en la figura 52.

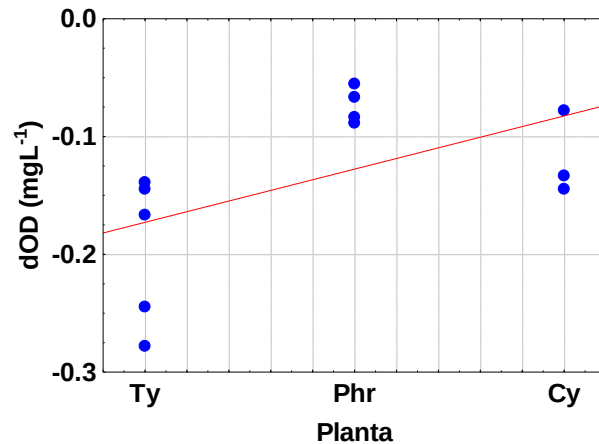


Figura 52. Gráfico de dispersión donde se observa la variabilidad por nivel en tipo de macrófita

La prueba de Levene's indica que la varianza en la remoción de MCO fue homogénea en más del 60% de los compuestos estudiados, y sólo en la remoción del metildihidrojasmonato, el sunscreen y la DBO<sub>5</sub> se observó variación significativa en el tipo de medio poroso ( $p=0.047$ , 0.045 y 0.024 para MDHJ, sunscreen y DBO<sub>5</sub> respectivamente), en la figura 53 se observa que el MDHJ y la DBO<sub>5</sub> tuvieron mayor variabilidad en el tezontle fino, y el sunscreen en el tezontle grueso.

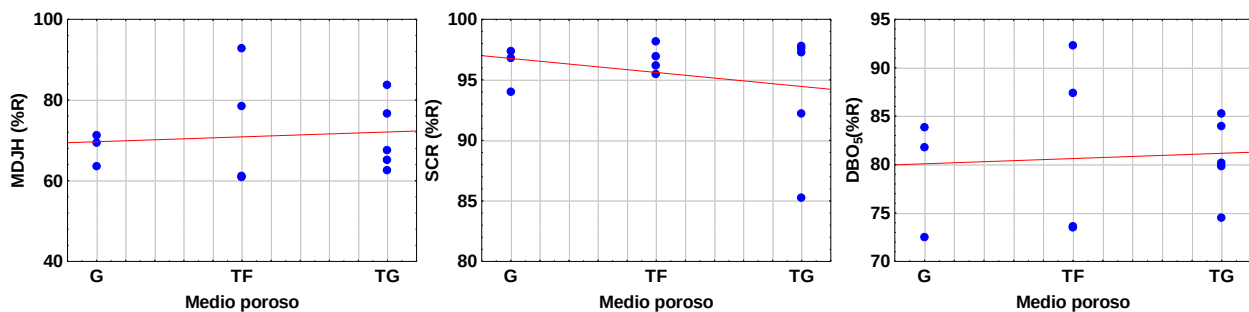


Figura 53. Gráficos de dispersión donde se observa la variabilidad por nivel de medio poroso.

Finalmente el TRH fue la variable donde no se observó homogeneidad en la varianza ( $p=0.039$ ) sin embargo, la variabilidad fue significativa en los periodos más prolongados de TRH tal como se muestra en la figura 54.

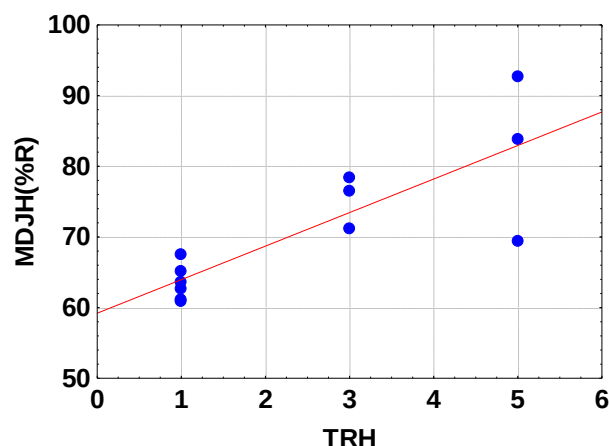


Figura 54. Gráfico de dispersión donde se observa la variabilidad en la remoción de MDJH por efecto del TRH.

### Pruebas de normalidad

En el cuadro 25 se observa que los resultados de las pruebas de normalidad coinciden con las pruebas de homogeneidad de varianza, debido a que los parámetros fisicoquímicos que mostraron heterogeneidad en la varianza son las mismas variables que no presentaron una distribución normal (conductividad eléctrica y potencial redox).

Para la remoción de MCO el sunscreen UV15 fue el único que no mostró distribución normal con la prueba de Lilliefors (cuadro 26), no obstante, con la prueba de Kolmogorov- Smirnov si se ajustó a la distribución normal.

### Efecto de las interacciones

El último punto que se debe evaluar para la validación del cuadrado latino se refiere a que las variables sean independientes entre sí, o que no muestren interacciones, para lo que se efectuó un análisis de varianza de una sola vía para la identificación de posibles interacciones entre las variables analizadas, con lo que se obtuvo que sólo en la remoción de MDHJ fue significativo el efecto de las siguientes interacciones: medio poroso/TRH y planta/TRH tal como se ve en el cuadro 11.



**Cuadro 11.** ANOVA de una sola vía para identificar el efecto de las interacciones en la remoción del MDHJ.

| <b>MDJH</b> |          |                  |          |          |              |
|-------------|----------|------------------|----------|----------|--------------|
|             | SS       | Degr. of Freedom | MS       | F        | p            |
| Intercept   | 54461.59 | 1                | 54461.59 | 388.6129 | 0.000        |
| PI/Mp       | 675.53   | 8                | 84.44    | 0.6025   | <b>0.748</b> |
| Error       | 420.43   | 3                | 140.14   |          |              |
| Intercept   | 55899.42 | 1                | 55899.42 | 13775.95 | 0.000        |
| Mp/TRH      | 1083.78  | 8                | 135.47   | 33.39    | <b>0.008</b> |
| Error       | 12.17    | 3                | 4.06     |          |              |
| Intercept   | 56387.38 | 1                | 56387.38 | 17163.20 | 0.000        |
| PI/TRH      | 1086.10  | 8                | 135.76   | 41.32    | <b>0.006</b> |
| Error       | 9.86     | 3                | 3.29     |          |              |

### 3.6 Parámetros básicos para el diseño de humedales a escala real (experiencia local)

Una vez comprobada la eficacia de los humedales construidos para alcanzar altas remociones de MCO es necesario determinar el potencial de aplicación de los mismos a escala real. Para ello, se deben considerar diversos aspectos para su diseño y operación, siendo los más importantes, la carga contaminante que se desee remover y el TRH que se debe emplear para garantizar la remoción.

Selección del área: en el caso particular de este estudio, el área para la instalación del humedal, debe ser una superficie adyacente a un sistema de pre tratamiento para evitar el ingreso de sólidos al sistema, mismos que podrían colmatarlo y disminuir la vida útil del humedal en este caso, una zona adecuada se ubica a la salida de la PTAR de Izúcar de Matamoros, ubicada en la comunidad de Puctla.

#### 3.6.1. Características fisicoquímicas del influente (efluente proveniente de la Planta Tratadora de Izúcar de Matamoros)

La PTAR del municipio consiste en dos trenes de tratamiento con una capacidad de  $90 \text{ L s}^{-1}$ , pero debido a la falta de recursos sólo opera una línea, es decir la mitad de la capacidad de la planta ( $45 \text{ L s}^{-1}$ ). El tratamiento inicia con un tren de cribado grueso del agua cruda, donde se retienen los residuos más grandes, seguido de un desengrasador en el cual se separa la grasa a través de un embudo de separación. Posteriormente el agua pasa a un sedimentador primario (figura 54) donde por un período de dos horas de residencia se permite que los sólidos se depositen en el fondo por gravedad.



**Figura 55.** Tanques sedimentadores de la PTAR del municipio de Izúcar de Matamoros.

El agua clarificada pasa al biofiltro donde la materia orgánica se biodegrada, después el agua va hacia un sedimentador secundario en el que los sólidos en suspensión restantes son sedimentados luego de dos horas al igual que en el primero, los lodos depositados en el fondo son enviados al espesador de lodos. Como última etapa, el agua pasa por un tanque de cloración para la eliminación de bacterias remanentes y finalmente es descargada en el Río Nexapa. Los lodos producidos por la PTAR son enviados a un digestor donde son espesados, neutralizados y luego deshidratados para disponerlos a un confinamiento final.

### 3.6.2 Condiciones de diseño

En el cuadro 12 se muestran los valores promedio de las determinaciones fisicoquímicas medidas en el efluente del tanque sedimentador, nótese que el valor de la  $\text{DBO}_5$  es superior al valor establecido en la norma, sin embargo es importante para establecer las condiciones de operación (superficie y flujo en humedal).

**Cuadro 12.** Valores promedio de los parámetros fisicoquímicos del efluente del tanque sedimentador.

| Parámetro       | Valor                                       |
|-----------------|---------------------------------------------|
| pH              | 7.63                                        |
| Eh              | -293.92 mV                                  |
| CE              | $2.32 \text{ Scm}^{-1}$                     |
| OD              | $0.20 \text{ mgL}^{-1}$                     |
| TUR             | 54.31 NTU                                   |
| $\text{DBO}_5$  | <b><math>285.98 \text{ mgL}^{-1}</math></b> |
| Volumen tratado | $45 \text{ Ls}^{-1}$                        |

El cuadro anterior muestra los valores promedio de los principales parámetros fisicoquímicos, sin embargo, la característica que determina la capacidad del sistema es la carga orgánica ( $\text{DBO}_5$ ), la cual como se observa en la figura 56, mostró diferencias significativas entre los cuatro periodos ( $p=0.00$ ), exhibiendo un máximo durante el segundo período además de una mayor variabilidad, y los dos últimos períodos mostraron una tendencia negativa que se refleja en la eficiencia de la PTAR.

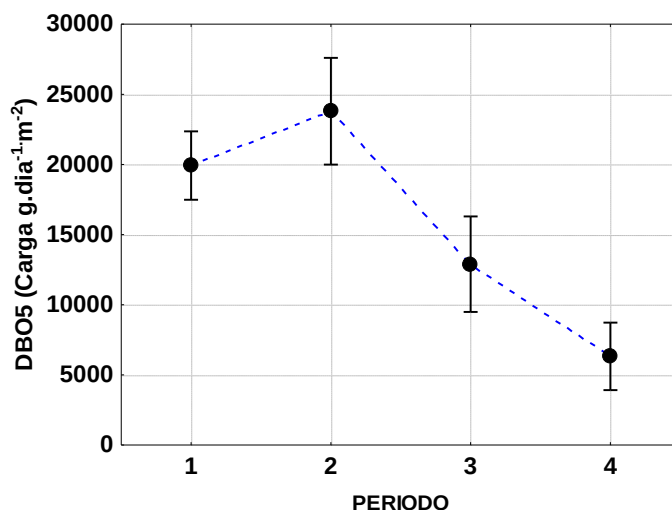


Figura 56. Cargas promedio de entrada durante los cuatro periodos de muestreo

### 3.6.3 Área superficial del humedal

Con base en los resultados obtenidos se sabe que los sistemas tienen la capacidad de remover en promedio hasta un 64% de la carga orgánica con un día de TRH, se recomienda este valor de TRH debido a que entre más bajo sea, menor tendrán que ser las dimensiones del sistema, para las aproximaciones realizadas se ha tomado como base un valor promedio de  $280 \text{ mgL}^{-1}$  (cuadro 12) que corresponde a una carga de entrada por  $\text{m}^2$  de  $1.09 \text{ Ton día}^{-1}$ , tomando como base 45  $\text{Ls}^{-1}$  de agua tratada de la planta (trabajando 24 horas). La gráfica (figura 55) señala valores mucho menores. Considerando el 64% de remoción, se alcanzaría a eliminar  $0.50 \text{ Ton día}^{-1}$  de carga orgánica (cuadro 13).

**Cuadro 13.** Volumen tratado al día y carga orgánica promedio en toneladas.

| V tratado ( $\text{L día}^{-1}$ ) | Carga promedio ( $\text{Ton día}^{-1}$ ) | Carga promedio ( $\text{Ton día}^{-1}$ ) |
|-----------------------------------|------------------------------------------|------------------------------------------|
| 3888000                           | 1.09                                     | 0.50                                     |

Los datos anteriores se han establecido de acuerdo con los valores obtenidos en las determinaciones realizadas sobre el efluente del tanque sedimentador, monitoreadas a lo largo del proyecto.

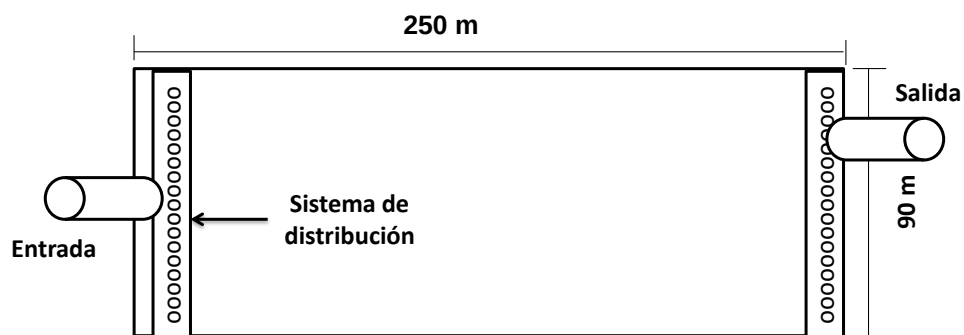
Por otro lado, si el criterio a tomar con base en la NOM-001-ECOL-1996, que establece límites máximos permisibles de  $\text{DBO}_5$  de 150 y 200  $\text{mg L}^{-1}$ , 75 y 150  $\text{mg L}^{-1}$  y 30 y 60  $\text{mg L}^{-1}$  como promedio mensual y diario para uso agrícola, urbano y protección a la vida acuática respectivamente, se establecen los siguientes requerimientos del humedal: para uso urbano con valores promedio de  $\text{DBO}_5$  de 100  $\text{mg L}^{-1}$ , se calcularon los siguientes parámetros (cuadro 14):

**Cuadro 14.** Cargas promedio que se requieren tratar y la capacidad de remoción de los sistemas de tratamiento.

| Carga orgánica por remover (Ton) | Carga orgánica por remover (kg) | Capacidad de remoción $\text{kgm}^{-2}$ |
|----------------------------------|---------------------------------|-----------------------------------------|
| 0.505                            | 505.44                          | 0.013                                   |

Los datos anteriores muestran que se requiere de una área superficial de aproximadamente 4.0 hectáreas, para ello se divide el total de materia orgánica que debe ser removido (505.44 kg) sobre la capacidad de remoción del sistema (0.013  $\text{kg/m}^2$ ) con lo que se obtiene una superficie de 38880  $\text{m}^2$  equivalentes a 3.88 Ha, para tratar el volumen de salida de la PTAR, sin embargo, es necesario considerar que cuando el sistema logra un grado de maduración mayor, se podría reducir el TRH a la mitad del tiempo más corto que se analizó en este trabajo (12 horas) con lo cual el área superficial requerida, disminuiría a la mitad (2.0 Ha).

De acuerdo con esto, las dimensiones y características generales del humedal que se proponen serían como las de la figura 57:



**Figura 57.** Dimensiones del humedal propuesto. Área superficial 2.5 Ha

Con base en lo expuesto se han calculado los siguientes insumos, tomando en cuenta una profundidad máxima del humedal de 50 cm. (cuadro 15):

**Cuadro 15.**Lista preliminar de insumos requeridos para la instalación del humedal

| Insumo                               | Cantidad            |
|--------------------------------------|---------------------|
| Material poroso (grava)              | 2250 m <sup>3</sup> |
| Material para enrocamiento           | 24 m <sup>3</sup>   |
| Plantas                              | 900,000 unidades    |
| Tubería para sistema de distribución | 170 m               |

Lo anterior sólo incluye los requerimientos, posteriormente se debe proceder con el análisis de costos para evaluar la viabilidad económica de la propuesta, además de los requisitos legales. Para hacer uso de un área federal, que es donde se pretende establecer el humedal, es necesario presentar la documentación descrita: CNA-01-006 Concesión para la Ocupación de Terrenos Federales cuya Administración Competa a la Comisión Nacional del Agua:

- Memoria técnica (solo para el caso de obra).

Presentar documentación técnica que soporte la solicitud en términos del área requerida.

- Documentación técnica.

En caso de construcción de obras, deberá anexar los planos de la obra con la descripción y características de las obras realizadas o por realizar y los plazos para la ejecución de las obras que se pretendan construir.

- Manifestación de impacto ambiental o la exención de la misma.

Solo se requerirá el resolutivo emitido por la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales en los casos dispuestos en la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente.

#### **3.6.4 Recuperación de servicios ecosistémicos**

El estudio de los servicios ecosistémicos se debe establecer con base en la problemática que motivó al desarrollo de este proyecto y es necesario mencionar que la recuperación de los mismos es parte de los resultados obtenidos al mejorar la calidad del agua. Con base en la problemática establecida al inicio del documento, se espera que con el establecimiento de estos sistemas de tratamiento en zonas estratégicas de la subcuenca se logre revertir el deterioro de la calidad del agua, con lo que se recuperarían los servicios ecosistémicos suministrados por el río Nexapa tales como:

- Suministro de agua dentro de los parámetros de calidad adecuados para el uso confiable del recurso.
- Reducción de la contaminación microbiológica que favorecería las actividades agrícolas al obtener productos inocuos.
- Potencialización de las actividades recreativas (ecoturismo) así como la pesca deportiva.
- Recuperación a largo plazo de la fauna nativa del ecosistema, significando una fuente de ingresos extra para las comunidades aledañas a la subcuenca.

Cabe hacer mención que los servicios ecosistémicos citados en la lista anterior corresponden a la recuperación de los mismos a través de la recuperación de los estándares de calidad del agua de la subcuenca antes citada, no obstante, el establecimiento de los humedales puede ofrecer servicios extra tales como:

- Remoción de contaminantes
- Conservación de la biodiversidad propia de estos ecosistemas
- Regulación del clima
- Generación de biomasa (dependiendo de la especie)
- Obtención de ingresos mediante el uso de especies de plantas de importancia económica (ornamentales).
- Con un proyecto de ingeniería planeado de manera adecuada se podrían usar estos sistemas para atenuar el efecto del aumento en el caudal durante el tiempo de lluvias

## CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos muestran que la variable que ha mostrado un efecto significativo sobre la eficiencia en la remoción de los sistemas de tratamiento ha sido el tiempo de residencia hidráulica, no obstante mediante el análisis de resultados se ha observado que entre periodos cortos o prolongados no se obtienen valores demasiado dispersos respecto al porcentaje de remoción, por lo que el diseño de un sistema a escala real se puede planear con tiempos de residencia más cortos, sin disminuir drásticamente la eficiencia de los sistemas y con la ventaja de trabajar con superficies menos extensas.

El tipo de planta sólo mostró efectos significativos sobre la remoción de algunos de los contaminantes de estudio (cafeína), este resultado es de suma importancia desde el punto de vista ecológico debido a que aporta cierta versatilidad durante el diseño de los sistemas, evitando el uso de plantas no nativas, debido a que la sustitución de especies nativas, puede generar un impacto sobre la biodiversidad vegetal del río.

El medio poroso al igual que el tipo de planta no presentó efectos significativos sobre la remoción de los microcontaminantes orgánicos por lo que se pueden utilizar medios granulares disponibles en las comunidades que precisen del establecimiento de estos sistemas sin la necesidad de transportar recursos de otras áreas, atenuando la huella ecológica que significa la extracción de materiales granulares.

Los resultados han aportado información útil para el establecimiento de estos sistemas en ecosistemas acuáticos contaminados. Al contar con resultados sólidos y confiables respecto a los parámetros operativos de humedales construidos, mediante experiencias a nivel local (de la cual existe muy poca información) en sistemas con las dimensiones a las que se trabajó en el desarrollo de este trabajo, con lo que se han sentado las bases para el desarrollo de nuevas líneas de investigación.

## BIBLIOGRAFÍA

1. Aguirre, P., (2004), "Mecanismos de eliminación de materia orgánica y de los nutrientes en humedales contruidos de flujo subsuperficial". Nuevos criterios para el diseño y conservación de humedales contruidos. Una alternativa de bajo coste para el tratamiento de aguas residuales". ISBN-84-7653-854-5. Ed. CEPT. Barcelona, España; pp 17-29.
2. Arias C., Brix H., (2003), Humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales, Ciencia e ingeniería Neogranadina, (13):17-24.
3. Arias, O. 2004 Estudio de la biodegradación de la materia orgánica en humedales contruidos de flujo subsuperficial. Universitat Politècnica de Catalunya. Departament d'Enginyeria Hidràulica, Marítima i Ambiental. Tesina, Barcelona.
4. Avila C., Pedescoll A., Matamoros V., Bayona J., y Garcia J., (2010), Capacity of horizontal subsurface flow constructed wetland system for removal of emerging pollutants: an injection experiment, *Chemosphere*, (81):1137-1142.
5. Ávila, C., Reyes, C., Bayona, J. M., & García, J. (2013). Emerging organic contaminant removal depending on primary treatment and operational strategy in horizontal subsurface flow constructed wetlands: influence of redox. *Water research*, 47(1), 315-325.
6. Balmer, M. E., Buser, H. R., Müller, M. D., y Poiger, T. (2005). Occurrence of some organic UV filters in wastewater, in surface waters, and in fish from Swiss lakes. *Environmental science & technology*, 39(4), 953-962.
7. Baptista J., Donnelly T., Rayne D., Davenport R., (2003) Microbial mechanisms of carbon removal in subsurface flow wetlands, *Water Science & Technology*, 48 (5): 127–134.
8. Barber, L.; Leenheer, J. A.; Noyes, T. I.; Stiles, (2001), E. A. *Environ. Sci. Technol.*, (35) : 4805-4816.
9. Barceló D. (2003), Emerging pollutants in water analysis *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, (2):14-16,
10. Barceló D., y López J., (2013); Contaminación y calidad química del agua: el problema de los contaminantes emergentes. Revisada: 7/04/2013. <http://es.scribd.com/doc/60761175/Contaminacion-y-calidad-quimica-del-agua-el-problema-de-los-contaminantes-emergentes-27-06-2011>



11. Batt, A.L., Bruce, I.B., Aga, D.S., (2006). Evaluating the vulnerability of surface waters to antibiotic contamination from varying wastewater treatment plant discharges. *Environ. Pollut.* 142, 295e302.
12. Becerril B, (2009); Contaminantes emergentes en el agua, *Revista Digital Universitaria UNAM*, 10(8): 1-7.
13. Bester K. (2007) Personal care Compounds in the Environment: Pathways, Fate and Methods for Determination, ISBN-9783527315673, Ed. Wiley VCH, Alemania, pp:263.
14. Bohacek, R.S., Mc Martin, C. and Guida, W., (1996), The art and practice of structure-based drug design: a molecular modeling perspective. *Medicinal Research Reviews* 16 (1): 3–50.
15. Boxall, A.B.A., Kolpin, D.W., Sorensen, B.H., Tolls, J., (2003). Are veterinary medicines causing environmental risk?, *Environ. Sci. Technol.*, (00): 286–294.
16. Buser, H. R., Balmer, M. E., Schmid, P., y Kohler, M. (2006). Occurrence of UV filters 4-methylbenzylidene camphor and octocrylene in fish from various Swiss rivers with inputs from wastewater treatment plants. *Environmental science & technology*, 40(5), 1427-1431.
17. Camacho-Valdez, V., & Ruiz-Luna, A. (2012). Marco conceptual y clasificación de los servicios ecosistémicos. *Revista Bio Ciencias*, 1(4).
18. Chacón Castillo, J. M., & Leal Ascencio, M. T. (2006). Impacto socio-económico por las enfermedades hidrotansmisibles en el estado de Morelos, México. In *Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental*, 30(pp. 1-7). AIDIS.
19. Cedeño Alvarez, E. Y., y Vilela Govea, P. E. (2015). Análisis de la Operación de los Humedales de Flujo Sub-Superficial en la Remoción de Contaminantes Ambientales.
20. Centro de Investigación y Estudios en Medio Ambiente (CIEMA), (2005) Tecnología sostenible para el tratamiento de aguas residuales. Proyecto ASTEC SUCHER & HOLZER. Austria - Nicaragua. Managua, Nicaragua,. 43 p.
21. Chen Z., Chen B., Zhou J., Li Z., Zhou Y., Xi X., Lin C., y Chen G., (2008), A vertical subsurface-flow constructed wetland in Beijing, *Communications in nonlinear Science and Numerical Simulation*, 13(2008):1986-1997.
22. Cid O. S., Navarro F. A. E., Rincón M. C., Luna D. V., Beítran R. M. L, Del Castillo H. L. I., Olivares H. V., Gloria Reyes S. V. G y Quiroz B. E., Evaluación De La Calidad Microbiológica E Identificación De Patógenos Entéricos De Las Aguas Superficiales Del

- Río Nexapa. Revista Internacional de Contaminación Ambiental, Vol. 21 Sup.1, pp. 1036-1040, 2005.
23. Cid S., Navarro A.E., Rincón C., Luna V., (2008), Estimación De La Contaminación Microbiológica De Las Aguas Superficiales De Izúcar De Matamoros, Puebla. Libro de Memorias del Congreso Internacional Gestión Sostenible del Agua: Reutilización, Tratamiento y Evaluación de la Calidad, ISBN 978 – 958 – 44 – 3709 – 9, pp. 439-442, Medellín, Colombia.
  24. CNA, 2003, Programa Hidráulico 2002-2006, Región IV, Balsas, IV, El Agua, un Recurso Estratégico y de Seguridad Nacional. En dónde estamos, México. [www.conagua.com.mx](http://www.conagua.com.mx).
  25. CONAGUA, 2009, Inventario Nacional de plantas municipales de potabilización y de tratamiento de aguas residuales en operación Diciembre 2009. [www.conagua.com.mx](http://www.conagua.com.mx).
  26. Conkle, J.L., White J.R., Metcalfe C.D.,(2008), Reduction of pharmaceutically active compounds by a lagoon wetland wastewater treatment system in southeast Louisiana. *Chemosphere*, (73): 1741-1748.
  27. Conn, K. E., Barber, L. B., Brown, G. K., & Siegrist, R. L. (2006). Occurrence and fate of organic contaminants during onsite wastewater treatment. *Environmental science & technology*, 40(23), 7358-7366.
  28. Cooper, P F., Job G., Green M. y Shutes R., 1996, Reed beds and constructed wetlands for wastewater treatment, WRc Publications.
  29. Cui LH, Liu W, Zhu XZ, *et al.*, 2006. Performance of hybrid constructed wetland systems for treating septic tank effluent. *Environment Science*, (18): 665-669.
  30. Daughthon, C.G., 2004, Non-regulated water contaminants: emerging research, *Environ. Impact. Asses.* (24): 711–732.
  31. Delgadillo, O., (2010). *Depuración de aguas residuales por medio de humedales artificiales*. Nelson Antequera.
  32. Diaz S. y Barceló D., (2011), Chemical analysis ecotoxicological effects of organic UV-absorbing compounds in aquatic ecosystems, *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 28(6):708-717.
  33. Divya R., Sambanban B., y Ratner M., (2011), Sunscreen: an overview an update, *American Academy of Dermatology*, 64(4):748-758.
  34. Environment Protection Agency, 1996, Method 3630 c, Silica gel clean up.
  35. Environment Protection Agency, Method 3535 A, Solid Phase Extraction.

36. Fent, K., Weston, A. A., y Caminada, D. (2006). Ecotoxicology of human pharmaceuticals. *Aquatic toxicology*, 76 (2), 122-159.
37. García J., Aguirre P., Mujeriego R., Huang Y., Ortiz L., Bayona J., (2004), Initial contaminant removal and performance factors in horizontal flow reed beds used for treating urban wastewater, *Wat. Res.*, 38(7):1669-1678.
38. García, J. Morató y J. Bayona, (2001); Nuevos criterios para el diseño y operación de humedales construidos, Editores, Ediciones CPET, Barcelona.
39. Gerritsen, A., van der Hoeven, N., y Pielaat, A. (1998). The Acute Toxicity of Selected Alkylphenols to Young and Adult *Daphnia magna*. *Ecotoxicology and environmental safety*, 39(3), 227-232.
40. Godfrey, E., Woessner, W. W., & Benotti, M. J. (2007). Pharmaceuticals in On-Site Sewage Effluent and Ground Water, Western Montana. *Ground Water*, 45(3), 263-271.
41. Harberl R., 1997, Constructed Wetlands in Europe with Emphasis in Austria, en Tercer Seminario Internacional de expertos en tratamiento.
42. Heberer T., (2002), Occurrence, fate, and removal of pharmaceutical residues in the aquatic environment: a review of recent research data. *Toxicol. Lett.* (31): 5–17.
43. Hecker, H., Johannisson, R., Koch, E., y Siegers, C. P. (2002). In vitro evaluation of the cytotoxic potential of alkylphenols from *Ginkgo biloba* L. *Toxicology*, 177(2), 167-177.
44. Huang H., Gao X., Guo J., Ma X., y Liu M., (2011), Study on the purification efficiency of micro-polluted river treated by subsurface horizontal flow constructed wetlands, *Procedia Environmental Sciences*, 10(2011):908-913.
45. Hwang, D. S., Lee, J. S., Rhee, J. S., Han, J., Lee, Y. M., Kim, I. C., y Lee, J. S. (2010). Modulation of p53 gene expression in the intertidal copepod *Tigriopus japonicus* exposed to alkylphenols. *Marine environmental research*, 69, S77-S80.
46. Hinkle, S. J., Weick, R. J., Johnson, J. M., Cahill, J. D., Smith, S. G., & Rich, B. J. (2005). *Organic wastewater compounds, pharmaceuticals, and coliphage in ground water receiving discharge from onsite wastewater treatment systems near La Pine, Oregon: Occurrence and implications for transport*. U. S. Geological Survey.
47. Imfeld, G., Braeckevelt, M., Kusch, P., Richnow, H. H., (2009), Review: monitoring and assessing processes of organic chemicals removal in constructed wetlands. *Chemosphere*, (74): 349-362.

48. Isidori M., Lavorigna M., Nardelli A., Parrella A., Previtera L. y Rubino M., (2005), Ecotoxicity of naproxen and its phototransformation products, *Science of The Total Environment*, 348(1-3):93-101.
49. J. García, J. Morató y J. Bayona, pp. Ediciones CPET, Barcelona, pp 17-29.
50. Jones C., Britz P., Davies M., Scheepers R., Cilliers A., Crous L. y Laubscher R., (2011), The Wealth in Brewery Effluent – Water and Nutrient Recovery Using Alternative Technologies, Fifteenth International Water Technology Conference, IWTC-15 2011, Alexandria, Egypt
51. Kadlec, R., Knight, R. (2000), *Constructed Wetlands for Pollution Control*, Published by IWA Publishing in its Scientific and Technical Report series No.8.
52. Kadlec, R.H., Knight R.L., Vymazal J., Brix H., Cooper P. y Haberl R., (2000), Constructed wetlands for pollution control. *Scientific and Technical Report 8*. IWA Publishing, London.
53. Kayama F., Horiguchi H., y Hamamatsu A., (2003), Potential Health Effects of Alkylphenols in Japan, *JMAJ*, 46(3):108-114.
54. Kirschner, A.K.T.; Riegl, B. y Velimirov, B., (2001), Degradation of emergent and submerged macrophytes in an oxbow lake of an embanked backwater system: Implications for the terrestrialization process. *Internat. Rev. Hydrobiol.* 86 (4-5): 555-571.
55. Kolb, P. 1998. *Design of a constructed wetland (pilot plant) for the reclamation of the river Besós, Diplomarbeit zur Erlangung des akademischen Grades Diplomingenieur, Universität für Bodenkultur.*
56. Konnerup, D., Trang, N. T. D., & Brix, H. (2011). Treatment of fishpond water by recirculating horizontal and vertical flow constructed wetlands in the tropics. *Aquaculture*, 313(1), 57-64.
57. Krug, E. G., Dahlberg, L. L., Mercy, J. A., & Zwi, A. B. (2003). Informe mundial sobre la violencia y la salud.
58. Kümmerer K (2009), The presence of pharmaceuticals in the environment due to human use – present knowledge and future challenges. *J Environ Manage*, (90):2354–2366.
59. Lara B., (1999), Depuración de aguas residuales municipales con humedales artificiales, Instituto Catalán de Tecnología, Universidad Politécnica de Cataluña, Tesis de maestría.
60. Matamoros V., Arias C., Brix H., y Bayona, (2009), Preliminary screening of small-scale domestic wastewater treatment systems for removal of pharmaceutical and personal care products, *Water Research*, (43): 55-62.

61. Matamoros V., García J., y Bayona J., (2008), Organic micropollutant removal in a full-scale surface flow constructed wetland fed with secondary effluent, *Water Research*, (40): 653-660.
62. Matamoros V., Jover E., y Bayona J., (2009), Advances in the determination of degradation intermediates of personal care products in environmental matrixes: a review, *Anal Bioanal Chem*, (393): 847-860.
63. Matamoros V., Jover E., y Bayona J., (2010), Part-per-Trillion Determination of Pharmaceuticals, Pesticides, and Related Organic Contaminants in River Water by Solid-Phase Extraction Followed by Comprehensive Two-Dimensional Gas Chromatography Time-of-Flight Mass Spectrometry, *Anal Chem*, (82):699-706.
64. Matamoros V., Puigagut J., García J., y Bayona J., (2007), Behaviour of selected priority organic pollutants in horizontal subsurface flow constructed wetlands: A preliminary screening, *Chemosphere*, 69(2007): 1374-1360.
65. Morris J.C., y Stumm W., (1967), Redox equilibria and measurement of potentials in the aquatic environment, *Advan. Chem. Ser.*, (67):270-285.
66. Mowjood, M.I.M. y Kasubuchi, T., (1998), Dynamics of dissolved oxygen (DO) in ponded water of a paddy field. *Soil Sci. and Plant Nutr.* (44): 405-413.
67. En 100 años hemos destruido el 67% de los humedales mundiales. 23 de Noviembre de 2016. <http://www.mundosustentable.org.ar/en-100-anos-hemos-destruido-el-64-de-los-humedales-mundiales/>
68. Navarro A., Cid S., Rincón C., Rosas E., Aguilar A., Contreras S., Caso L., Bayona J., Velasco F., Sánchez A., Vázquez A., Martínez C., Díaz M, Pérez A., Malajevich A., Cuellar I., Navarrete D., El agua en la Subcuenca del Nexapa, México: necesidad de una gestión integral, *Memorias de Latinosan 2007, Conferencia Latinoamericana de Saneamiento, Cali, Colombia, noviembre del 2007. Disponible en: <http://navarrof.orgfree.com/Investigacion/Latinosan2007Cali.pdf>*
69. Navarro A., Evolución De La Calidad De Las Aguas Del Río Nexapa. *Memorias en Extenso del VI Congreso Internacional y XII Internacional de Ciencias Ambientales, Chihuahua, Chihuahua, pp. 345 - 351, junio 2007. ISSN 0187- 3296.*
70. Navarro A., Herrera J., (2006), Contaminantes antropogénicos en descargas de aguas residuales. *Memorias del XXVII Congreso Latinoamericano de Química, La Habana, Cuba, octubre 2006. pp. 2333-2336. Revista Cubana de Química, Vol. XIX, No1, 2007, ISSN 0258-5595, ISBN: 959-282-27-X. G105.*

71. Navarro A., Herrera J., Bayona J., (2006), Determinación de alquilbencenos lineales y alquilfenoles en aguas naturales y residuales en la subcuenca del río Nexapa, Memorias del V Congreso Internacional y XI Congreso Nacional de Ciencias Ambientales, CAO-18, Primera Edición, Universidad Autónoma del Estado de Morelos, ISBN 968-878-265-3.
72. Navarro F. A. E., Montufar S. E., Ramírez G. M., Téllez V. A., Rodríguez P. C., Herrera C. J. A., (2005), Contaminantes antropogénicos en las descargas de aguas residuales de Izucar de Matamoros y Atlixco, Puebla. Revista Internacional de Contaminación Ambiental, Vol. 21 Sup.1, pp. 728-733.
73. Navarro F., Hernandez M., Bayona J., Morales L., Ruiz P., 2011; Removal of selected organic pollutants and coliforms in pilot constructed wetlands in southeastern Mexico, Intern. J. Environ. Anal. Chem., 91(7-8): 680-692.
74. Nezvalová-Henriksen K., Spigset O. y Nordeng H., (2013), Effects of ibuprofen, diclofenac, naproxen, and piroxicam on the course of pregnancy and pregnancy outcome: A prospective cohort study, Reproductive Toxicology, (37):84
75. NOM-AA-001-ECOL-1996, Que establece los límites máximos de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales.
76. Ñique Á., 2004, Humedales construidos para el tratamiento de aguas residuales. Perú, Sociedad Peruana de Gestión Ambiental [en línea]. Disponible en: [http://www.geocities.com/sociedadpga/publicaciones/anoInro1/humedales\\_tratamiento\\_aguas.htm](http://www.geocities.com/sociedadpga/publicaciones/anoInro1/humedales_tratamiento_aguas.htm) [Citado 25 Mar 2004].
77. Park, N., Vanderford, B.J., Snyder, S.A., Sarp, S., Kim, S.D., Cho, J., (2009), Effective controls of micropollutants included in wastewater effluent using constructed wetlands under anoxic condition, *Ecological Engineering*, (35): 418-423.
78. Patiño Chávez, J. F., & Zhinín Chimbo, F. L. (2015). Estudio comparativo de la capacidad depuradora de *Phragmites Australis* y *Cyperus Papyrus* en humedales artificiales subsuperficiales de flujo vertical para el tratamiento de aguas residuales en el cantón Santa Isabel.
79. Pettine M., (2000), Redox processes of chromium in the sea water. In: A. Gianguzza, E. Pelizzatti and S. Sammartano (eds.), Chemical Processes in Marine Environments, Springer, New York, pp 281-296.
80. Pol M., Alarcón i P., y Puig i P, (1999), Recuperación medioambiental del tramo final del Río Besos, Revista del Colegio de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos, 49(1).

81. Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, 2001, Oficina Regional para América Latina y el Caribe (PNUMA/ORPALC), Informe Final del Taller Latinoamericano sobre Manejo de Aguas Residuales Municipales, UNEP/LAC-GPA.I/7, Ciudad de México, México, 12 de septiembre de 2001.
82. Proia, L., Osorio, V., Soley, S., Köck-Schulmeyer, M., Pérez, S., Barceló, D., (2013). Effects of pesticides and pharmaceuticals on biofilms in a highly impacted river. *Environ. Pollut.* 178, 220e228.
83. Puigagut, J., Villaseñor, J., Salas, J.J., Bécares, E., García, J., (2007). Subsurface-flow constructed wetlands in Spain for the sanitation of small communities: a comparative study. *Ecol. Eng.*, (30): 312–319.
84. Pulgarín, M. D. P. (2012). Evaluación de la fitoremediación como alternativa de tratamiento de sedimentos contaminados con hidrocarburos procedentes de las estaciones de servicio en Risaralda.
85. Reed S., Crites R. y Middlebrooks J. (1995), *Natural systems for waste management and treatment*. New York: McGraw-Hill.
86. Reemtsma, T., Jekel, M. (Eds.), 2006. Organic Pollutants in the Water Cycle: Properties, Occurrence, Analysis and Environmental Relevance of Polar Compounds. *Water Chemical Society*, Berlín, 350 pp.
87. Reyes C., Hijosa M., Sidrach R., Bayona J., y Bécares E., (2012), Temporal evolution in PPCP removal from urban wastewater by constructed wetlands of different configuration: A medium-term study, *Chemosphere*, (88): 161-168.
88. Reyes C., Matamoros V., Ruiz I., Soto M., y Bayona J., (2011) Evaluation of PPCPs removal in a combined anaerobic digester-constructed wetland pilot plant treating urban wastewater, *Chemosphere*, 84(2011):1200-1207.
89. Reynolds K., (2002), Tratamiento de Aguas Residuales en Latinoamérica: Identificación del Problema. Agua Latinoamérica, septiembre-octubre.
90. Riyami N., Zimmerman A., Rosenberg F. y Holmes D., (2009), Spurious hyperbilirubinemia caused by naproxen, *Clinical Biochemistry*, 42(1-2):129-131.
91. Rolim, S. (2000), Sistemas de Lagunas de estabilización. Cómo utilizar aguas residuales tratadas en sistemas de regadío, McGraw Hill, Institute Of Technology, Pontificia Universidad Javeriana, Bogotá.
92. Romero, J. 2002. Tratamiento de Aguas Residuales. 2da Edición. Escuela Colombiana de Ingeniería. Bogotá. pp. 29.

93. Schnell S., Bols N., Barata C. y Porte C.,(2009), Single and combined of pharmaceutical and personal care products (PPCPs) on the rainbow trout liver cell line RTL-W1, *Aquatic Toxicology*, 93(4):244-252
94. SECRETARÍA DE SALUD. Salud: México (2001). En: [http://www.salud.gob.mx/apps/htdocs/salud\\_20012006/imagenes/pdf/mexico\\_salud.pdf](http://www.salud.gob.mx/apps/htdocs/salud_20012006/imagenes/pdf/mexico_salud.pdf). 2002. Fecha de consulta: 8 de julio de 2003.
95. SEDAQUA. (2016, Noviembre 11) <http://sedaqua.com/soluciones/tipos-humedales>
96. Shuib, N., Davies, W., Baskaran, K., y Muthukumaran, S., (2011), Effluent quality performance of horizontal subsurface flow constructed wetlands using natural zeolite (escott), *2011 International Conference on Environment Science and Engineering*, (8):19-23.
97. Siti Haryani C. R., Mohd. F., Mohd. 1 B. Mohd Y. y Shreeshivadasan C., (2011), Overview of Subsurface Constructed Wetlands Application in Tropical Climates, *Environ. Journal*, 1(2):103-114.
98. Stearman, G. et al. (2003), "Pesticide removal from container nursery runoff in constructed wetland cells" *Journal of Environmental Quality*, (32):1548-1556.
99. Stottmeister, U., Wiebner, P., Kuschik, U., Kappelmeyer, M., Kastner, O., Bederski, R.A., Muller,H., Moormann. 2004, Effects of plants and microorganism in constructed wetlands for wastewater treatment. *Biotechnology Advances*. (22): 93-117.
100. Tang X., Huang S., Scholtz M., y Li J., (2009), Nutrient removal in pilot-scale constructed wetlands treating eutrophic river water, assessment of plants, intermittent artificial aeration and polyhedron hollow polypropylene balls, air and soil pollution.
101. Tanner, C., (2001), Plant as ecosystem engineers in subsurface-flow treatment wetlands. *Wat. Sci. Tech.* (44):11-12, 9-18.
102. Teasdale P., Minett A., Dixon K., Lewis T., y Batley G., (1998), Practical improvements for redox potential (EH) measurements and the application of a multiple – electrode redox probe (MERP) for characteristics sediment *in situ.*, *Anal. Chim. Acta*, (367): 201-213.
103. Ternes, A.T., Joss, A., Siegrist, H., (2004), Scrutinizing pharmaceuticals and personal care products in wastewater treatment. *Environ. Sci. Technol.* (38):393–398.
104. Tilley, E., Lüthi, C., Morel, A., Zurbrugg, C., y Schertenleib, R. (2008). *Compendium of sanitation systems and technologies*. Dübendorf: Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology (Eawag).



105. Tousignant E. Fankhauser O., and Hurd S., (1999), Guidance manual for the design, construction and operations of constructed wetlands for rural applications in ontario , Constructed Wetlands Guidance Manual, Ontario Rural Applications.
106. Tollefsen, K. E., Eikvar, S., Finne, E. F., Fogelberg, O., y Gregersen, I. K. (2008). Estrogenicity of alkylphenols and alkylated non-phenolics in a rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) primary hepatocyte culture. *Ecotoxicology and environmental safety*, 71(2), 370-383.
107. Turner, R. K. y Georgiou, S., (2012). *Valuing ecosystem services: the case of multi-functional wetlands*. Routledge.
108. van Kaick, T. S., Macedo, C., & Presznhuk, R. (2008). Jardim ecológico-tratamento de esgoto por zona de raízes: análise e comparação da eficiência de uma tecnologia de saneamento apropriada e sustentável. *VI Semana dos Estudos da Engenharia Ambiental*. 12p.
109. Vymazal, J., (2010). Constructed Wetlands for Wastewater Treatment. *Water*, 2, 530-549.
110. Warhurst, A. M. (1994). *An environmental assessment of alkylphenol ethoxylates and alkylphenols*. Friends of the Earth Scotland.
111. Weisbrod, C. J., Kunz, P. Y., Zenker, A. K., and Fent, K. (2007). Effects of the UV filter benzophenone-2 on reproduction in fish. *Toxicology and applied pharmacology*, 225(3), 255-266.
112. White, S. A. (2013). Wetland technologies for nursery and greenhouse compliance with nutrient regulations. *HortScience*, 48(9), 1103-1108.
113. Wieder R., Tchobanoglous G. y Tuttle R.W. (1989), Preliminary considerations regarding constructed wetlands for wastewater treatment. En: D.A. Hammer: (ed.) *Constructed wetlands for wastewater treatment*. Chelsea : Lewis Publ.
114. Worall K., y Jenkins T., Multi residue analysis of priority pollutants in drinking and surface water using solid phase extraction and GC Tandem quadrupole MS/MS, pp 22-31.
115. Wu H., Li W., Zhang J., Li C., Zhang J., y Xie H., (2012), Application of using surface constructed wetland for removal of chemical oxygen demand and ammonium in polluted river water, *Desalination and water treatment*, 44(1-3): 142-150.
116. Wu, M. Y., Franz, E. H., & Chen, S. (2001). Oxygen fluxes and ammonia removal efficiencies in constructed treatment wetlands. *Water Environment Research*, 661-666.

117. Yeasmin F, Rahman S., Rana S., Fatema K. y Hossain M., (2011), Determination of carcinogenic polycyclic aromatic hydrocarbons (pahs), anthracene in different variety of fish samples in the Bangsai river of Bangladesh.
118. Zaimoglu Z., (2006), Treatment of campus wastewater by a pilot-scale constructed wetland utilizing *Typha latifolia*, *Juncus acutus* and *Iris versicolor*, *Journal of Environmental Biology*, 27(2): 293-298.
119. Zhang, S., Zhang, Q., Darisaw, S., Ehie, O., and Wang, G. (2007). Simultaneous quantification of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs), polychlorinated biphenyls (PCBs), and pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) in Mississippi river water, in New Orleans, Louisiana, USA. *Chemosphere*, 66(6), 1057-1069.
120. Zuccato E, Castiglioni S, Fanelli R, Bagnati R (2007), Inquinamento da farmaci: le evidenze (parte I). *Ricerca & Pratica* (23):67–73

## ANEXOS

### Anexo 1

#### ANÁLISIS DE VARIANZA DE PARÁMETROS FÍSICOQUÍMICOS

**Cuadro 16.** Análisis de varianza para parámetros físicoquímicos

| pH                      |            |                  |           |         |      | Oxígeno disuelto |          |                  |          |         |      |
|-------------------------|------------|------------------|-----------|---------|------|------------------|----------|------------------|----------|---------|------|
|                         | SS         | Degr. of Freedom | MS        | F       | p    |                  | SS       | Degr. of Freedom | MS       | F       | p    |
| Intercept               | 0.80       | 1                | 0.80      | 96.36   | 0.00 |                  | 0.17     | 1                | 0.17     | 77.14   | 0.00 |
| PI                      | 0.06       | 2                | 0.03      | 3.72    | 0.03 |                  | 0.04     | 2                | 0.02     | 8.07    | 0.03 |
| Mp                      | 0.01       | 2                | 0.00      | 0.49    | 0.64 |                  | 0.01     | 2                | 0.00     | 1.51    | 0.31 |
| TRH                     | 0.05       | 2                | 0.03      | 3.22    | 0.03 |                  | 0.00     | 2                | 0.00     | 0.23    | 0.80 |
| Error                   | 0.04       | 5                | 0.01      |         |      |                  | 0.01     | 5                | 0.00     |         |      |
| Conductividad eléctrica |            |                  |           |         |      | Turbidez         |          |                  |          |         |      |
|                         | SS         | Degr. of Freedom | MS        | F       | p    |                  | SS       | Degr. of Freedom | MS       | F       | p    |
| Intercept               | 950704.28  | 1                | 950704.28 | 11.50   | 0.00 |                  | 18343.08 | 1                | 18343.08 | 1943.74 | 0.00 |
| PI                      | 302413.67  | 2                | 151206.83 | 1.83    | 0.25 |                  | 0.49     | 2                | 0.24     | 0.03    | 0.97 |
| Mp                      | 371489.33  | 2                | 185744.67 | 2.25    | 0.20 |                  | 3.30     | 2                | 1.65     | 0.17    | 0.84 |
| TRH                     | 1017405.24 | 2                | 508702.62 | 6.15    | 0.04 |                  | 47.30    | 2                | 23.65    | 2.51    | 0.18 |
| Error                   | 413439.04  | 5                | 82687.81  |         |      |                  | 47.19    | 5                | 9.44     |         |      |
| Temperatura             |            |                  |           |         |      | Potencia Redox   |          |                  |          |         |      |
|                         | SS         | Degr. of Freedom | MS        | F       | p    |                  | SS       | Degr. of Freedom | MS       | F       | p    |
| Intercept               | 335.83     | 1                | 335.83    | 2272.79 | 0.00 |                  | 804.10   | 1                | 804.10   | 5.07    | 0.07 |
| PI                      | 1.46       | 2                | 0.73      | 4.93    | 0.07 |                  | 1176.94  | 2                | 588.47   | 3.71    | 0.10 |
| Mp                      | 0.07       | 2                | 0.03      | 0.23    | 0.80 |                  | 755.70   | 2                | 377.85   | 2.38    | 0.19 |
| TRH                     | 0.15       | 2                | 0.08      | 0.51    | 0.63 |                  | 4682.97  | 2                | 2341.48  | 14.76   | 0.01 |
| Error                   | 0.74       | 5                | 0.15      |         |      |                  | 793.027  | 5                | 158.61   |         |      |

**Cuadro 17.** Resumen de las cargas de entrada en los sistemas

| Variable |    |     | [ ] $\text{mgm}^{-2}\text{dia}^{-1}$ |        |       |        |        |         |         |        |        |         | [ ] $\text{gm}^{-2}\text{dia}^{-1}$ |
|----------|----|-----|--------------------------------------|--------|-------|--------|--------|---------|---------|--------|--------|---------|-------------------------------------|
| PI       | MP | TRH | CAF                                  | GAL    | TON   | SCR    | PAR    | MDJH    | AP      | APMEO  | APDEO  | NAP     | DBO <sub>5</sub>                    |
| Ty       | G  | 1   | 1242.32                              | 543.98 | 67.91 | 338.87 | 391.59 | 1409.63 | 2855.65 | 786.00 | 215.37 | 2696.34 | 33.28                               |
| Ty       | TF | 1   | 1119.98                              | 489.86 | 61.08 | 304.37 | 351.57 | 1267.11 | 2572.13 | 707.18 | 193.74 | 2430.46 | 29.89                               |
| Ty       | TF | 3   | 475.06                               | 202.90 | 24.66 | 119.01 | 136.02 | 504.30  | 1070.37 | 287.27 | 78.40  | 1027.74 | 11.71                               |
| Ty       | TG | 1   | 1109.67                              | 494.85 | 62.95 | 321.22 | 373.82 | 1319.97 | 2588.62 | 725.37 | 199.32 | 2414.26 | 31.51                               |
| Ty       | TG | 5   | 376.28                               | 165.38 | 20.73 | 103.92 | 120.27 | 431.18  | 867.56  | 239.68 | 65.72  | 817.08  | 10.20                               |
| Phr      | G  | 5   | 443.84                               | 188.94 | 22.88 | 109.88 | 125.39 | 466.87  | 997.36  | 266.75 | 72.76  | 959.79  | 10.81                               |

|     |    |   |         |        |       |        |        |         |         |        |        |         |       |
|-----|----|---|---------|--------|-------|--------|--------|---------|---------|--------|--------|---------|-------|
| Phr | TF | 1 | 972.32  | 424.61 | 52.86 | 262.85 | 303.41 | 1095.48 | 2230.17 | 612.20 | 167.68 | 2109.58 | 25.82 |
| Phr | TG | 1 | 1194.58 | 526.10 | 66.08 | 332.11 | 384.66 | 1376.01 | 2758.70 | 763.67 | 209.44 | 2594.68 | 32.60 |
| Phr | TG | 3 | 658.61  | 277.75 | 33.28 | 157.63 | 179.03 | 674.98  | 1468.90 | 389.01 | 105.93 | 1422.52 | 15.52 |
| Cy  | G  | 3 | 711.41  | 307.76 | 37.93 | 186.30 | 214.19 | 781.77  | 1619.44 | 440.36 | 120.43 | 1541.61 | 18.31 |
| Cy  | TF | 5 | 693.89  | 304.83 | 38.19 | 191.33 | 221.39 | 794.10  | 1599.21 | 441.60 | 121.07 | 1506.67 | 18.79 |
| Cy  | TG | 1 | 938.83  | 415.91 | 52.56 | 266.07 | 308.89 | 1098.06 | 2178.45 | 606.54 | 166.50 | 2040.78 | 26.11 |

**Nota:** las celdas sombreadas corresponden a los casos del cuadrado latino

**Cuadro 18.** Resumen de las cargas de salida en los sistemas

| Variable |    |   | [ ] $\text{mgm}^{-2}\text{dia}^{-1}$ |        |       |       |        |        |         |        |       |         | [ ] $\text{gm}^{-2}\text{dia}^{-1}$ |
|----------|----|---|--------------------------------------|--------|-------|-------|--------|--------|---------|--------|-------|---------|-------------------------------------|
| Ty       | G  | 1 | 83.91                                | 135.23 | 11.40 | 20.36 | 272.67 | 513.05 | 1427.66 | 267.58 | 51.95 | 1135.69 | 9.15                                |
| Ty       | TF | 1 | 128.16                               | 138.56 | 11.50 | 9.36  | 194.29 | 492.91 | 1417.45 | 300.93 | 39.72 | 1489.24 | 7.93                                |
| Ty       | TF | 3 | 42.86                                | 27.91  | 2.00  | 2.20  | 19.72  | 108.85 | 169.84  | 32.80  | 4.98  | 499.93  | 1.48                                |
| Ty       | TG | 1 | 122.94                               | 105.81 | 9.23  | 47.32 | 91.03  | 460.25 | 1929.62 | 309.94 | 45.13 | 1286.57 | 6.35                                |
| Ty       | TG | 5 | 31.74                                | 20.27  | 2.28  | 2.83  | 61.29  | 70.00  | 438.24  | 38.30  | 10.35 | 205.11  | 1.64                                |
| Phr      | G  | 5 | 28.43                                | 47.94  | 4.28  | 2.89  | 49.01  | 142.73 | 394.75  | 81.37  | 10.46 | 355.21  | 1.97                                |
| Phr      | TF | 1 | 108.48                               | 99.62  | 9.09  | 10.03 | 117.92 | 428.90 | 1424.11 | 216.51 | 29.76 | 1241.91 | 6.82                                |
| Phr      | TG | 1 | 161.23                               | 167.42 | 14.59 | 25.91 | 265.69 | 514.36 | 1994.15 | 447.67 | 53.56 | 1558.23 | 8.32                                |
| Phr      | TG | 3 | 96.03                                | 39.26  | 2.56  | 3.78  | 10.25  | 158.34 | 315.41  | 83.14  | 10.24 | 627.76  | 2.29                                |
| Cy       | G  | 3 | 54.92                                | 48.71  | 4.52  | 5.96  | 63.67  | 225.47 | 513.78  | 122.72 | 17.05 | 549.40  | 2.96                                |
| Cy       | TF | 5 | 22.90                                | 16.89  | 2.21  | 8.67  | 16.83  | 57.67  | 932.14  | 26.68  | 8.12  | 200.67  | 1.44                                |
| Cy       | TG | 1 | 95.10                                | 80.48  | 7.09  | 5.94  | 147.55 | 356.35 | 910.97  | 260.89 | 26.88 | 871.47  | 5.17                                |

**Nota:** las celdas sombreadas corresponden a los casos del cuadrado latino

**Cuadro 19.** Resumen de los porcentajes de remoción por contaminante

| Planta | MP | TRH | CAF   | GAL   | TON   | SCR   | PAR   | MDJH  | AP    | APMEO | DBO5  | APDEO | NAP   |
|--------|----|-----|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| Ty     | G  | 1   | 93.25 | 75.14 | 83.21 | 93.99 | 30.37 | 63.60 | 50.01 | 65.96 | 72.52 | 75.88 | 57.88 |
| Ty     | TF | 1   | 88.56 | 71.72 | 81.17 | 96.92 | 44.73 | 61.10 | 44.89 | 57.45 | 73.47 | 79.50 | 38.73 |
| Ty     | TF | 3   | 90.98 | 86.25 | 91.87 | 98.15 | 85.50 | 78.42 | 84.13 | 88.58 | 87.39 | 93.65 | 51.36 |
| Ty     | TG | 1   | 88.92 | 78.62 | 85.33 | 85.27 | 75.65 | 65.13 | 25.46 | 57.27 | 79.84 | 77.36 | 46.71 |
| Ty     | TG | 5   | 91.57 | 87.75 | 88.99 | 97.28 | 49.04 | 83.77 | 49.49 | 84.02 | 83.97 | 84.25 | 74.90 |
| Ph     | G  | 5   | 93.60 | 74.63 | 81.27 | 97.37 | 60.91 | 69.43 | 60.42 | 69.50 | 81.76 | 85.62 | 62.99 |
| Ph     | TF | 1   | 88.84 | 76.54 | 82.81 | 96.18 | 61.13 | 60.85 | 36.14 | 64.63 | 73.58 | 82.25 | 41.13 |
| Ph     | TG | 1   | 86.50 | 68.18 | 77.92 | 92.20 | 30.93 | 62.62 | 27.71 | 41.38 | 74.48 | 74.43 | 39.95 |
| Ph     | TG | 3   | 85.42 | 85.87 | 92.32 | 97.60 | 94.28 | 76.54 | 78.53 | 78.63 | 85.23 | 90.33 | 55.87 |
| Cy     | G  | 3   | 92.28 | 84.17 | 88.08 | 96.80 | 70.27 | 71.16 | 68.27 | 72.13 | 83.84 | 85.84 | 64.36 |
| Cy     | TF | 5   | 96.70 | 94.46 | 94.22 | 95.47 | 92.40 | 92.74 | 41.71 | 93.96 | 92.31 | 93.29 | 86.68 |
| Cy     | TG | 1   | 89.87 | 80.65 | 86.51 | 97.77 | 52.23 | 67.55 | 58.18 | 56.99 | 80.19 | 83.86 | 57.30 |

**Nota:** las celdas sombreadas corresponden a los casos del cuadrado latino

**Cuadro 20.** ANOVA para porcentajes de remoción de microcontaminantes orgánicos

|              | CAFEINA          |                  |          |          |      | GALAXOLIDE |                  |          |         |      |
|--------------|------------------|------------------|----------|----------|------|------------|------------------|----------|---------|------|
|              | SS               | Degr. of Freedom | MS       | F        | p    | SS         | Degr. of Freedom | MS       | F       | p    |
| Intercept    | 86872.28         | 1                | 86872.28 | 51003.09 | 0.00 | 70126.70   | 1                | 70126.70 | 3243.94 | 0.00 |
| Planta       | 22.44            | 2                | 11.22    | 6.59     | 0.04 | 131.57     | 2                | 65.79    | 3.04    | 0.14 |
| Medio poroso | 27.89            | 2                | 13.95    | 8.19     | 0.03 | 77.33      | 2                | 38.67    | 1.79    | 0.26 |
| TRH          | 35.51            | 2                | 17.76    | 10.42    | 0.02 | 311.28     | 2                | 155.64   | 7.20    | 0.03 |
| Error        | 8.52             | 5                | 1.70     |          |      | 108.09     | 5                | 21.62    |         |      |
|              | TONALIDE         |                  |          |          |      | SCR        |                  |          |         |      |
|              | SS               | Degr. of Freedom | MS       | F        | p    | SS         | Degr. of Freedom | MS       | F       | p    |
| Intercept    | 79209.50         | 1                | 79209.50 | 7134.91  | 0.00 | 96434.63   | 1                | 96434.63 | 5308.76 | 0.00 |
| Planta       | 47.36            | 2                | 23.68    | 2.13     | 0.21 | 6.82       | 2                | 3.41     | 0.19    | 0.83 |
| Medio poroso | 41.78            | 2                | 20.89    | 1.88     | 0.25 | 13.72      | 2                | 6.86     | 0.38    | 0.70 |
| TRH          | 145.05           | 2                | 72.52    | 6.53     | 0.04 | 24.76      | 2                | 12.38    | 0.68    | 0.55 |
| Error        | 55.51            | 5                | 11.10    |          |      | 90.83      | 5                | 18.17    |         |      |
|              | PAR              |                  |          |          |      | MDJH       |                  |          |         |      |
|              | SS               | Degr. of Freedom | MS       | F        | p    | SS         | Degr. of Freedom | MS       | F       | p    |
| Intercept    | 45982.22         | 1                | 45982.22 | 122.64   | 0.00 | 56151.89   | 1                | 56151.89 | 2691.89 | 0.00 |
| Planta       | 173.31           | 2                | 86.65    | 0.23     | 0.80 | 104.89     | 2                | 52.44    | 2.51    | 0.18 |
| Medio poroso | 869.72           | 2                | 434.86   | 1.16     | 0.39 | 136.11     | 2                | 68.06    | 3.26    | 0.12 |
| TRH          | 2398.33          | 2                | 1199.16  | 3.20     | 0.13 | 767.50     | 2                | 383.75   | 18.40   | 0.00 |
| Error        | 1874.75          | 5                | 374.95   |          |      | 104.30     | 5                | 20.86    |         |      |
|              | AP               |                  |          |          |      | APMEO      |                  |          |         |      |
|              | SS               | Degr. of Freedom | MS       | F        | p    | SS         | Degr. of Freedom | MS       | F       | p    |
| Intercept    | 32966.39         | 1                | 32966.39 | 154.85   | 0.00 | 55608.88   | 1.00             | 55608.88 | 729.48  | 0.00 |
| Planta       | 13.21            | 2                | 6.60     | 0.03     | 0.97 | 150.21     | 2.00             | 75.11    | 0.99    | 0.44 |
| Medio poroso | 59.33            | 2                | 29.67    | 0.14     | 0.87 | 234.13     | 2.00             | 117.07   | 1.54    | 0.30 |
| TRH          | 2464.31          | 2                | 1232.15  | 5.79     | 0.05 | 1653.97    | 2.00             | 826.98   | 10.85   | 0.02 |
| Error        | 1064.43          | 5                | 212.89   |          |      | 381.15     | 5.00             | 76.23    |         |      |
|              | DBO <sub>5</sub> |                  |          |          |      | APDEO      |                  |          |         |      |
|              | SS               | Degr. of Freedom | MS       | F        | p    | SS         | Degr. of Freedom | MS       | F       | p    |
| Intercept    | 70758.42         | 1                | 70758.42 | 9211.36  | 0.00 | 76396.35   | 1.00             | 76396.35 | 8172.03 | 0.00 |
| Planta       | 50.43            | 2                | 25.21    | 3.28     | 0.12 | 23.15      | 2.00             | 11.57    | 1.24    | 0.37 |
| Medio poroso | 43.74            | 2                | 21.87    | 2.85     | 0.15 | 79.96      | 2.00             | 39.98    | 4.28    | 0.08 |
| TRH          | 287.74           | 2                | 143.87   | 18.73    | 0.00 | 272.31     | 2.00             | 136.16   | 14.56   | 0.01 |
| Error        | 38.41            | 5                | 7.68     |          |      | 46.74      | 5.00             | 9.35     |         |      |
|              | NAP              |                  |          |          |      |            |                  |          |         |      |

|              | SS       | Degr. of Freedom | MS       | F      | p    |
|--------------|----------|------------------|----------|--------|------|
| Intercept    | 37914.89 | 1                | 37914.89 | 792.69 | 0.00 |
| Planta       | 475.74   | 2                | 237.87   | 4.97   | 0.06 |
| Medio poroso | 38.01    | 2                | 19.00    | 0.40   | 0.69 |
| TRH          | 1288.09  | 2                | 644.05   | 13.47  | 0.01 |
| Error        | 239.15   | 5                | 47.83    |        |      |

## Anexo 2. Validación del modelo

### PRUEBA DE TUKEY PARA EVALUAR DIFERENCIAS ENTRE NIVELES

**Cuadro 21.** Prueba de Tukey para parámetros fisicoquímicos

| <b>Ph</b>                      |             |            |            |    |             |            |             |     |             |             |             |
|--------------------------------|-------------|------------|------------|----|-------------|------------|-------------|-----|-------------|-------------|-------------|
| PI                             | {1} .33789  | {2} .18514 | {3} .24870 | Mp | {1} .31222  | {2} .28222 | {3} .22211  | TRH | {1} .21648  | {2} .25111  | {3} .37463  |
| Ty                             |             | 0.117      | 0.437      | G  |             | 0.905      | 0.431       | 1   |             | 0.858       | 0.123       |
| Phr                            | 0.117       |            | 0.657      | TF | 0.905       |            | 0.619       | 3   | 0.858       |             | 0.308       |
| Cy                             | 0.437       | 0.657      |            | TG | 0.431       | 0.619      |             | 5   | 0.123       | 0.308       |             |
| <b>Conductividad eléctrica</b> |             |            |            |    |             |            |             |     |             |             |             |
| PI                             | {1} -429.4  | {2} -123.1 | {3} -250.1 | Mp | {1} -69.07  | {2} -285.7 | {3} -408.0  | TRH | {1} -105.5  | {2} -201.1  | {3} -717.8  |
| Ty                             |             | 0.333      | 0.689      | G  |             | 0.616      | 0.323       | 1   |             | 0.888       | 0.065       |
| Phr                            | 0.333       |            | 0.837      | TF | 0.616       |            | 0.809       | 3   | 0.888       |             | 0.164       |
| Cy                             | 0.689       | 0.837      |            | TG | 0.323       | 0.809      |             | 5   | 0.065       | 0.164       |             |
| <b>Temperatura</b>             |             |            |            |    |             |            |             |     |             |             |             |
| PI                             | {1} 5.4433  | {2} 6.1875 | {3} 5.3880 | Mp | {1} 5.7148  | {2} 5.5104 | {3} 5.7889  | TRH | {1} 5.6759  | {2} 5.8370  | {3} 5.5213  |
| Ty                             |             | 0.075      | 0.979      | G  |             | 0.776      | 0.963       | 1   |             | 0.830       | 0.842       |
| Phr                            | 0.075       |            | 0.090      | TF | 0.776       |            | 0.565       | 3   | 0.830       |             | 0.605       |
| Cy                             | 0.979       | 0.090      |            | TG | 0.963       | 0.565      |             | 5   | 0.842       | 0.605       |             |
| <b>Oxígeno disuelto</b>        |             |            |            |    |             |            |             |     |             |             |             |
| PI                             | {1} -1.1944 | {2} -0.736 | {3} -1.185 | Mp | {1} -1.1519 | {2} -1.125 | {3} -1.1433 | TRH | {1} -1.1426 | {2} -1.1148 | {3} -1.1407 |
| Ty                             |             | 0.029      | 0.166      | G  |             | 0.562      | 0.967       | 1   |             | 0.704       | 0.998       |
| Phr                            | 0.029       |            | 0.483      | TF | 0.562       |            | 0.625       | 3   | 0.704       |             | 0.790       |
| Cy                             | 0.166       | 0.483      |            | TG | 0.967       | 0.625      |             | 5   | 0.998       | 0.790       |             |
| <b>Turbidez</b>                |             |            |            |    |             |            |             |     |             |             |             |
| PI                             | {1} 40.962  | {2} 41.105 | {3} 41.752 | Mp | {1} 42.699  | {2} 40.687 | {3} 40.728  | TRH | {1} 39.125  | {2} 42.842  | {3} 43.737  |
| Ty                             |             | 0.997      | 0.935      | G  |             | 0.687      | 0.676       | 1   |             | 0.289       | 0.180       |
| Phr                            | 0.997       |            | 0.959      | TF | 0.687       |            | 1.000       | 3   | 0.289       |             | 0.933       |
| Cy                             | 0.935       | 0.959      |            | TG | 0.676       | 1.000      |             | 5   | 0.180       | 0.933       |             |
| <b>Potencial Redox</b>         |             |            |            |    |             |            |             |     |             |             |             |
| PI                             | {1} -12.50  | {2} 7.0833 | {3} -10.02 | Mp | {1} 2.3333  | {2} -7.184 | {3} -8.500  | TRH | {1} 9.9907  | {2} -6.815  | {3} -34.58  |
| Ty                             |             | 0.143      | 0.961      | G  |             | 0.614      | 0.514       | 1   |             | 0.236       | 0.010       |
| Phr                            | 0.143       |            | 0.268      | TF | 0.614       |            | 0.987       | 3   | 0.236       |             | 0.092       |
| Cy                             | 0.961       | 0.268      |            | TG | 0.514       | 0.987      |             | 5   | 0.010       | 0.092       |             |

**Cuadro 22.** Prueba de Tukey para porcentajes de remoción de microcontaminantes orgánicos

| CAFEINA                      |            |            |            |              |            |            |            |      |            |            |            |
|------------------------------|------------|------------|------------|--------------|------------|------------|------------|------|------------|------------|------------|
| Plant a                      | {1} 90.653 | {2} 92.950 | {3} 88.590 | Medio poroso | {1} 93.040 | {2} 91.269 | {3} 88.456 | TR H | {1} 89.323 | {2} 89.558 | {3} 93.954 |
| Ty                           |            | 0.129      | 0.137      | G            |            | 0.269      | 0.011      | 1    |            | 0.965      | 0.009      |
| Cyp                          | 0.129      |            | 0.017      | TF           | 0.269      |            | 0.052      | 3    | 0.965      |            | 0.021      |
| Ph                           | 0.137      | 0.017      |            | TG           | 0.011      | 0.052      |            | 5    | 0.009      | 0.021      |            |
| GALAXOLIDE                   |            |            |            |              |            |            |            |      |            |            |            |
| Plant a                      | {1} 79.893 | {2} 86.427 | {3} 76.301 | Medio poroso | {1} 77.979 | {2} 82.239 | {3} 80.211 | TR H | {1} 75.139 | {2} 85.428 | {3} 85.610 |
| Ty                           |            | 0.226      | 0.528      | G            |            | 0.503      | 0.797      | 1    |            | 0.057      | 0.054      |
| Cyp                          | 0.226      |            | 0.078      | TF           | 0.503      |            | 0.800      | 3    | 0.057      |            | 0.999      |
| Ph                           | 0.528      | 0.078      |            | TG           | 0.797      | 0.800      |            | 5    | 0.054      | 0.999      |            |
| TONALIDE                     |            |            |            |              |            |            |            |      |            |            |            |
| Plant a                      | {1} 86.115 | {2} 89.603 | {3} 83.579 | Medio poroso | {1} 84.187 | {2} 87.517 | {3} 86.214 | TR H | {1} 82.826 | {2} 90.755 | {3} 88.159 |
| Ty                           |            | 0.394      | 0.537      | G            |            | 0.450      | 0.701      | 1    |            | 0.045      | 0.153      |
| Cyp                          | 0.394      |            | 0.135      | TF           | 0.450      |            | 0.835      | 3    | 0.045      |            | 0.634      |
| Ph                           | 0.537      | 0.135      |            | TG           | 0.701      | 0.835      |            | 5    | 0.153      | 0.634      |            |
| SUNSCREEN                    |            |            |            |              |            |            |            |      |            |            |            |
| Plant a                      | {1} 94.322 | {2} 96.680 | {3} 95.838 | Medio poroso | {1} 96.053 | {2} 96.683 | {3} 94.023 | TR H | {1} 93.722 | {2} 97.519 | {3} 96.704 |
| Ty                           |            | 0.743      | 0.861      | G            |            | 0.980      | 0.799      | 1    |            | 0.473      | 0.614      |
| Cyp                          | 0.743      |            | 0.964      | TF           | 0.980      |            | 0.647      | 3    | 0.473      |            | 0.970      |
| Ph                           | 0.861      | 0.964      |            | TG           | 0.799      | 0.647      |            | 5    | 0.614      | 0.970      |            |
| PARSOL MCX                   |            |            |            |              |            |            |            |      |            |            |            |
| Plant a                      | {1} 57.058 | {2} 71.635 | {3} 61.814 | Medio poroso | {1} 53.852 | {2} 70.943 | {3} 60.425 | TR H | {1} 49.175 | {2} 83.351 | {3} 67.450 |
| Ty                           |            | 0.592      | 0.930      | G            |            | 0.526      | 0.890      | 1    |            | 0.117      | 0.438      |
| Cyp                          | 0.592      |            | 0.793      | TF           | 0.526      |            | 0.714      | 3    | 0.117      |            | 0.605      |
| Ph                           | 0.930      | 0.793      |            | TG           | 0.890      | 0.714      |            | 5    | 0.438      | 0.605      |            |
| METIL DIHIDROJASMONATO       |            |            |            |              |            |            |            |      |            |            |            |
| Plant a                      | {1} 70.403 | {2} 77.148 | {3} 67.359 | Medio poroso | {1} 68.064 | {2} 73.275 | {3} 71.121 | TR H | {1} 63.475 | {2} 75.372 | {3} 81.977 |
| Ty                           |            | 0.202      | 0.612      | G            |            | 0.369      | 0.654      | 1    |            | 0.032      | 0.005      |
| Cyp                          | 0.202      |            | 0.082      | TF           | 0.369      |            | 0.772      | 3    | 0.032      |            | 0.270      |
| Ph                           | 0.612      | 0.082      |            | TG           | 0.654      | 0.772      |            | 5    | 0.005      | 0.270      |            |
| ALQUILFENOLES                |            |            |            |              |            |            |            |      |            |            |            |
| Plant a                      | {1} 50.795 | {2} 56.057 | {3} 50.701 | Medio poroso | {1} 59.567 | {2} 51.720 | {3} 47.874 | TR H | {1} 40.399 | {2} 76.978 | {3} 50.540 |
| Ty                           |            | 0.877      | 1.000      | G            |            | 0.772      | 0.556      | 1    |            | 0.037      | 0.618      |
| Cyp                          | 0.877      |            | 0.883      | TF           | 0.772      |            | 0.920      | 3    | 0.037      |            | 0.161      |
| Ph                           | 1.000      | 0.883      |            | TG           | 0.556      | 0.920      |            | 5    | 0.618      | 0.161      |            |
| ALQUILFENOLES MONOETOXILADOS |            |            |            |              |            |            |            |      |            |            |            |
| Plant a                      | {1} 70.655 | {2} 74.359 | {3} 63.534 | Medio poroso | {1} 69.195 | {2} 76.155 | {3} 63.657 | TR H | {1} 57.279 | {2} 79.780 | {3} 82.492 |
| Ty                           |            | 0.836      | 0.495      | G            |            | 0.585      | 0.681      | 1    |            | 0.033      | 0.022      |



|         |            |            |            |              |                            |            |            |      |            |            |            |
|---------|------------|------------|------------|--------------|----------------------------|------------|------------|------|------------|------------|------------|
| Cyp     | 0.836      |            | 0.320      | TF           | 0.585                      |            | 0.177      | 3    | 0.033      |            | 0.925      |
| Ph      | 0.495      | 0.320      |            | TG           | 0.681                      | 0.177      |            | 5    | 0.022      | 0.925      |            |
|         |            |            |            |              | DBO <sub>5</sub>           |            |            |      |            |            |            |
| Plant a | {1} 79.437 | {2} 85.449 | {3} 78.762 | Medio poroso | {1} 79.372                 | {2} 81.689 | {3} 80.740 | TR H | {1} 75.681 | {2} 85.484 | {3} 86.014 |
| Ty      |            | 0.068      | 0.931      | G            |                            | 0.557      | 0.787      | 1    |            | 0.010      | 0.008      |
| Cyp     | 0.068      |            | 0.055      | TF           | 0.557                      |            | 0.870      | 3    | 0.010      |            | 0.971      |
| Ph      | 0.931      | 0.055      |            | TG           | 0.787                      | 0.870      |            | 5    | 0.008      | 0.971      |            |
|         |            |            |            |              | ALQUILFENOLES DIETOXILADOS |            |            |      |            |            |            |
| Plant a | {1} 82.128 | {2} 87.665 | {3} 83.157 | Medio poroso | {1} 82.447                 | {2} 87.174 | {3} 82.045 | TR H | {1} 78.879 | {2} 89.942 | {3} 87.720 |
| Ty      |            | 0.119      | 0.874      | G            |                            | 0.202      | 0.982      | 1    |            | 0.009      | 0.022      |
| Cyp     | 0.119      |            | 0.225      | TF           | 0.202                      |            | 0.116      | 3    | 0.009      |            | 0.669      |
| Ph      | 0.874      | 0.225      |            | TG           | 0.982                      | 0.116      |            | 5    | 0.022      | 0.669      |            |
|         |            |            |            |              | NAPROXENO                  |            |            |      |            |            |            |
| Plant a | {1} 53.914 | {2} 69.447 | {3} 49.984 | Medio poroso | {1} 61.744                 | {2} 54.474 | {3} 54.944 | TR H | {1} 46.948 | {2} 57.196 | {3} 74.857 |
| Ty      |            | 0.061      | 0.693      | G            |                            | 0.419      | 0.433      | 1    |            | 0.185      | 0.006      |
| Cyp     | 0.061      |            | 0.032      | TF           | 0.419                      |            | 0.994      | 3    | 0.185      |            | 0.057      |
| Ph      | 0.693      | 0.032      |            | TG           | 0.433                      | 0.994      |            | 5    | 0.006      | 0.057      |            |

## Prueba de homogeneidad de varianza de Levene's

**Cuadro 23.** Prueba de Levene's para parámetros fisicoquímicos

|              | <b>PH</b>              |          |       |       | <b>Conductividad eléctrica</b> |           |       |       |
|--------------|------------------------|----------|-------|-------|--------------------------------|-----------|-------|-------|
|              | MS Effect              | MS Error | F     | p     | MS Effect                      | MS Error  | F     | p     |
| Planta       | 0.003                  | 0.003    | 0.793 | 0.482 | 143326.335                     | 62109.326 | 2.308 | 0.155 |
| Medio poroso | 0.003                  | 0.006    | 0.576 | 0.582 | 172859.180                     | 66007.301 | 2.619 | 0.127 |
| TRH          | 0.001                  | 0.005    | 0.132 | 0.878 | 256401.130                     | 28934.642 | 8.861 | 0.007 |
|              | <b>Potencial redox</b> |          |       |       | <b>Oxígeno disuelto</b>        |           |       |       |
|              | MS Effect              | MS Error | F     | p     | MS Effect                      | MS Error  | F     | p     |
| Planta       | 322.143                | 189.456  | 1.700 | 0.236 | 0.002                          | 0.000     | 8.681 | 0.008 |
| Medio poroso | 412.283                | 221.895  | 1.858 | 0.211 | 0.001                          | 0.002     | 0.917 | 0.434 |
| TRH          | 484.128                | 83.657   | 5.787 | 0.024 | 0.003                          | 0.001     | 2.401 | 0.146 |
|              | <b>Temperatura</b>     |          |       |       | <b>Turbidez</b>                |           |       |       |
|              | MS Effect              | MS Error | F     | p     | MS Effect                      | MS Error  | F     | p     |
| Planta       | 0.015                  | 0.017    | 0.890 | 0.444 | 1.184                          | 3.227     | 0.367 | 0.703 |
| Medio poroso | 0.034                  | 0.078    | 0.440 | 0.657 | 4.219                          | 3.125     | 1.350 | 0.307 |
| TRH          | 0.143                  | 0.062    | 2.312 | 0.155 | 1.552                          | 1.775     | 0.874 | 0.450 |

**Cuadro 24.** Prueba de Levene's para porcentajes de remoción de microcontaminantes orgánicos

|              | CAF       |          |       |       | MDJH      |          |       |       |
|--------------|-----------|----------|-------|-------|-----------|----------|-------|-------|
|              | MS Effect | MS Error | F     | p     | MS Effect | MS Error | F     | p     |
| Planta       | 1.599     | 2.272    | 0.704 | 0.520 | 20.615    | 12.414   | 1.661 | 0.243 |
| Medio Poroso | 4.255     | 2.055    | 2.071 | 0.182 | 76.275    | 17.391   | 4.386 | 0.047 |
| TRH          | 1.621     | 2.036    | 0.796 | 0.480 | 42.978    | 8.994    | 4.779 | 0.039 |
|              | GAL       |          |       |       | AP        |          |       |       |
| Planta       | 0.679     | 12.548   | 0.054 | 0.948 | 75.945    | 131.791  | 0.576 | 0.581 |
| Medio Poroso | 14.935    | 15.513   | 0.963 | 0.418 | 119.876   | 104.753  | 1.144 | 0.361 |
| TRH          | 32.124    | 8.408    | 3.820 | 0.063 | 29.936    | 25.350   | 1.181 | 0.350 |
|              | TON       |          |       |       | APMEO     |          |       |       |
| Planta       | 1.622     | 6.446    | 0.252 | 0.783 | 3.892     | 59.509   | 0.065 | 0.937 |
| Medio Poroso | 7.898     | 6.192    | 1.276 | 0.325 | 174.351   | 29.676   | 5.875 | 0.023 |
| TRH          | 7.396     | 4.539    | 1.630 | 0.249 | 11.084    | 35.433   | 0.313 | 0.739 |
|              | SCR       |          |       |       | DBO5      |          |       |       |
| Planta       | 9.067     | 5.340    | 1.698 | 0.237 | 0.369     | 6.159    | 0.060 | 0.942 |
| Medio Poroso | 14.733    | 3.306    | 4.457 | 0.045 | 29.295    | 5.051    | 5.800 | 0.024 |
| TRH          | 10.827    | 4.519    | 2.396 | 0.146 | 6.485     | 2.096    | 3.093 | 0.095 |
|              | PAR       |          |       |       | APDEO     |          |       |       |
| Planta       | 23.848    | 167.013  | 0.143 | 0.869 | 2.732     | 11.779   | 0.232 | 0.798 |
| Medio Poroso | 14.833    | 90.197   | 0.164 | 0.851 | 3.613     | 5.195    | 0.695 | 0.524 |
| TRH          | 48.988    | 72.562   | 0.675 | 0.533 | 0.805     | 3.162    | 0.255 | 0.781 |
|              | NAP       |          |       |       |           |          |       |       |
| Planta       | 3.750     | 38.632   | 0.097 | 0.908 |           |          |       |       |
| Medio Poroso | 158.357   | 78.297   | 2.023 | 0.188 |           |          |       |       |
| TRH          | 8.208     | 20.763   | 0.395 | 0.685 |           |          |       |       |

## PRUEBAS DE NORMALIDAD

**Cuadro 25.** Normalidad de los resultados de parámetros fisicoquímicos

|      | N  | max D    | K-S p   | Lilliefors p | W        | p        |
|------|----|----------|---------|--------------|----------|----------|
| ΔpH  | 12 | 0.193194 | p > .20 | p > .20      | 0.952472 | 0.673354 |
| ΔEh  | 12 | 0.296974 | p < .20 | p < .01      | 0.762820 | 0.003649 |
| ΔT   | 12 | 0.131671 | p > .20 | p > .20      | 0.959789 | 0.780815 |
| ΔCE  | 12 | 0.317100 | p < .15 | p < .01      | 0.596447 | 0.000100 |
| ΔDO  | 12 | 0.196748 | p > .20 | p > .20      | 0.892003 | 0.125062 |
| ΔTUR | 12 | 0.125317 | p > .20 | p > .20      | 0.978985 | 0.979291 |

**Cuadro 26.** Normalidad de los resultados de Porcentajes de remoción de microcontaminantes orgánicos

|       | N  | max D    | K-S p   | Lilliefors p | W        | p        |
|-------|----|----------|---------|--------------|----------|----------|
| CAF   | 12 | 0.111253 | p > .20 | p > .20      | 0.982898 | 0.992672 |
| GAL   | 12 | 0.110315 | p > .20 | p > .20      | 0.979428 | 0.981272 |
| TON   | 12 | 0.134549 | p > .20 | p > .20      | 0.966318 | 0.868682 |
| SCR   | 12 | 0.255937 | p > .20 | p < .05      | 0.710709 | 0.001071 |
| PAR   | 12 | 0.104843 | p > .20 | p > .20      | 0.947998 | 0.607930 |
| MDJH  | 12 | 0.163316 | p > .20 | p > .20      | 0.897880 | 0.148934 |
| AP    | 12 | 0.127613 | p > .20 | p > .20      | 0.966184 | 0.867024 |
| APMEO | 12 | 0.127354 | p > .20 | p > .20      | 0.973354 | 0.942570 |
| DBO5  | 12 | 0.173823 | p > .20 | p > .20      | 0.938632 | 0.480554 |
| APDEO | 12 | 0.128064 | p > .20 | p > .20      | 0.950225 | 0.640274 |
| NAP   | 12 | 0.128335 | p > .20 | p > .20      | 0.940508 | 0.504686 |

## EFFECTO DE LAS INTERACCIONES ENTRE LOS NIVELES DE LAS VARIABLES

**Cuadro 27.** ANOVA de una sola vía para cafeína y galaxolide

| CAFEÍN<br>A |          |                  |          |          |       | GALAXOLIDE |                  |          |          |       |
|-------------|----------|------------------|----------|----------|-------|------------|------------------|----------|----------|-------|
|             | SS       | Degr. of Freedom | MS       | F        | p     | SS         | Degr. of Freedom | MS       | F        | p     |
| Intercept   | 89763.86 | 1                | 89763.86 | 38398.57 | 0.000 | 70038.45   | 1                | 70038.45 | 691.8567 | 0.000 |
| PI/Mp       | 104.26   | 8                | 13.03    | 5.57     | 0.093 | 330.16     | 8                | 41.27    | 0.4077   | 0.862 |
| Error       | 7.01     | 3                | 2.34     |          |       | 303.70     | 3                | 101.23   |          |       |
| Intercept   | 86029.56 | 1                | 86029.56 | 42518.82 | 0.000 | 69565.94   | 1                | 69565.94 | 2062.150 | 0.000 |
| Mp/TRH      | 105.20   | 8                | 13.15    | 6.50     | 0.076 | 532.66     | 8                | 66.58    | 1.974    | 0.312 |
| Error       | 6.07     | 3                | 2.02     |          |       | 101.20     | 3                | 33.73    |          |       |
| Intercept   | 85487.12 | 1                | 85487.12 | 15692.30 | 0.000 | 70148.16   | 1                | 70148.16 | 3580.656 | 0.000 |
| PI/TRH      | 94.93    | 8                | 11.87    | 2.18     | 0.282 | 575.09     | 8                | 71.89    | 3.669    | 0.156 |
| Error       | 16.34    | 3                | 5.45     |          |       | 58.77      | 3                | 19.59    |          |       |

**Cuadro 28.** ANOVA de una sola vía para tonalide y sunscreen

| TONALIDE  |          |                  |          |          |       | SUNSCREEN |                  |          |          |       |
|-----------|----------|------------------|----------|----------|-------|-----------|------------------|----------|----------|-------|
|           | SS       | Degr. of Freedom | MS       | F        | p     | SS        | Degr. of Freedom | MS       | F        | p     |
| Intercept | 80062.44 | 1                | 80062.44 | 1433.723 | 0.000 | 98909.78  | 1                | 98909.78 | 3392.737 | 0.000 |
| PI/Mp     | 116.99   | 8                | 14.62    | 0.262    | 0.942 | 57.77     | 8                | 7.22     | 0.248    | 0.949 |
| Error     | 167.53   | 3                | 55.84    |          |       | 87.46     | 3                | 29.15    |          |       |
| Intercept | 78706.59 | 1                | 78706.59 | 5278.774 | 0.000 | 95509.18  | 1                | 95509.18 | 3640.442 | 0.000 |

|           |          |   |          |          |              |          |   |          |          |              |
|-----------|----------|---|----------|----------|--------------|----------|---|----------|----------|--------------|
| Mp/TRH    | 239.78   | 8 | 29.97    | 2.010    | <b>0.306</b> | 66.52    | 8 | 8.31     | 0.317    | <b>0.914</b> |
| Error     | 44.73    | 3 | 14.91    |          |              | 78.71    | 3 | 26.24    |          |              |
| Intercept | 79039.92 | 1 | 79039.92 | 11502.17 | 0.000        | 95891.81 | 1 | 95891.81 | 3531.792 | 0.000        |
| PI/TRH    | 263.90   | 8 | 32.99    | 4.80     | <b>0.112</b> | 63.77    | 8 | 7.97     | 0.294    | <b>0.926</b> |
| Error     | 20.62    | 3 | 6.87     |          |              | 81.45    | 3 | 27.15    |          |              |

**Cuadro 29.** ANOVA de una sola vía para parsol y naproxeno

| PARSOL    |          |                  |          |          |              | NAP |          |                  |          |          |              |
|-----------|----------|------------------|----------|----------|--------------|-----|----------|------------------|----------|----------|--------------|
|           | SS       | Degr. of Freedom | MS       | F        | p            |     | SS       | Degr. of Freedom | MS       | F        | p            |
| Intercept | 41423.96 | 1                | 41423.96 | 38.93936 | 0.008        |     | 36623.25 | 1                | 36623.25 | 181.9477 | 0.001        |
| PI/Mp     | 2109.85  | 8                | 263.73   | 0.24791  | <b>0.949</b> |     | 1700.94  | 8                | 212.62   | 1.0563   | <b>0.537</b> |
| Error     | 3191.42  | 3                | 1063.81  |          |              |     | 603.85   | 3                | 201.28   |          |              |
| Intercept | 44234.09 | 1                | 44234.09 | 116.9108 | 0.002        |     | 37494.96 | 1                | 37494.96 | 721.6770 | 0.000        |
| Mp/TRH    | 4166.20  | 8                | 520.77   | 1.3764   | <b>0.436</b> |     | 2148.93  | 8                | 268.62   | 5.1701   | <b>0.102</b> |
| Error     | 1135.07  | 3                | 378.36   |          |              |     | 155.87   | 3                | 51.96    |          |              |
| Intercept | 46098.11 | 1                | 46098.11 | 90.57240 | 0.002        |     | 37469.29 | 1                | 37469.29 | 604.8789 | 0.000        |
| PI/TRH    | 3774.38  | 8                | 471.80   | 0.92698  | <b>0.589</b> |     | 2118.96  | 8                | 264.87   | 4.2759   | <b>0.130</b> |
| Error     | 1526.89  | 3                | 508.96   |          |              |     | 185.84   | 3                | 61.95    |          |              |

**Cuadro 30.** ANOVA de una sola vía para alquilfenoles y alquilfenoles monoetoxilados

| AP        |          |                  |          |          |              | APMEO |          |                  |          |          |              |
|-----------|----------|------------------|----------|----------|--------------|-------|----------|------------------|----------|----------|--------------|
|           | SS       | Degr. of Freedom | MS       | F        | p            |       | SS       | Degr. of Freedom | MS       | F        | p            |
| Intercept | 29433.83 | 1                | 29433.83 | 37.58135 | 0.009        |       | 52388.42 | 1                | 52388.42 | 102.3110 | 0.002        |
| PI/Mp     | 1472.90  | 8                | 184.11   | 0.23508  | <b>0.955</b> |       | 1004.61  | 8                | 125.58   | 0.2452   | <b>0.950</b> |
| Error     | 2349.61  | 3                | 783.20   |          |              |       | 1536.15  | 3                | 512.05   |          |              |
| Intercept | 33229.75 | 1                | 33229.75 | 141.1259 | 0.001        |       | 56571.83 | 1                | 56571.83 | 887.4020 | 0.000        |
| Mp/TRH    | 3116.13  | 8                | 389.52   | 1.6543   | <b>0.370</b> |       | 2349.52  | 8                | 293.69   | 4.6069   | <b>0.118</b> |
| Error     | 706.39   | 3                | 235.46   |          |              |       | 191.25   | 3                | 63.75    |          |              |
| Intercept | 33567.76 | 1                | 33567.76 | 271.4266 | 0.000        |       | 55109.98 | 1                | 55109.98 | 517.1842 | 0.000        |
| PI/TRH    | 3451.50  | 8                | 431.44   | 3.4886   | <b>0.166</b> |       | 2221.09  | 8                | 277.64   | 2.6055   | <b>0.232</b> |
| Error     | 371.01   | 3                | 123.67   |          |              |       | 319.67   | 3                | 106.56   |          |              |

**Cuadro 31.** ANOVA para demanda bioquímica de oxígeno y alquilfenoles dietoxilados

| DBO5      |          |                  |          |          |              | APDEO |          |                  |          |          |              |
|-----------|----------|------------------|----------|----------|--------------|-------|----------|------------------|----------|----------|--------------|
|           | SS       | Degr. of Freedom | MS       | F        | p            |       | SS       | Degr. of Freedom | MS       | F        | p            |
| Intercept | 70352.74 | 1                | 70352.74 | 1294.248 | 0.000        |       | 76306.31 | 1                | 76306.31 | 914.1305 | 0.000        |
| PI/Mp     | 268.22   | 8                | 33.53    | 0.617    | <b>0.740</b> |       | 200.05   | 8                | 25.01    | 0.2996   | <b>0.923</b> |
| Error     | 163.07   | 3                | 54.36    |          |              |       | 250.42   | 3                | 83.47    |          |              |
| Intercept | 69662.34 | 1                | 69662.34 | 10171.81 | 0.000        |       | 75353.70 | 1                | 75353.70 | 4485.596 | 0.000        |
| Mp/TRH    | 410.75   | 8                | 51.34    | 7.50     | <b>0.063</b> |       | 400.08   | 8                | 50.01    | 2.977    | <b>0.200</b> |

|           |          |   |          |          |              |          |   |          |          |              |
|-----------|----------|---|----------|----------|--------------|----------|---|----------|----------|--------------|
| Error     | 20.55    | 3 | 6.85     |          |              | 50.40    | 3 | 16.80    |          |              |
| Intercept | 70662.67 | 1 | 70662.67 | 6600.323 | 0.000        | 76233.77 | 1 | 76233.77 | 6143.049 | 0.000        |
| PI/TRH    | 399.18   | 8 | 49.90    | 4.661    | <b>0.116</b> | 413.24   | 8 | 51.66    | 4.162    | <b>0.134</b> |
| Error     | 32.12    | 3 | 10.71    |          |              | 37.23    | 3 | 12.41    |          |              |

**Cuadro 32.** ANOVA de una sola vía para metildihidrojasmonato

| <b>MDJH</b> |          |                  |          |          |              |
|-------------|----------|------------------|----------|----------|--------------|
|             | SS       | Degr. of Freedom | MS       | F        | p            |
| Intercept   | 54461.59 | 1                | 54461.59 | 388.6129 | 0.000        |
| PI/Mp       | 675.53   | 8                | 84.44    | 0.6025   | <b>0.748</b> |
| Error       | 420.43   | 3                | 140.14   |          |              |
| Intercept   | 55899.42 | 1                | 55899.42 | 13775.95 | 0.000        |
| Mp/TRH      | 1083.78  | 8                | 135.47   | 33.39    | <b>0.008</b> |
| Error       | 12.17    | 3                | 4.06     |          |              |
| Intercept   | 56387.38 | 1                | 56387.38 | 17163.20 | 0.000        |
| PI/TRH      | 1086.10  | 8                | 135.76   | 41.32    | <b>0.006</b> |
| Error       | 9.86     | 3                | 3.29     |          |              |