



**UNIVERSIDAD JUÁREZ AUTÓNOMA DE TABASCO
DIVISIÓN ACADÉMICA DE CIENCIAS BIOLÓGICAS**



**CINÉTICA DE REMOCIÓN DE CONTAMINANTES
BÁSICOS EN HUMEDALES ARTIFICIALES DE
FLUJO LIBRE Y SUBSUPERFICIAL CON
VEGETACIÓN *CLADIUM JAMAICENSE***

TESIS

**QUE PARA OBTENER EL GRADO DE
MAESTRO EN INGENIERÍA, TECNOLOGÍA Y
GESTIÓN AMBIENTAL**

PRESENTA:

LUIS ENRIQUE COMPARÁN SÁNCHEZ

DIRECTOR:

DR. GASPAR LÓPEZ OCAÑA

CO-DIRECTOR:

DR. RAÚL GERMÁN BAUTISTA MARGULIS

Villahermosa, Tabasco, 3 de octubre de 2020



**UNIVERSIDAD JUÁREZ
AUTÓNOMA DE TABASCO**

"ESTUDIO EN LA DUDA. ACCIÓN EN LA FE"



**DIVISIÓN ACADÉMICA DE CIENCIAS BIOLÓGICAS
DIRECCIÓN**



2020
LEONA VICARIO
MEMORIA Y ACCIÓN EN LA FE

SEPTIEMBRE 25 DE 2020

**C. LUIS ENRIQUE COMPARÁN SÁNCHEZ
PAS. DE LA MAESTRIA EN INGENIERÍA, TECNOLOGÍA Y
GESTIÓN AMBIENTAL
P R E S E N T E**

En virtud de haber cumplido con lo establecido en los Arts. 80 al 85 del Cap. III del Reglamento de titulación de esta Universidad, tengo a bien comunicarle que se le autoriza la impresión de su Trabajo Recepcional, en la Modalidad de Tesis de Maestría en Ingeniería, Tecnología y Gestión Ambiental titulado: **"CINÉTICA DE REMOCIÓN DE CONTAMINANTES BÁSICO EN HUMEDALES ARTIFICIALES DE FLUJO LIBRE Y SUBSUPERFICIAL CON VEGETACIÓN *CLADIUM JAMAICENSE*"**, asesorado por el Dr. Gaspar López Ocaña Dr. Raúl German Bautista Margulis, sobre el cual sustentará su Examen de Grado, cuyo jurado integrado por el MIPA. Elías de la Cruz Luna, Dra. Liliana Pampillón González, Dr. Gaspar López Ocaña, MIPA. Mario José Romellón Cerino y MIPA. Rocío López Vidal.

Por lo cual puede proceder a concluir con los trámites finales para fijar la fecha de examen.

Sin otro particular, me es grato enviarle un cordial saludo.

A T E N T A M E N T E
ESTUDIO EN LA DUDA. ACCIÓN EN LA FE

DR. ARTURO GARRIDO MORA
DIRECTOR

UJAT
DIVISIÓN ACADÉMICA
DE CIENCIAS BIOLÓGICAS



DIRECCIÓN

C.c.p.- Expediente del Alumno.
C.c.p.- Archivo

CARTA DE AUTORIZACIÓN


El que suscribe, autoriza por medio del presente escrito a la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco para que utilice tanto física como digitalmente la tesis de grado denominada "Cinética de remoción de contaminantes básicos en humedales artificiales de flujo libre y subsuperficial con vegetación *Cladium jamaicense*", de la cual soy autor y titular de los Derechos de Autor.

La finalidad del uso por parte de la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco de la tesis antes mencionada, será única y exclusivamente para difusión, educación y sin fines de lucro; autorización que se hace de manera enunciativa más no limitativa para subirla a la Red Abierta de Bibliotecas Digitales (RABID) y a cualquier otra red académica con las que la Universidad tenga relación institucional.

Por lo antes manifestado, libero a la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco de cualquier reclamación legal que pudiera ejercer respecto al uso y manipulación de la tesis mencionada y para los fines estipulados en este documento.

Se firma la presente autorización en la ciudad de Villahermosa, Tabasco el día 3 de octubre de 2020.

AUTORIZO



Luis Enrique Comparán Sánchez
Tesisista



AGRADECIMIENTOS

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT), por la asignación de la beca No. 720600 para realizar mis estudios de posgrado.

Al Dr. Gaspar López Ocaña por el apoyo incondicional y enseñanzas a lo largo de formación profesional y estudios de posgrado.

A los profesores integrantes de mi comité sinodal por el tiempo y dedicación en la revisión de este documento.

A mis compañeros y amigos del Laboratorio de Tecnología del Agua por su apoyo, consejos, tiempo y amistad, Alma, Fátima, Nancy, Néstor, Elisa, Libni, Mafer, Arcelia, Reina, Janet, Perla y en especial a Jaquelin un abrazo hasta el cielo.

A mis compañeros de maestría por su amistad, enseñanzas y apoyo a lo largo de mi estancia en el posgrado.

DEDICATORIA

A mis padres, por su apoyo y comprensión del tiempo ausente debido a mis estudios, se que siempre querrán que llegue muy lejos y que estarán orgulloso de todos mis logros, esto es para ustedes.

A mis hermanos, por toda la alegría y momentos inolvidables que me han brindado, son una motivación para superarme y alcanzar nuevas metas en mi vida.

A mi amada Samantha, por ser un gran impulso en mi vida y por todos los momentos felices que me has brindado desde siempre, con amor para ti.

A mis amigos, por apoyarme siempre en toda decisión, por su amistad y por siempre estar cuando los he necesitado.



ÍNDICE

| | |
|--|----|
| 1. RESUMEN..... | 11 |
| 2. INTRODUCCIÓN..... | 12 |
| 3. JUSTIFICACIÓN..... | 13 |
| 4. ANTECEDENTES..... | 14 |
| 4.1 Ámbito internacional | 14 |
| 4.2 Ámbito Nacional..... | 15 |
| 4.3 Ámbito Regional..... | 16 |
| 5. MARCO TEÓRICO | 18 |
| 5.1 Aguas residuales..... | 18 |
| 5.1.1 Características físicas | 18 |
| 5.1.2 Características químicas | 19 |
| 5.1.3 Características biológicas | 20 |
| 5.2 Humedales artificiales..... | 22 |
| 5.2.1 Clasificación de los humedales artificiales..... | 22 |
| 5.2.2 Componentes principales de los humedales artificiales..... | 24 |
| 5.2.3 Mecanismos de eliminación de contaminantes..... | 26 |
| 5.3 Modelación cinética de humedales artificiales..... | 30 |
| 5.3.1 Modelo del reactor de flujo pistón..... | 30 |
| 5.3.2 Modelo del reactor de mezcla completa | 31 |
| 5.4 Características del <i>Cladium jamaicense</i> | 33 |
| 6. HIPÓTESIS | 34 |
| 7. OBJETIVOS | 34 |
| 7.1 General..... | 34 |
| 7.2 Particulares..... | 34 |
| 8. MATERIALES Y MÉTODOS..... | 34 |
| 8.1 Área de estudio..... | 34 |
| 8.2 Características del sistema de tratamiento..... | 35 |
| 8.2.1 Tanques de control | 36 |
| 8.2.2 Unidades experimentales..... | 36 |
| 8.3 Etapas de operación del sistema de tratamiento..... | 38 |
| 8.4 Actividades de campo | 39 |
| 8.4.1 Colecta de vegetación..... | 39 |
| 8.4.2 Caracterización de la vegetación | 39 |
| 8.4.3 Siembra de vegetación en humedales artificiales..... | 39 |
| 8.4.4 Evaluación del crecimiento y comportamiento de la vegetación | 40 |
| 8.4.5 Evaluación de la calidad del agua | 40 |
| 8.4.6 Evaluación del gasto de operación..... | 41 |
| 8.4.7 Determinación de la biomasa vegetal aérea generada..... | 41 |
| 8.5 Actividades de laboratorio..... | 42 |
| 8.5.1 Caracterización de medio de soporte | 42 |
| 8.6 Actividades de gabinete | 43 |
| 8.6.1 Eficiencias de remoción de contaminantes..... | 43 |
| 8.6.2 Modelado de distribución espacial de contaminantes..... | 43 |



| | |
|--|-----|
| 8.6.3 Ajuste de modelo matemático | 43 |
| 8.6.4 Estimación de la constante de degradación cinética "k" | 44 |
| 8.6.5 Diseño experimental y análisis estadístico | 44 |
| 9. RESULTADOS Y DISCUSIÓN | 46 |
| 9.1 Características del medio de soporte | 46 |
| 9.2 Evaluación del crecimiento y comportamiento de la vegetación | 46 |
| 9.2.1 Características iniciales..... | 46 |
| 9.2.2 Etapa de arranque | 47 |
| 9.2.4 Etapa de evaluación..... | 55 |
| 9.3 Gasto de operación..... | 60 |
| 9.3.1 Etapa de estabilización | 60 |
| 9.4 Calidad del agua y eficiencias de remoción | 62 |
| 9.4.1 Etapa de estabilización | 62 |
| 9.4.2 Etapa de evaluación..... | 69 |
| 9.5 Modelado de distribución espacial | 79 |
| 9.5.1 Etapa de estabilización | 79 |
| 9.5.2 Etapa de evaluación..... | 85 |
| 9.6 Ajuste de modelos matemáticos..... | 91 |
| 9.6.1 Etapa de estabilización | 91 |
| 9.6.2 Etapa de evaluación..... | 94 |
| 9.7 Coeficientes cinéticos de degradación..... | 97 |
| 9.7.1 Etapa de estabilización | 97 |
| 9.7.2 Etapa de evaluación..... | 98 |
| 10. CONCLUSIONES | 101 |
| 11. RECOMENDACIONES..... | 102 |
| 12. REFERENCIAS | 103 |
| ANEXO FOTOGRÁFICO | 117 |

ÍNDICE DE FIGURAS

| | |
|---|----|
| Figura 1. Tipos de humedales artificiales: a) flujo libre, B) flujo subsuperficial. Fuente: García, 2008..... | 22 |
| Figura 2. Humedal artificial de flujo libre o superficial. Fuente: Pérez et al., 2011..... | 23 |
| Figura 3. Humedal artificial de flujo subsuperficial horizontal. Fuente: Pérez et al., 2011. | 23 |
| Figura 4. Componentes principales de los humedales artificiales. Fuente: Pérez et al., 2011. | 24 |
| Figura 5. Tipos de macrófitas. Fuente: Pérez et al., 2011..... | 25 |
| Figura 6. Interrelación de macrófitas en los humedales artificiales. Fuente: Alarcón et al., 2018. | 26 |
| Figura 7. Principales rutas de eliminación de nitrógeno en HA. Fuente: Saeed y Sun, 2012. | 28 |
| Figura 8. Transformaciones de P: 1) adsorción, desorción y precipitación, 2) consumo por plantas y microorganismos, 3) fragmentación, 4) mineralización, 5) sedimentación. Fuente: Reddy y D'Angelo, 1996. | 29 |
| Figura 9. Macrófita <i>Cladium jamaicense</i> . Fuente: Flick – por J. B. Friday, 27/07/06. | 33 |
| Figura 10. División Académica de Ciencias Biológicas - Área de estudio y localización de las unidades experimentales. Fuente: Google Earth, 2019..... | 35 |



| | |
|---|----|
| Figura 11. Componentes del sistema de tratamiento utilizado. Fuente: elaboración propia. | 35 |
| Figura 12. Tanque de alimentación (control) del agua residual. | 36 |
| Figura 13. Humedal artificial de flujo libre. Fuente: elaboración propia. | 37 |
| Figura 14. Humedal artificial de flujo subsuperficial. Fuente: elaboración propia. | 37 |
| Figura 15. Sitio de colecta de <i>Cladium jamaicense</i> . Fuente: Google Earth, 2019. | 39 |
| Figura 16. Diagrama de siembra de <i>Cladium jamaicense</i> . Fuente: elaboración propia. | 40 |
| Figura 17. Puntos de muestreo internos en los humedales artificiales. Fuente: elaboración propia. | 41 |
| Figura 18. Manejo estadístico de los datos obtenidos para determinar diferencias estadísticamente significativas. Fuente: elaboración propia. | 45 |
| Figura 19. Esquema de distribución de los humedales artificiales. Fuente: elaboración propia. | 45 |
| Figura 20. Plantas de <i>Cladium jamaicense</i> sembradas en HAFS. | 47 |
| Figura 21. Plantas de <i>Cladium jamaicense</i> sembradas en HAFL. | 47 |
| Figura 22. Nacimiento de plántulas en HAFS. | 48 |
| Figura 23. Reproducción de <i>Cladium jamaicense</i> a través de rizomas – HAFS. | 48 |
| Figura 24. Crecimiento de <i>Cladium jamaicense</i> en el HAFS durante la etapa de arranque (N=15). | 49 |
| Figura 25. <i>Cladium jamaicense</i> en HAFS después de 1 mes y medio de operación. | 49 |
| Figura 26. <i>Cladium jamaicense</i> en HAFS después de 3 meses de operación. | 49 |
| Figura 27. Nacimiento de plántulas en HAFL. | 50 |
| Figura 28. Reproducción de <i>Cladium jamaicense</i> a través de rizomas – HAFL. | 50 |
| Figura 29. Crecimiento de <i>Cladium jamaicense</i> en el HAFL durante la etapa de arranque (N=15). | 50 |
| Figura 30. Zona sin vegetación en el HAFL debido a la mortandad de plantas. | 51 |
| Figura 31. Surcos de <i>Cladium jamaicense</i> totalmente muertos. | 51 |
| Figura 32. <i>Cladium jamaicense</i> en HAFL después de 3 meses de operación. | 51 |
| Figura 33. Proliferación de algas en HAFL debido al enriquecimiento de nutrientes. | 51 |
| Figura 34. Crecimiento de <i>Cladium jamaicense</i> en el HAFS después de 6 meses de operación (N=30). | 52 |
| Figura 35. Humedal artificial de flujo subsuperficial después de 6 meses de operación. | 53 |
| Figura 36. Crecimiento de <i>Cladium jamaicense</i> en el HAFL después de 6 meses de operación (N=30). | 54 |
| Figura 37. Humedal artificial de flujo libre después de 6 meses de operación. | 54 |
| Figura 38. Plántulas que se desarrollan a partir de los nodos inferiores de un culmo con plántulas en los nodos superiores. | 55 |
| Figura 39. Reproducción asexual de plántulas en planta originada por proliferación vegetativa. | 55 |
| Figura 40. Crecimiento de <i>Cladium jamaicense</i> en el HAFS después de 1 año de operación (N=30). | 56 |
| Figura 41. Humedal artificial de flujo subsuperficial después de 1 año de operación. | 57 |
| Figura 42. Crecimiento de <i>Cladium jamaicense</i> en el HAFL después de 1 año de operación (N=30). | 58 |
| Figura 43. Humedal artificial de flujo libre después de 1 año de operación. | 58 |
| Figura 44. Crecimiento de <i>Cladium jamaicense</i> en los tratamientos evaluados – periodo anual (N=30). | 59 |
| Figura 45. Gasto diario de operación – etapa de estabilización (N=20). | 60 |
| Figura 46. Gasto horario de operación – etapa de estabilización (N=20). | 60 |
| Figura 47. Gasto diario de operación – etapa de evaluación (N=20). | 61 |
| Figura 48. Gasto horario de operación – etapa de evaluación (N=20). | 61 |



| | |
|--|----|
| Figura 49. Valores medianos ($\pm Q_1, Q_3$) de pH – etapa de estabilización. Letras diferentes indican diferencias ($p < 0.05$) con un nivel de confianza del 95% (N=40). | 62 |
| Figura 50. Valores medianos ($\pm Q_1, Q_3$) de temperatura – etapa de estabilización. Letras diferentes indican diferencias ($p < 0.05$) con un nivel de confianza del 95% (N=40). | 63 |
| Figura 51. Valores medianos ($\pm Q_1, Q_3$) de CE – etapa de estabilización. Letras diferentes indican diferencias ($p < 0.05$) con un nivel de confianza del 95% (N=40). | 64 |
| Figura 52. Valores medianos ($\pm Q_1, Q_3$) de SDT – etapa de estabilización. Letras diferentes indican diferencias ($p < 0.05$) con un nivel de confianza del 95% (N=40). | 65 |
| Figura 53. Valores medianos ($\pm Q_1, Q_3$) de turbiedad – etapa de estabilización. Letras diferentes indican diferencias ($p < 0.05$) con un nivel de confianza del 95% (N=40). | 65 |
| Figura 54. Valores medianos ($\pm Q_1, Q_3$) de color aparente – etapa de estabilización. Letras diferentes indican diferencias ($p < 0.05$) con un nivel de confianza del 95% (N=40). | 66 |
| Figura 55. Valores medianos ($\pm Q_1, Q_3$) de DQO – etapa de estabilización. Letras diferentes indican diferencias ($p < 0.05$) con un nivel de confianza del 95% (N=40). | 67 |
| Figura 56. Valores medianos ($\pm Q_1, Q_3$) de SST – etapa de estabilización. Letras diferentes indican diferencias ($p < 0.05$) con un nivel de confianza del 95% (N=40). | 68 |
| Figura 57. Valores medios ($\pm DE$) de pH – etapa de evaluación. Letras diferentes indican diferencias ($p < 0.05$) con un nivel de confianza del 95% (N=40). | 69 |
| Figura 58. Valores medios ($\pm DE$) de temperatura – etapa de evaluación. Letras diferentes indican diferencias ($p < 0.05$) con un nivel de confianza del 95% (N=40). | 70 |
| Figura 59. Valores medianos ($\pm Q_1, Q_3$) de CE – etapa de evaluación. Letras diferentes indican diferencias ($p < 0.05$) con un nivel de confianza del 95% (N=40). | 71 |
| Figura 60. Valores medianos ($\pm Q_1, Q_3$) de SDT – etapa de evaluación. Letras diferentes indican diferencias ($p < 0.05$) con un nivel de confianza del 95% (N=40). | 72 |
| Figura 61. Valores medianos ($\pm Q_1, Q_3$) de turbiedad – etapa de evaluación. Letras diferentes indican diferencias ($p < 0.05$) con un nivel de confianza del 95% (N=40). | 73 |
| Figura 62. Valores medianos ($\pm Q_1, Q_3$) de color aparente – etapa de evaluación. Letras diferentes indican diferencias ($p < 0.05$) con un nivel de confianza del 95% (N=40). | 74 |
| Figura 63. Valores medianos ($\pm Q_1, Q_3$) de DQO – etapa de evaluación. Letras diferentes indican diferencias ($p < 0.05$) con un nivel de confianza del 95% (N=40). | 75 |
| Figura 64. Valores medianos ($\pm DE$) de SST – etapa de evaluación. Letras diferentes indican diferencias ($p < 0.05$) con un nivel de confianza del 95% (N=40). | 77 |
| Figura 65. Comportamiento de pH en el HAFS con <i>Cladium jamaicense</i> – etapa de estabilización. | 79 |
| Figura 66. Comportamiento de pH en el HAFL con <i>Cladium jamaicense</i> – etapa de estabilización. | 79 |
| Figura 67. Comportamiento de temperatura en el HAFS con <i>Cladium jamaicense</i> – etapa de estabilización. | 80 |
| Figura 68. Comportamiento de temperatura en el HAFL con <i>Cladium jamaicense</i> – etapa de estabilización. | 80 |
| Figura 69. Comportamiento de CE en el HAFS con <i>Cladium jamaicense</i> – etapa de estabilización. | 81 |
| Figura 70. Comportamiento de CE en el HAFL con <i>Cladium jamaicense</i> . – etapa de estabilización. | 81 |
| Figura 71. Comportamiento de SDT en el HAFS con <i>Cladium jamaicense</i> – etapa de estabilización. | 82 |
| Figura 72. Comportamiento de SDT en el HAFL con <i>Cladium jamaicense</i> – etapa de estabilización. | 82 |
| Figura 73. Comportamiento de la turbiedad en el HAFS con <i>Cladium jamaicense</i> – etapa de estabilización. | 83 |



| | |
|---|----|
| Figura 74. Comportamiento de la turbiedad en el HAFL con <i>Cladium jamaicense</i> – etapa de estabilización. | 83 |
| Figura 75. Comportamiento del color aparente en el HAFS con <i>Cladium jamaicense</i> – etapa de estabilización. | 84 |
| Figura 76. Comportamiento del color aparente en el HAFL con <i>Cladium jamaicense</i> – etapa de estabilización. | 84 |
| Figura 77. Comportamiento de pH en el HAFS con <i>Cladium jamaicense</i> – etapa de evaluación. | 85 |
| Figura 78. Comportamiento de pH en el HAFL con <i>Cladium jamaicense</i> – etapa de evaluación. | 85 |
| Figura 79. Comportamiento de temperatura en el HAFS con <i>Cladium jamaicense</i> – etapa de evaluación. | 86 |
| Figura 80. Comportamiento de temperatura en el HAFL con <i>Cladium jamaicense</i> – etapa de evaluación. | 86 |
| Figura 81. Comportamiento de CE en el HAFS con <i>Cladium jamaicense</i> – etapa de evaluación. | 87 |
| Figura 82. Comportamiento de CE en el HAFL con <i>Cladium jamaicense</i> – etapa de evaluación. | 87 |
| Figura 83. Comportamiento de SDT en el HAFS con <i>Cladium jamaicense</i> – etapa de evaluación. | 88 |
| Figura 84. Comportamiento de SDT en el HAFL con <i>Cladium jamaicense</i> – etapa de evaluación. | 88 |
| Figura 85. Comportamiento de la turbiedad en el HAFS con <i>Cladium jamaicense</i> – etapa de evaluación. | 89 |
| Figura 86. Comportamiento de la turbiedad en el HAFL con <i>Cladium jamaicense</i> – etapa de evaluación. | 89 |
| Figura 87. Comportamiento del color aparente en el HAFS con <i>Cladium jamaicense</i> – etapa de evaluación. | 90 |
| Figura 88. Comportamiento del color aparente en el HAFL con <i>Cladium jamaicense</i> – etapa de evaluación. | 90 |
| Figura 89. Modelo ajustado al pH en el HAFL-C – etapa de estabilización. | 91 |
| Figura 90. Modelo ajustado al pH en el HAFS-C – etapa de estabilización. | 91 |
| Figura 91. Modelo ajustado a la temperatura en el HAFL-C – etapa de estabilización. | 91 |
| Figura 92. Modelo ajustado a la temperatura en el HAFS-C – etapa de estabilización. | 91 |
| Figura 93. Modelo ajustado a la CE en el HAFL-C – etapa de estabilización. | 92 |
| Figura 94. Modelo ajustado a la CE en el HAFS-C – etapa de estabilización. | 92 |
| Figura 95. Modelo ajustado a los SDT en el HAFL-C – etapa de estabilización. | 92 |
| Figura 96. Modelo ajustado a los SDT en el HAFS-C – etapa de estabilización. | 92 |
| Figura 97. Modelo ajustado al color aparente en el HAFL-C – etapa de estabilización. | 93 |
| Figura 98. Modelo ajustado al color aparente en el HAFS-C – etapa de estabilización. | 93 |
| Figura 99. Modelo ajustado a la turbiedad en el HAFL-C – etapa de estabilización. | 93 |
| Figura 100. Modelo ajustado a la turbiedad en el HAFS-C – etapa de estabilización. | 93 |
| Figura 101. Modelo ajustado al pH en el HAFL-C – etapa de evaluación. | 94 |
| Figura 102. Modelo ajustado al pH en el HAFS-C – etapa de evaluación. | 94 |
| Figura 103. Modelo ajustado a la temperatura en el HAFL-C – etapa de evaluación. | 94 |
| Figura 104. Modelo ajustado a la temperatura en el HAFS-C – etapa de evaluación. | 94 |
| Figura 105. Modelo ajustado a la CE en el HAFL-C – etapa de evaluación. | 95 |
| Figura 106. Modelo ajustado a la CE en el HAFS-C – etapa de evaluación. | 95 |
| Figura 107. Modelo ajustado a los SDT en el HAFL-C – etapa de evaluación. | 95 |
| Figura 108. Modelo ajustado a los SDT en el HAFS-C – etapa de evaluación. | 95 |
| Figura 109. Modelo ajustado al color aparente en el HAFL-C – etapa de evaluación. | 96 |



| | |
|---|----|
| Figura 110. Modelo ajustado al color aparente en el HAFS-C – etapa de evaluación. | 96 |
| Figura 111. Modelo ajustado a la turbiedad en el HAFL-C – etapa de evaluación. | 96 |
| Figura 112. Modelo ajustado a la turbiedad en el HAFS-C – etapa de evaluación. | 96 |
| Figura 113. Curva de decaimiento de la DQO ($k=0.7 \text{ d}^{-1}$) en HAFS-C – etapa de estabilización (N=10). | 98 |
| Figura 114. Curva de decaimiento de la DQO ($k=0.63 \text{ d}^{-1}$) en HAFL-C – etapa de estabilización (N=10). | 98 |
| Figura 115. Curva de decaimiento de la DQO ($k=0.7 \text{ d}^{-1}$) en HAFS-C – etapa de evaluación (N=10). | 99 |
| Figura 116. Curva de decaimiento de la DQO ($k=0.38 \text{ d}^{-1}$) en HAFL-C – etapa de evaluación (N=10). | 99 |

ÍNDICE DE TABLAS

| | |
|--|----|
| Tabla 1. Tipos de sólidos presentes en las aguas residuales. | 19 |
| Tabla 2. Biodegradabilidad de un agua residual. | 20 |
| Tabla 3. Métodos para la determinación de parámetros de calidad del agua. | 43 |
| Tabla 4. Factores del diseño experimental empleado en esta investigación. | 44 |
| Tabla 5. Valores promedios ($\pm DE$) de las características del material de soporte utilizado (N=10). | 46 |
| Tabla 6. Valores promedios ($\pm DE$) de la calidad del agua del sitio de colecta de <i>Cladium jamaicense</i> (N=3). | 46 |
| Tabla 7. Valores promedios ($\pm DE$) de las características de plantas de <i>Cladium jamaicense</i> previo a la siembra en los HA (N=14). | 46 |
| Tabla 8. Valores promedios ($\pm DE$) de las características de <i>Cladium jamaicense</i> en los tratamientos evaluados – etapa de estabilización (N=15). | 47 |
| Tabla 9. Valores promedios ($\pm DE$) de las características de <i>Cladium jamaicense</i> en los tratamientos evaluados – etapa de estabilización (N=30). | 52 |
| Tabla 10. Valores promedios ($\pm DE$) de las características de <i>Cladium jamaicense</i> en los tratamientos evaluados – etapa de evaluación (N=30). | 55 |
| Tabla 11. Valores promedios ($\pm DE$) de la calidad del agua de los tratamientos evaluados – etapa de estabilización (N=60). | 62 |
| Tabla 12. Eficiencias de remoción de los tratamientos evaluados – etapa de estabilización (N=60). | 68 |
| Tabla 13. Valores promedios ($\pm DE$) de la calidad del agua de los tratamientos evaluados – etapa de evaluación (N=40). | 69 |
| Tabla 14. Eficiencias de remoción de los tratamientos evaluados – etapa de evaluación (N=40). | 78 |
| Tabla 15. Valores promedios ($\pm DE$) de los coeficientes cinéticos de degradación calculados para los tratamientos – etapa de estabilización (N=10). | 97 |
| Tabla 16. Valores promedios ($\pm DE$) de los coeficientes cinéticos de degradación calculadas para los tratamientos – etapa de evaluación (N=10). | 98 |



1. RESUMEN

Este estudio evalúa el desempeño de la macrófita *Cladium jamaicense* en el tratamiento de aguas residuales domésticas mediante humedales artificiales pilotos de flujo libre y subsuperficial en Villahermosa, Tabasco, México. Las unidades experimentales tenían dimensiones de 2.5 m de largo, 1.2 m de ancho y 1 m de altura. El medio de soporte utilizado fue grava de río de 0.76 ± 0.26 pulgadas de diámetro y fue el mismo para todos los tratamientos. El tirante de grava y TRH fue de 0.2 m y 5.13 días en los tratamientos de flujo libre, y de 0.5 m y 3.37 días en los tratamientos de flujo subsuperficial. El gasto de operación medio fue de 200 L/d y provino de los sanitarios de la DACBiol-UJAT, siendo el mismo abastecimiento para todos los tratamientos. El diseño experimental estaba constituido por tres humedales artificiales de flujo libre con *C. jamaicense* (HAFL-C), tres humedales artificiales de flujo subsuperficial con *C. jamaicense* (HAFS-C), tres humedales artificiales de flujo libre sin plantar (HAFL-B) y tres humedales artificiales de flujo subsuperficial sin plantar (HAFS-B). El estudio constó de tres etapas: arranque (tres meses), estabilización (seis meses) y evaluación (un año). Se realizó un seguimiento de la adaptación, crecimiento y reproducción del *C. jamaicense* de cada etapa. Así mismo, se realizaron análisis de calidad del agua para evaluar la eficiencia de remoción con base a los parámetros pH, temperatura, CE, SDT, color aparente, turbiedad, DQO y SST. Además, se realizó un modelado de distribución espacial y de ajuste matemático para los parámetros pH, temperatura, CE, SDT, color aparente y turbiedad. Finalmente, se calcularon los coeficientes cinéticos de degradación “k” de la DQO considerando una cinética de primer orden y modelos de reactores de mezcla completa y flujo pistón. Los resultados mostraron que el *C. jamaicense* consigue mejor adaptación y crecimiento en el tratamiento de flujo subsuperficial, donde al final de la investigación el largo medio de hojas fue de 4.7 ± 0.08 m y densidad media de 130.3 plantas/m². Así mismo, con ambos tratamientos se consiguen eficiencias de remoción mayores al 70% para la turbiedad, color aparente, DQO y SST. Con el modelo de distribución espacial se encontró que, debido a la alta densidad de hojas en el tratamiento HAFL-C, se consigue un comportamiento de flujo pistón después de un año de operación. Los coeficientes cinéticos después de un año de operación fueron de 0.63 d^{-1} en el HAFL-C y de 0.7 d^{-1} en el HAFS-C, mostrando una alta actividad microbiana en los sistemas. Con base a los resultados obtenidos se concluyó que la utilización de la especie *C. jamaicense* en humedales artificiales tiene un rendimiento similar a las demás especies reportadas por la literatura y tiene un alto potencial de aprovechamiento para tratar aguas residuales en el sureste de México.



2. INTRODUCCIÓN

Los humedales artificiales (HA), principalmente se han utilizado para tratar aguas residuales de tipo domésticas, al ser de tecnología sustentable se convierten en una alternativa que requieren poca o nula energía eléctrica o reactivos químicos (Delgadillo et al., 2010). Son sistemas de tratamiento que constan de tres elementos principalmente: vegetación macrófita, medio de soporte (grava o arena) y una alta densidad poblacional microbiana (Xie et al., 2018), los cuales propician procesos físicos, químicos y biológicos, por los que el agua residual es tratada (Llagas, 2006).

Los humedales artificiales se pueden clasificar en función del régimen del flujo del agua: Humedales Artificiales de Flujo Libre (HAFL) y Humedales Artificiales de Flujo Subsuperficial (HAFS) (Brown et al., 2000). En los HAFL las plantas acuáticas están enraizadas en el fondo del humedal y el flujo de agua se hace a través de las hojas y tallos de las plantas; en los HAFS la lámina de agua no es visible y el flujo de agua es a través del suelo (medio de soporte), las macrófitas se encuentran enraizadas a él y sólo las raíces se encuentran en contacto con el agua residual (Gökalp et al., 2016). Dentro los mecanismos de remoción en los HA, se encuentran diversas bacterias las cuales están adheridas al medio filtrante y a las raíces de las plantas, las cuales tratan el agua residual en medida que el flujo de agua avanza a través del humedal (Abou-Elela, 2017). La remoción de los contaminantes presentes en el agua residual en los HA depende en gran medida del tipo de medio filtrante utilizado, las tasas de carga, los tiempos de retención hidráulicos, diseño del sistema, macrófitas, entre otros (Rai et al., 2013).

La literatura sobre el estudio de humedales artificiales es vasta, pero la mayoría de estos tienden a dar mayor importancia a aspectos de diseño e ingeniería de un sistema de humedales artificiales quedando fuera para las especies de plantas que se pueden implementar (Leto et al., 2013). Por ello, resulta favorable continuar investigando a detalle esta tecnología de tratamiento para proponer mejoras no solo al diseño y operación, sino implementar nuevas especies vegetales que en muchos sitios abundan y que pueden competir con las especies actualmente reportadas.

El presente proyecto tuvo como objetivo determinar el comportamiento cinético de degradación de contaminantes básicos presentes en aguas residuales domésticas, en humedales artificiales pilotos de flujo libre y subsuperficial con vegetación *Cladium jamaicense* en Villahermosa, Tabasco, México. El objetivo de la investigación se logró a través de la evaluación de 1 año de la adaptación, crecimiento y reproducción de la vegetación en los humedales artificiales. Así mismo, se evaluó la calidad de los efluentes tratados por ambos tipos de flujos en la remoción de contaminantes básicos del agua: pH, temperatura, CE, SDT, color aparente, turbiedad, DQO y SST. Se ajustaron modelos matemáticos del decaimiento de parámetros de control: pH, temperatura, CE, SDT, color aparente, turbiedad. Por último, con base a los modelos de los reactores de mezcla completa y flujo pistón, se calcularon los coeficientes cinéticos de degradación “*k*” para cada tratamiento.



3. JUSTIFICACIÓN

Al 2015, en México se registraron un total de 68 plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) tipo humedales artificiales y 151 PTAR en combinación con otro proceso de tratamiento, lo cual suman un total de 219 PTAR a nivel nacional que utilizan tecnología de humedales artificiales. En Tabasco, 4 PTAR son de tecnología única de humedales artificiales y 1 en combinación con reactor anaerobio de flujo ascendente, lo cual representa un caudal de tratamiento total de 278.6 L/s (CONAGUA, 2015).

En los últimos años el estudio de los humedales artificiales ha aumentado particularmente enfocándose en el tratamiento de efluentes industriales con contaminantes específicos como farmacéuticos, subproductos químicos de industria, metabolitos, metales pesados entre otros, dejando a un lado la investigación de rendimiento de nuevas especies macrófitas (Leto et al., 2013). En muchos de los sitios donde se implementan estos sistemas de tratamiento, las macrófitas que se utilizan son introducidas, ignorando la existencia de especies nativas con el mismo, o incluso mayor, potencial fitorremediador.

Una de las principales causas por las cuales se ignora esta información se debe a la falta de estudios que sustenten la viabilidad económica y operativa de implementar especies nativas, lo cual puede llevar a mejorar el rendimiento, reducir costos, introducción de plagas y favorecer la adaptación y reproducción de las especies. Otro problema al implementar estos sistemas, es que son diseñados bajo criterios específicos, como la constante cinética de degradación, que en muchos de los casos se toma de estudios científicos que no son afín a las condiciones climáticas presentes en el sitio en donde se implementará el sistema a diseñar.

Particularmente en la Reserva de la Biósfera de Pantanos de Centla (RBPC), Tabasco, existe una amplia variedad de plantas macrófitas nativas (Novelo, 2006) que aún no han sido estudiadas para este fin y que se encuentran también en gran parte de la República Mexicana y otros países, lo cual extiende el alcance de la información que se desarrolle en la investigación de los humedales artificiales.

Por lo antes mencionado, el objetivo de esta investigación fue determinar el comportamiento cinético de degradación de contaminantes presentes aguas residuales domésticas mediante humedales artificiales de flujo subsuperficial y libre con vegetación *Cladium jamaicense*. De igual forma, esta investigación contribuye en determinar el rendimiento depurador de la especie mencionada en la remoción de la demanda química de oxígeno (DQO), sólidos suspendidos totales (SST), turbiedad, color aparente, pH, temperatura, conductividad eléctrica (CE) y sólidos disueltos totales (SDT). Esta investigación brindará aportes científicos-tecnológicos en la aplicación de una nueva especie macrófita y viabilidad en el tratamiento de aguas residuales domésticas por humedales artificiales. Así mismo, los datos obtenidos servirán como antecedentes para el diseño y mejoras en el rendimiento de HA en la región.



4. ANTECEDENTES

4.1 Ámbito internacional

Garfí, M., Pedescoll, A., Bécares, E., Hijosa, M., Sidrach, R., y García, J. (2012), evaluaron dos humedales artificiales de flujo subsuperficial localizados en Barcelona y León, España. Cada humedal tenía una superficie de 2.95 m², la profundidad del agua fue de 25 cm y un medio de soporte de 7.3 mm de diámetro. Fueron operados con una tasa de carga hidráulica de 28.5 mm/día y plantados con *Phragmites australis*. Alcanzaron eficiencias de remoción para SST, DBO₅ y amonio del 97.4% vs 97.8%; 97.1% vs 96.2%; 99.9% vs 88.9% en los humedales de Barcelona y León respectivamente.

Alfaro, C., Pérez, R. y Solano, M. (2015), evaluaron un humedal artificial de flujo subsuperficial para tratar aguas residuales del restaurante y dos lavatorios del Museo de Cultura Popular de la Universidad Nacional de Costa Rica. Las dimensiones del humedal artificial fueron de 8 m de largo, 2.5 m de ancho y 0.7 m de profundidad. Se manejó un caudal operativo de fue de 1.8 m³/d. Obtuvieron una remoción promedio de 93% para DBO₅, 95% para DQO, 73 % para P-PO₄ y 95% para sólidos sedimentables.

Mburu, N., Tebitendwa, S., Rousseau, D., van Bruggen, J. y Lens, P. (2013), evaluaron 2 humedales artificiales de flujo subsuperficial plantados *Cyperus papyrus* (Cyp1 y Cyp 2) y un control (Ctrl) para tratar aguas residuales domésticas en Juja, Kenya. Las dimensiones de los humedales fueron 7.5 m de largo, 3 m de ancho y 0.95 m de profundidad. El medio de soporte utilizado fue grava de granito de 9 – 37 mm, con una porosidad de 45%. Las plantas fueron sembradas con una separación de 0.75 m x 0.75 m. En su mejor tratamiento (Cyp 1), obtuvieron eficiencias de remoción de DQO del 65%, SST del 58.9% y DBO₅ del 69.6%. En su tratamiento control eficiencias de DQO del 60.1%, SST del 44.2% y DBO₅ del 59.7%.

Zhang, D., Tan, S., Gersberg, R., Zhu, J., Sadreddini, S. y Li, Y. (2013), evaluaron seis humedales artificiales de flujo subsuperficial para tratar aguas residuales domésticas en la Universidad Tecnológica de Nanyang, Singapur. Fueron plantados con *Typha Angustifolia*. Dos de los humedales fueron operados a flujo continuo con tiempos de retención hidráulica (TRH) de 2 y 4 días; y un humedal artificial operando tipo batch con tiempo de retención de 2 y 4 días; y 3 humedales artificiales controles (sin plantar) para cada caso. Se alcanzaron eficiencias de remoción de remoción en los humedales artificiales operados a flujo continuo con TRH de 4 días, para DQO del 95.9%, PT del 46.8% y NH₄ del 80.4%. En los humedales artificiales operados batch con TRH de 4 días, alcanzaron eficiencias de remoción para DQO del 95.8%, PT del 69.6% y NH₄ del 95.2%.



Alasino, N., Nadal, F., Primo, L., Bollo, P., y Larrosa, N. (2015), evaluaron un humedal artificial de flujo subsuperficial con *Cortadeira selloana* para tratar aguas residuales de la Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. El humedal artificial tenía de área superficial 10 m² y un TRH de 11.7 días. Se realizaron determinaciones de DBO₅ del afluente y efluente a los 15, 18, 21 y 23 meses de operación, calculando para cada mes una constante de reacción (k). Obtuvieron una constante de reacción para la eliminación de materia orgánica, considerando un modelo de reactor de flujo pistón y una cinética de remoción de primer orden de $k=0.115d^{-1}$ para una DBO₅ promedio de 38.28 mg/L.

Caselles-Osorio, A., Vega, H., Camilo, J., Casierra, H. y Euliser, J. (2017), evaluaron 4 humedales artificiales de flujo subsuperficial con vegetación *Cyperus articulatus* para tratar aguas residuales domésticas en Colombia. El medio de soporte utilizado fue grava de granito de 8mm de diámetro, porosidad de 40% y tirante de 0.5 m. Fueron evaluados durante 4 meses con un TRH de 29 L/d. Alcanzaron eficiencias de remoción para DQO del 91% y del 90% para NH₄ en los humedales plantados; y en los humedales sin plantar se obtuvieron eficiencias del 80% para DQO y del 37% para NH₄.

4.2 Ámbito Nacional

Tapia G, F., Giacoman V, G., Herrera S, J., Quintal F, C., García, J., y Puigagut, J. (2009), evaluaron la capacidad de los humedales artificiales subsuperficiales pilotos para tratar las aguas residuales porcinas en condiciones locales de Yucatán, México. Se utilizaron las especies macrófitas *Typha latifolia* y *Eleocharis interstincta*, y medio de soporte grava de 32 mm de diámetro y TRH de 3 días. Las eficiencias de remoción oscilaron entre 64 y 78% para los SST, 52 y 78% para DQO, 57 y 74% para DBO₅, 57 y 79% para nitrógeno total, 63 y 75% para nitrógeno de amonio, 70 y 81% para nitrato, 0 y 28% para fósforo total y 3.3 y 4.2 unidades logarítmicas para coliformes totales.

Ojeda, L., Romero, S., Reyes, J. A., Gallegos, R., y Herrera, A. (2014), evaluaron la eficiencia de depuración de agua gris en un humedal artificial de flujo subsuperficial horizontal a nivel piloto en Morelia, Michoacán. Se utilizó la especie macrófita *Typha domingensis* y como substrato arena fina de 0.2 mm y grava de 3 cm de diámetro. Obtuvieron concentraciones en el efluente de 120 mg/l de DQO con una remoción promedio del 71%, y del 73% para sólidos suspendidos y del 53% de conductividad eléctrica.

Garzón Z, M.A., González Z, J., y García B, R. (2016), evaluaron un humedal artificial de flujo para tratar aguas residuales domésticas provenientes de un pre tratamiento con un biofiltro, en Jiutepec, Morelia. El humedal artificial fue plantado principalmente con *Cyperus papyrus* y adicionalmente con plantas ornamentales. Su gasto de operación fue de 0.1 m³/d a un tiempo de retención de 12 días. Las eficiencias de remoción alcanzadas para DQO fueron del 64.3% para N-NH₄⁺ del 73.11%, para P-PO₄⁻ del 77.51% y para DBO₅ del 96%.



Castañeda V, A. A., y Flores L, H. E. (2020), evaluaron tres tipos diferentes de plantas típicas de los humedales naturales: carrizo común (*Phragmites australis*), el gladiolo (*Gladiolus spp*) y la totora (*Typha latifolia*) en humedales artificiales en la región de Los Altos de Jalisco. Utilizaron tres rangos de TRH: 3, 5 y 7 días, encontraron que la mayor eficiencia de remoción de DBO se obtuvo con un TRH de siete días y especialmente con la totora y el carrizo en más del 86%, y el pH se redujo a niveles neutros (7 – 7.2).

4.3 Ámbito Regional

Marín A, C., Solís S, R., López O, G., Bautista M, R. G., y Romellón C, M. J. (2016), realizaron un estudio en Villahermosa, Tabasco con HAFS evaluando dos tipos de vegetación: *Pontederia cordata* y *Phragmites australis*, los HAFS fueron alimentados con agua residual doméstica, logrando THR de 7 días. El mejor tratamiento fue el HAFS con *Pontederia cordata* que obtuvo valores de efluente para DBO₅ de 18.6 mg/L, DQO de 40.23 mg/L, NT de 4.66 mg/L, PT de 3.06 mg/L, SST de 18.32 mg/L, turbiedad de 10.97 UNT y color de 175 UC; mientras que para el tratamiento con *Phragmites australis* obtuvo valores de efluente para DBO₅ de 50.8 mg/L, DQO 119.96 mg/L, NT de 12.34 mg/L, PT 6.91 mg/L, SST de 32.88 mg/L, turbiedad de 23.34 UNT y color de 252.6 UC.

Gallegos-Rodríguez, J., López O, G., Bautista-Margulis, R.G., y Torres-Balcázar, C.A. (2018), evaluaron nueve humedales artificiales de flujo libre (HAFL), tres sin vegetación (HAFL-Control), tres con *Sagittaria lancifolia* (HAFL-S-Lan) y tres con *Sagittaria latifolia* (HAFL-S-Lat), para tratar aguas residuales sanitarias de la División Académica de Ciencias Biológicas (DACBiol), Villahermosa, Tabasco. Las unidades experimentales tenían dimensiones de 2.5 m de largo, 1.2 m de ancho y 1 m de alto, con un tirante operativo de 0.5 m. Como medio de soporte se utilizó grava de río de entre 2.36 y 19 mm de diámetro, con espesor de 10 cm. Todas las unidades operaron con un caudal de 0.26 m³/d y un TRH de 6 días. Las eficiencias de remoción alcanzadas con *Sagittaria latifolia* para SST, DBO₅, DQO y CF fue de 94, 97, 96 y 99 %, respectivamente, mientras que para *Sagittaria lancifolia* fue de 97, 94, 93 y 99.9 %, respectivamente.

Jiménez-López, E. C., López O, G., Bautista M, R. G., Castelán E, M., Guerrero P, A., Hernández B, J. R., Torres B, C. A., De la Cruz L, E., Romellón C, M. J., y Solís S, R. (2017), evaluaron dos humedales artificiales pilotos de flujo subsuperficial y dos humedales artificiales pilotos de flujo superficial con vegetación *T. geniculata* y *P. paniculatum* en el tratamiento de aguas residuales sanitarias de la DACBiol, Villahermosa, Tabasco. El caudal de tratamiento promedio fue de 400 L/d y un tiempo de retención de 6.5 a 7.5 días. Su mejor tratamiento fue el humedal artificial de flujo superficial con *T. geniculata* con valores de efluente de 9.74 mg/L de SST, 2.37 mg/L de NT, 0.43 mg/L de PT y 27.76 mg/L de DBO₅. Seguido de su humedal artificial de flujo superficial con *P. paniculatum* con valores de efluente de 19.97 mg/L de SST, 4.84 mg/L de NT, 0.86 mg/L de PT y 56.93 mg/L de DBO₅.



López-Ocaña, G., Bautista M, R. G., Ramos H, S., Torres B, C. A., López V, R., y Pampillón G, L. (2018), evaluaron la cinética de degradación y distribución espacial de un humedal artificiales subsuperficial plantado con *T. geniculata* tratando aguas residuales sanitarias en Villahermosa, Tabasco. El gasto de operación fue de 204.66 L/d y el TRH de 4.5 días. Alcanzaron eficiencias de remoción del 87% de turbiedad y 92.5% de DBO₅ con una $k = 0.43 \text{ d}^{-1}$ a 27°C.

García O, J. A., López O, G., y Torres B, C. (2019), evaluaron humedales artificiales para tratar aguas residuales sanitarias provenientes de una institución universitaria en Villahermosa, Tabasco. Se utilizó como vegetación la especie *Sagittaria latifolia* y como medio de soporte grava de canto redondo (HACC) y grava de brecha sedimentaria (HABC). El caudal de influente fue de 160 L/d con tiempos de retención de 4,8 y 4,9 días. En su mejor tratamiento (HACC) alcanzaron eficiencias de remoción para SST del 96,5% y 96,78% para DBO₅; en su tratamiento HABC, obtuvieron eficiencias para SST del 95,52% y 95,02% para DBO₅.



5. MARCO TEÓRICO

5.1 Aguas residuales

Las aguas residuales son fundamentalmente las aguas de abastecimiento de una población, después de haber sido contaminadas por diversos usos. Desde el punto de vista de su origen, resultan de la combinación de los líquidos o desechos arrastrados por el agua, procedentes de las casas habitación, edificios comerciales e instituciones, junto con los provenientes de establecimientos industriales (DSENY, 2014). Generalmente los generadores de aguas residuales se pueden clasificar en aguas residuales domésticas, industriales y comerciales. Las aguas residuales municipales, son una mezcla compleja que contiene agua, mezclada con contaminantes orgánicos e inorgánicos, tanto en suspensión como disueltos (Sierra, 2011).

5.1.1 Características físicas

Temperatura: La temperatura se refiere al grado de calor o frío y se puede medir en grados Celsius. La temperatura es un parámetro de gran importancia en la química del agua, la velocidad de las reacciones químicas generalmente aumenta a mayor temperatura (Kale, 2016). De la misma manera, la tasa de metabolismo microbiano aumenta cuando aumenta la temperatura (Schulte, 2015).

Color: El color en aguas residuales es causado por sólidos suspendidos, material coloidal y sustancias en solución. El color causado por sólidos suspendidos se llama *color aparente* mientras que el color causado por sustancias disueltas y coloidales se denomina *color verdadero*. En forma cualitativa, el color puede ser causado para estimar la condición general del agua residual. Si el color es gris oscuro o negro, se trata en general de aguas sépticas que han sufrido una fuerte descomposición bacteriana bajo condiciones anaerobias (Crites y Tchobanoglous, 2000). Los florecimientos excesivos de algas, o el crecimiento de microorganismos acuáticos también suelen impartir color, lo que también puede deberse a metales inorgánicos, como hierro o manganeso, o a sustancias húmicas (Davis, 2004).

Turbiedad: La turbiedad es la medida de la claridad óptica del agua, es provocada por las partículas en suspensión del agua como arcilla, limo, material orgánico finamente dividido y partículas de otros materiales. Aunque la turbiedad podría no afectar la salud en forma adversa, las partículas pueden albergar contaminantes microbiológicos dañinos para la salud humana o que disminuyan la eficacia de los desinfectantes (Davis, 2004).

El material coloidal impide la transmisión de la luz, ya que la absorbe o dispersa. En general, no existe una relación definida entre la turbiedad y la concentración de sólidos suspendidos en las aguas residuales sin tratamiento (Crites y Tchobanoglous, 2000).



Sólidos: Los sólidos son los materiales suspendidos o disueltos en aguas naturales o residuales (Mihelcic y Zimmerman, 2011). Los sólidos presentes en las aguas residuales se pueden clasificar de la siguiente manera:

Tabla 1. Tipos de sólidos presentes en las aguas residuales.

| Sólidos | Fracción total | Fracción volátil (materia orgánica) | Fracción fija (materia inorgánica) |
|-------------|----------------|-------------------------------------|------------------------------------|
| Totales | ST | STV | STF |
| Suspendidos | SST | SSV | SSF |
| Disueltos | SDT | SDV | SDF |

Fuente: Moeller et al., 2015.

- **Sólidos suspendidos:** son aquellos que están en suspensión y que son perceptibles a simple vista en el agua. Son los sólidos que pueden separarse del agua negra por medios físicos o mecánicos, como son la sedimentación y filtración (DSENY, 1995).
- **Sólidos sedimentables:** son la porción de los sólidos suspendidos cuyo tamaño y peso es suficiente para que se sedimenten en un período determinado, que generalmente es de una hora (DSENY, 1995).
- **Sólidos disueltos:** son aquellos que pasa a través de la capa filtrante de asbesto de un crisol Gooch. De los sólidos disueltos totales, aproximadamente un 90 por ciento está verdaderamente sólido y un 10 por ciento en estado coloidal (DSENY, 1995).

Conductividad eléctrica (CE): La conductividad eléctrica del agua es la medida de la capacidad de una solución para concluir la corriente eléctrica. Como la corriente eléctrica es transportada por iones en solución, el aumento en la concentración de iones provoca un aumento en la conductividad. Por lo tanto, el valor de la medida de conductividad eléctrica es usado como un parámetro sustituto a la concentración de sólidos disueltos totales (SDT) (Crites y Tchobanoglous, 2000).

5.1.2 Características químicas

Potencial de Hidrógeno (pH): El pH se refiere a la concentración de iones de hidrógeno o cuán ácida o básica es el agua. La escala de valores de pH va de 0 a 14, el pH 7 es neutro, el pH < 7 es ácido y el pH > 7 es básico (Geissler, 2011). El pH controla muchas reacciones químicas y la actividad biológica normalmente se restringe a una escala de pH entre 6 y 8 (Moeller et al., 2015).

Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO₅): La Demanda Bioquímica de Oxígeno a cinco días (DBO₅) es parámetro que se utiliza para estimar la cantidad de materia orgánica que es degradada por procesos biológicos. Un aumento en la DBO₅ provoca una disminución en la cantidad de oxígeno disuelto en el agua, que es indispensable para que se mantenga la vida en los ecosistemas acuáticos (CONAGUA, 2017). La DBO en la práctica permite apreciar la carga del agua en materias putrescibles y su poder autodepurador, y de ello se puede deducir la carga máxima aceptable (Seoáñez, 1999).



Demanda Química de Oxígeno (DQO): La Demanda Química de Oxígeno (DQO) es un parámetro que sirve para estimar la cantidad de materia orgánica en el agua que es oxidada o degradada por medios químicos (CONAGUA, 2017). La oxidación es activa sobre las sales minerales oxidables, así como sobre la materia orgánica biodegradable presente en el agua analizada. El agua con la sustancia oxidante como puede ser dicromato de potasio y a pH determinado, se calienta para facilitar la oxidación y luego se determina la cantidad de oxígeno desaparecido (Hernández, 2004).

La relación entre la DBO₅ y la DQO (tabla 2) indicará la importancia de los vertidos industriales dentro del agua residual analizada y su capacidad de biodegradabilidad (Crites y Tchobanoglous, 2000).

Tabla 2. Biodegradabilidad de un agua residual.

| $\frac{DBO_5}{DQO}$ | Biodegradabilidad del agua residual |
|---------------------|-------------------------------------|
| < 0.2 | Poco biodegradable |
| 0.2 – 0.4 | Biodegradable |
| > 0.4 | Muy biodegradable |

Fuente: Crites y Tchobanoglous, 2000.

Fósforo (P): El fósforo es un elemento imprescindible para el desarrollo de los microorganismos de las aguas y en consecuencia para el proceso del tratamiento biológico. El contenido de fósforo en las aguas se debe a las descargas urbanas (detergentes, fosas sépticas, etc.) y por otra parte a las descargas industriales agroalimentarias (abonos, piensos compuestos, etc.). El fósforo en las aguas residuales puede encontrarse disuelto o en suspensión. Una acción importante de las especies fosfatos es la influencia en el transporte y retención de metales presentes en el agua, debido al fenómeno de complejación (Hernández, 2004).

Nitrógeno (N): Es un nutriente esencial para el crecimiento biológico. El contenido total de nitrógeno está compuesto por nitrógeno amoniacal, nitritos y nitrógeno orgánico. Todas son formas convertibles bioquímicamente y componentes del ciclo del nitrógeno. Debido a que el nitrógeno es esencial para la síntesis de proteínas, se necesitan conocer datos sobre la presencia de este nutriente a la hora de evaluar la tratabilidad del agua residual mediante procesos biológicos (Crites y Tchobanoglous, 2000).

5.1.3 Características biológicas

Las características biológicas de las aguas residuales son de fundamental importancia en el control de enfermedades por organismos patógenos de origen humano, y por el papel activo y fundamental de las bacterias y otros microorganismos dentro de la descomposición y estabilización de la materia orgánica. Los principales grupos de organismos presentes en aguas superficiales y aguas residuales están conformados por bacterias, hongos, algas, protozoos y virus (Crites y Tchobanoglous, 2000).



Bacterias: Las bacterias son organismos vivos, de tamaño microscópico, que constan de una sola célula. Las bacterias son las responsables de la descomposición y estabilización de la materia orgánica. Las bacterias requieren, como todo organismo vivo, alimento, oxígeno y agua. Sólo pueden existir cuando el medio ambiente provee estas necesidades (DSENY, 2014).

- **Bacterias aeróbicas:** este tipo de bacterias degradan la materia orgánica en presencia del oxígeno disuelto, sin que se produzcan olores ofensivos o condiciones desagradables (Seoánez, 1999).
- **Bacterias anaeróbicas:** este tipo de bacterias no pueden existir en la presencia de oxígeno disuelto, sino que tienen que obtenerlo del contenido de oxígeno de los sólidos orgánicos y de algunos inorgánicos. La descomposición se da en ausencia de oxígeno disuelto, que da origen a olores ofensivos y condiciones desagradables (Seoánez, 1999).
- **Bacterias facultativas:** este tipo de bacterias se adaptan por sí mismos a vivir y funcionar en ausencia o presencia de oxígeno disuelto (Seoánez, 1999).

Helmintos: Los más importantes parásitos helmínticos que pueden encontrarse en aguas residuales son las lombrices intestinales, como la lombriz estomacal *Ascaris lumbricoides*, la "tenia solitaria" *Taenia saginata* y *Taenia solium*. La etapa infecciosa de algunos helmintos es el estado adulto o de larva y en otros la etapa infecciosa es el estado de huevo (Crites y Tchobanoglous, 2000).

Virus: Son microorganismos de tamaño microscópico y causantes de cierto número de enfermedades en el hombre. En un gramo de heces podemos encontrar hasta 10^9 partículas de virus infecciosos. Algunos como el virus de la hepatitis, se desarrollan en los intestinos del hombre y son arrastrados por las materias fecales hasta las aguas residuales (Soánez, 1999).

5.2 Humedales artificiales

Los humedales artificiales consisten en estanques de poca profundidad en los que se implantan plantas acuáticas y en los que la depuración de las aguas residuales se lleva a cabo mediante procesos naturales de tipo químicos, físicos, microbiológicos y biológicos (Haiming et al., 2015). Además, los humedales artificiales son de bajo costo, fácil operación y mantenimiento, por lo que su nivel de eficiencia es mayor comparada con los sistemas de tratamiento convencionales (Rivera, 2015).

La eficiencia de cualquier tipo de humedal artificial depende del sistema hidráulico diseñado, así como de otros factores tales como: precipitación pluvial, infiltración, evapotranspiración, carga hidráulica y tirante del agua (Alarcón et al., 2018). En conjunto, estos factores pueden tener un efecto directo en la remoción de nutrientes y de la carga orgánica, debido a la alteración del tiempo de retención hidráulico y a los efectos producidos por la dilución y concentración de contaminantes (Fonder y Headley, 2013).

5.2.1 Clasificación de los humedales artificiales

Los humedales artificiales se pueden clasificar de acuerdo con el tipo de vegetación o la dirección flujo en el sistema (Delgadillo et al., 2010). Con base a la dirección del flujo: humedales artificiales de flujo vertical y horizontal. A su vez los humedales de flujo horizontal en: flujo libre y flujo subsuperficial (García, 2008).

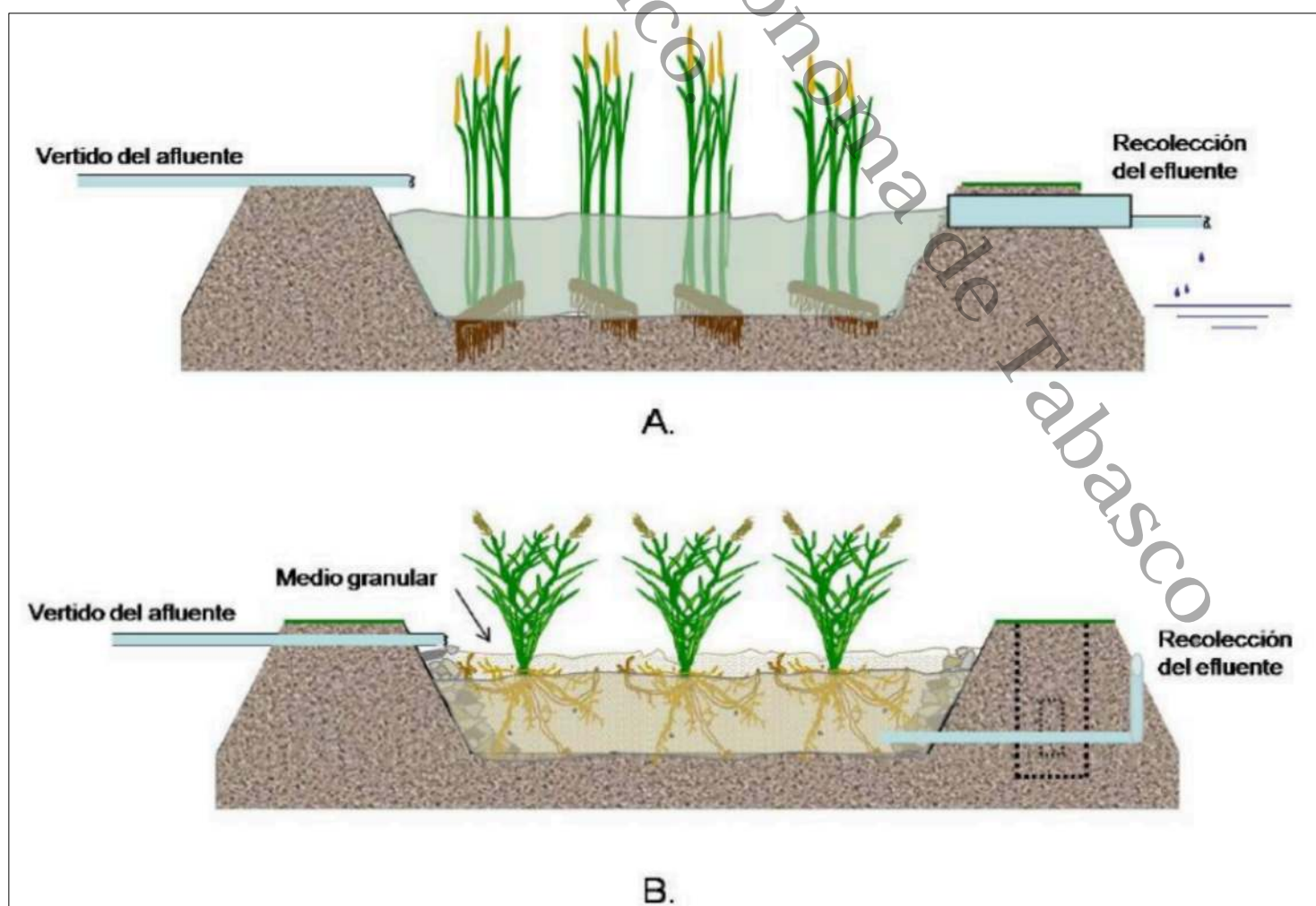


Figura 1. Tipos de humedales artificiales: a) flujo libre, B) flujo subsuperficial. Fuente: García, 2008.

5.2.1.1 Humedales Artificiales de Flujo Superficial

Son sistemas con la superficie de agua expuesta a la atmósfera, con soporte constituido por grava, arena, suelo; vegetación emergente o flotante y niveles de agua poco profundos (Arias et al., 2010). En humedales de flujo superficial el agua circula lentamente por encima de un medio filtrante, creando así una superficie libre y una profundidad de columna de agua de algunos centímetros (Pérez et al., 2011).

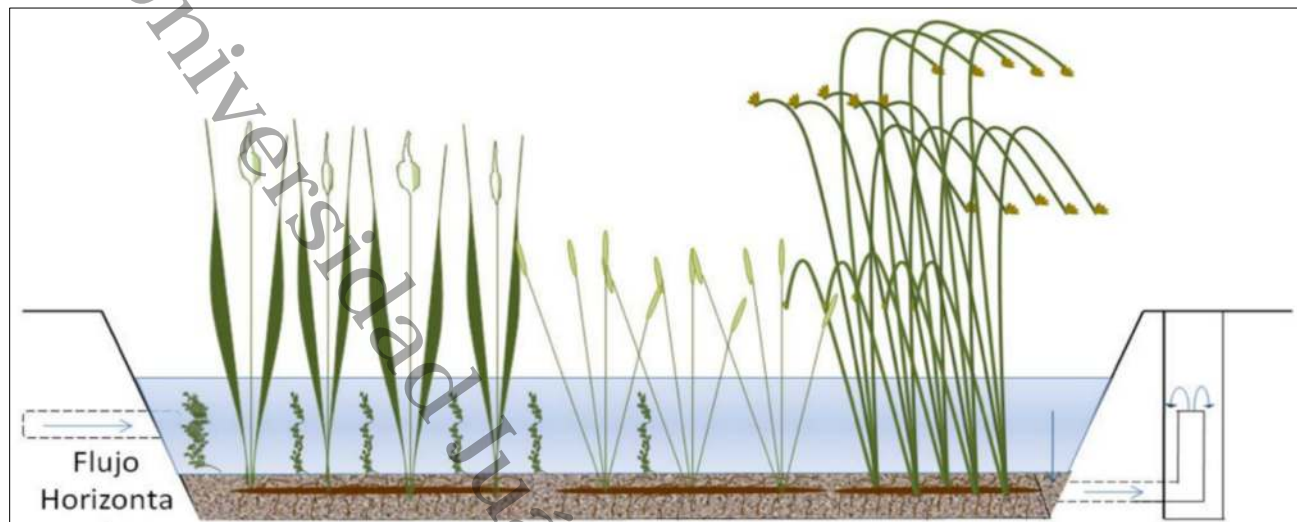


Figura 2. Humedal artificial de flujo libre o superficial. Fuente: Pérez et al., 2011.

Los tallos y raíces sirven de soporte para la fijación de la biopelícula encargada de los procesos de biodegradación de la materia orgánica, mientras que las hojas que están por encima de la superficie del agua actúan como barrera solar creando sombra a la masa de agua, limitando así, el crecimiento de micro algas (Crites et al., 2006).

5.2.1.2 Humedales Artificiales de Flujo Subsuperficial

Los humedales artificiales con flujo debajo de la superficie, se pueden clasificar según la dirección del flujo en: horizontal y vertical (Vymazal y Kröpfelová, 2008). En los humedales de flujo subsuperficial horizontal el agua circula continuamente a través de un medio filtrante y las raíces de macrófitas, iniciando por la parte superior de un extremo y recolectada por un sistema de tuberías de drenaje en la parte opuesta (Arias et al., 2010).

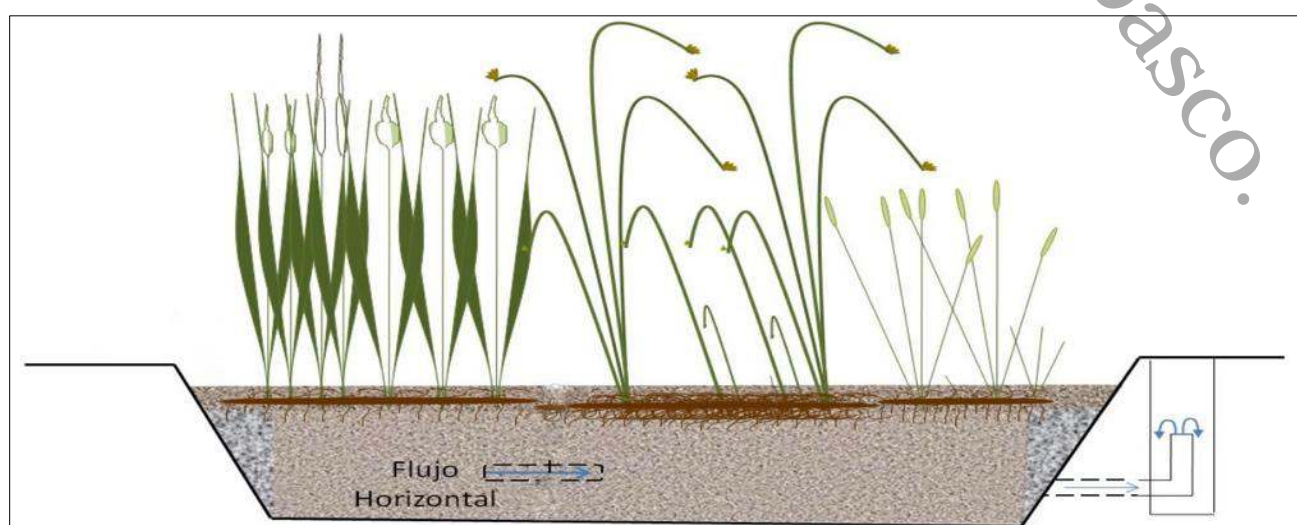


Figura 3. Humedal artificial de flujo subsuperficial horizontal. Fuente: Pérez et al., 2011.

Los humedales de flujo subsuperficial presentan ciertas ventajas contra los de flujo superficial, debido a que necesitan de menos superficie de terreno para su ubicación y al no poseer una lámina de agua en contacto directo con la atmósfera, evita los problemas de aparición de olores y mosquitos (Crites et al., 2006).

5.2.2 Componentes principales de los humedales artificiales

Los humedales artificiales están compuestos por tres elementos principalmente: medio filtrante, vegetación y microorganismos (figura 4) (Alarcón et al., 2018).

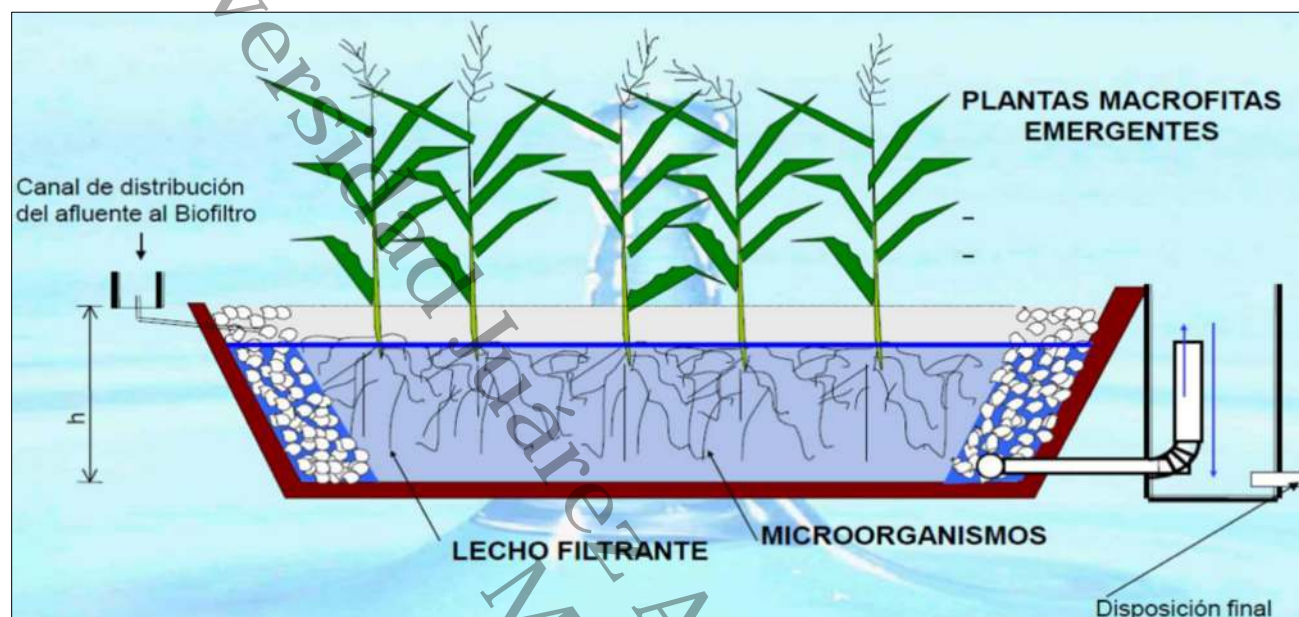


Figura 4. Componentes principales de los humedales artificiales. Fuente: Pérez et al., 2011.

5.2.2.1 Medio filtrante

Es el medio de granular, lecho o soporte, generalmente se utilizan materiales como grava, arena, roca, tezontle o cualquier otro material granular (de la Mora et al., 2015). Además, provee superficie y soporte para la fijación y desarrollo de microorganismos; a su vez actúa como medio filtrante para la retención de sólidos suspendidos (Haiming et al., 2015). El tipo y tamaño del medio filtrante tiene un efecto directo sobre el flujo hidráulico de estos sistemas y en consecuencia del caudal de tratamiento (Delgadillo et al., 2010).

Las zonas de entrada y salida están llenas de piedras grandes para proporcionar una buena distribución del agua a lo largo de la zona de entrada y una buena recolección uniforme de agua a lo largo de la zona de salida. Los materiales de filtración pueden diferir en su conductividad hidráulica en varios órdenes de magnitud. El lecho no mantendrá la conductividad de los medios limpios debido a la deposición de sólidos y al bloqueo del espacio de los poros por las raíces de las plantas. Si un tercio del espacio de los poros está bloqueado, la conductividad hidráulica disminuirá en un orden de magnitud (Vymazal y Kröpfelová, 2008).

5.2.2.2 Vegetación

Principalmente se utilizan plantas de tipo macrófitas, las cuales son plantas acuáticas que crecen en zonas pantanosas (Hoffmann, 2011). Las plantas macrófitas actúan como filtros biológicos que descomponen los contaminantes y estabilizan sustancias metálicas presentes en el agua, al fijarlos en sus raíces y tallos, o metabolizándolos (Quispe et al., 2017). Los órganos aéreos de las plantas crecen por encima del nivel del agua y los sistemas radiculares extensos se desarrollan hidropónicamente a través de la columna de agua, confiriendo un sustrato óptimo para el crecimiento de biopelículas microbianas (Barco y Borin, 2017).

Entre las especies más comúnmente utilizadas en humedales artificiales se encuentran la *Typha ssp*, el *Phragmites australis*, *Juncos ssp*, *Schoenoplectus* y *Cyperus papyrus* (Pérez et al., 2013) (Vymazal, 2011). Algunas de estas especies han sido utilizadas eficazmente en el tratamiento de lixiviados (Akinbile et al., 2012) (Carreño, 2016) y aguas contaminadas con fármacos (Cervantes et al., 2017). Las plantas acuáticas según la relación de sus hojas con el agua se pueden clasificar en: sumergidas, emergentes y de hojas flotantes (figura 5) (Gupta et al., 2012).

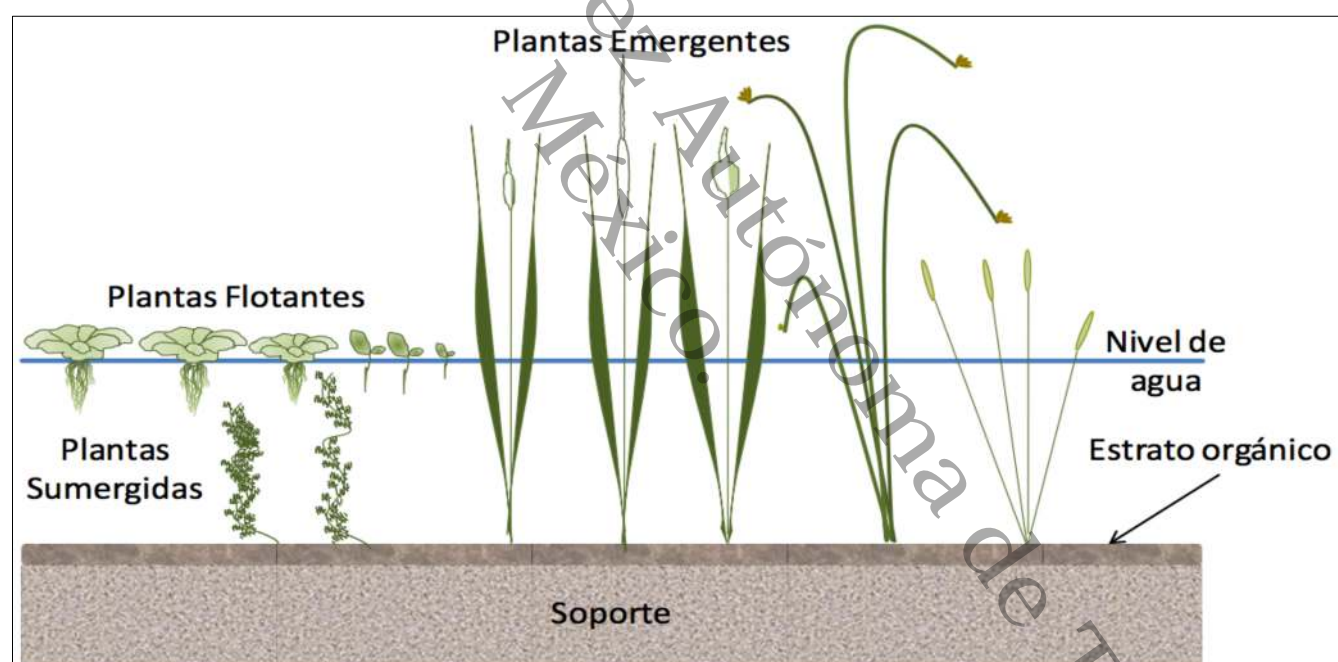


Figura 5. Tipos de macrófitas. Fuente: Pérez et al., 2011.

- **Sumergidas:** Se desarrollan exclusivamente dentro del agua como la *Elodea canadensis* (elodea) y la *potamogeton sp* (espiga de agua) (Rivas, 2015).
- **Emergentes:** Fijan sus raíces al fondo, pero crecen lo suficiente para que sus hojas aprovechen la luz fuera del agua, como la *Typha sp* (tule) y *Juncus sp* (junco) (Rivas, 2015).
- **Flotantes:** son especies vegetales que viven en la superficie del agua, tales como *Eichornia crassipes* (lirio acuático) y *Lemna sp* (Lenteja de agua) (Pérez et al., 2011). Las plantas acuáticas flotantes pueden crecer en dirección vertical y horizontal, lo que aumenta el área de la superficie fotosintética (Gupta et al., 2012).

5.2.2.4 Microorganismos

Los microorganismos son considerados como la fuerza principal que impulsa los procesos de tratamiento en los humedales artificiales, ya que pueden mineralizar la materia orgánica bajo condiciones aeróbicas y anaeróbicas (Chen et al., 2015). El microbiota más estable en los humedales artificiales se encuentra en la biopelícula asociada a las raíces de las plantas y unida a la superficie de contacto del material del lecho filtrante (Adrados et al., 2014). La estabilización de la materia orgánica se obtiene biológicamente por medio de una variedad de microorganismos que convierten la materia coloidal y orgánica disuelta en distintos gases y protoplastasma (Davis, 2004).

Cada especie de bacteria se reproduce mejor dentro de un intervalo limitado de temperatura y se pueden clasificar en cuatro intervalos: las que crecen mejor a temperaturas menores a 20°C se llaman psicrófilas. Las mesófilas crecen mejor en un rango de temperatura de 25 a 40°C. de 45 a 60°C crecen mejor las termófilas y arriba de 60°C se desarrollan las estenotermófilas (Davis, 2004).

5.2.3 Mecanismos de eliminación de contaminantes

La capacidad de remoción en los humedales artificiales se debe a los efectos combinados entre el tiempo de retención hidráulica, el medio de soporte, las plantas macrófitas y la comunidad microbológica del sistema (figura 6) (Romero et al., 2009).

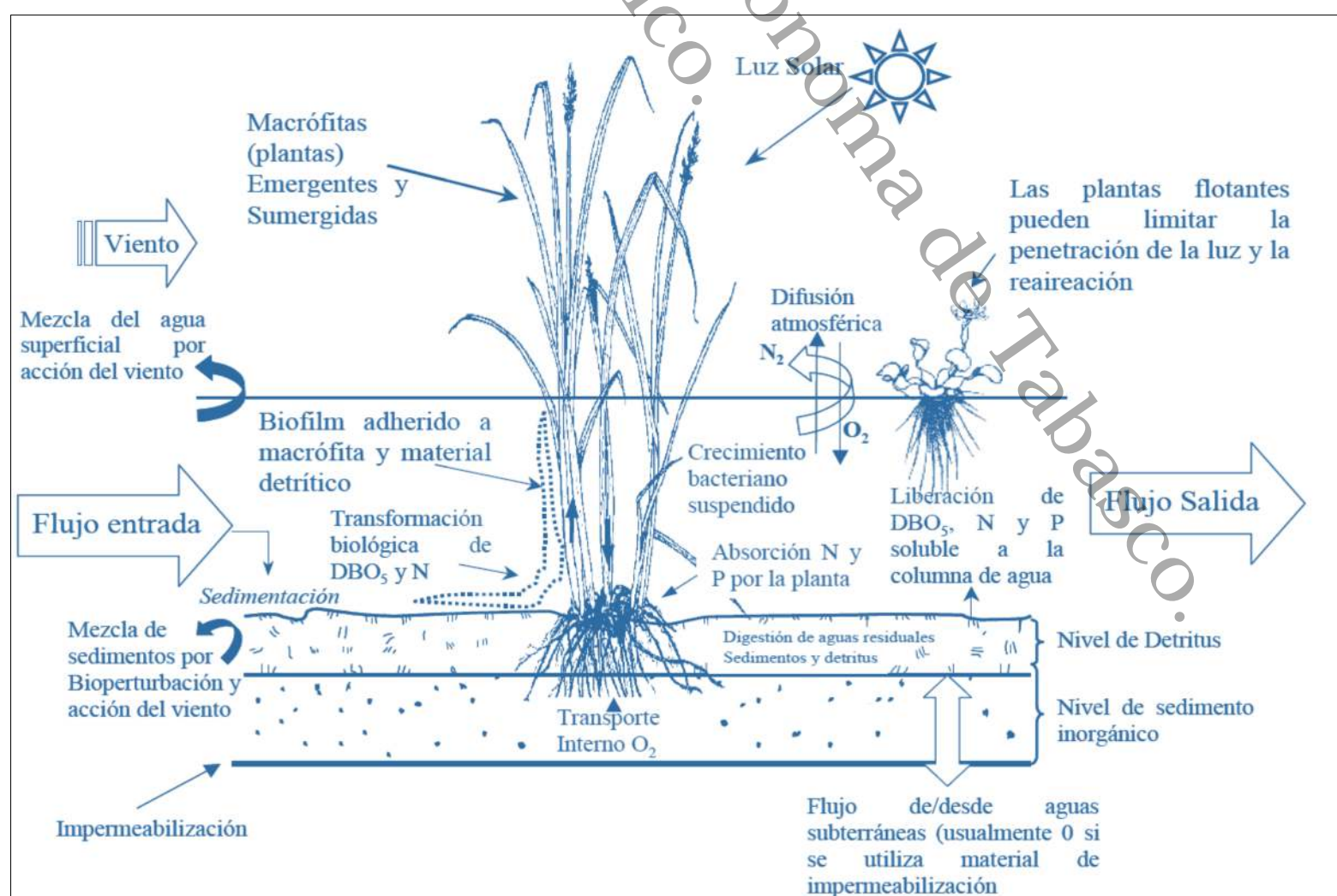


Figura 6. Interrelación de macrófitas en los humedales artificiales. Fuente: Alarcón et al., 2018.



Una amplia gama de contaminantes puede ser removidos de las aguas residuales, tales como DBO, DQO, SST, nitrógeno, fósforo, coliformes totales y metales pesados, a través de la degradación microbiana, la absorción de las plantas, la absorción y filtración del sustrato y depredación biológica (Saeed y Sun, 2011).

5.2.3.1 Eliminación de Sólidos Suspendidos

Los principales mecanismos que actúan en la remoción de sólidos y materia en suspensión en los humedales artificiales son:

- **Filtración:** Consiste en hacer pasar el agua lentamente a través del medio poroso, normalmente de grava o arena. Cuando el agua atraviesa el medio, las partículas quedan atrapadas debido a varios mecanismos: interceptación, floculación, colado y sedimentación. Las partículas que fluyen a velocidades muy bajas, son intercaptadas y fijadas al medio filtrante por débiles fuerzas electrostáticas (Davis, 2004).
- **Sedimentación:** Consiste en promover condiciones de reposo en el agua o velocidades lentas de flujo, para remover mediante la fuerza gravitacional, las partículas en suspensión más densas, las cuales se depositan en el fondo (Manahan, 2007).

5.2.3.2 Eliminación de materia orgánica

La materia orgánica particulada (MOP) es retenida principalmente mediante procesos puramente físicos, como la filtración y la sedimentación. La MOP retenida se acumula o desintegra y es sometida a un proceso de hidrólisis, que como resultado se obtienen compuestos orgánicos disueltos que, a su vez, pueden degradarse por diferentes vías o procesos que ocurren simultáneamente en un humedal artificial (García et al., 2010). La materia orgánica soluble en el agua es removida gracias a los microorganismos y al requerimiento de nutrientes por parte de las macrófitas del humedal (Seoáñez, 1999).

La degradación de la materia orgánica en un humedal artificial se realiza en ambientes aeróbios y anaeróbios:

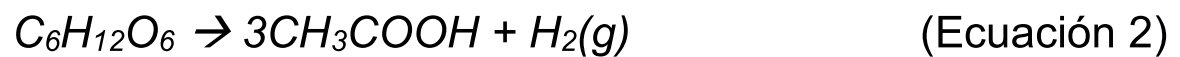
- **Degradación aerobia:** Es llevada a cabo por bacterias heterótrofas que consumen materia orgánica soluble usando oxígeno y se puede representar mediante la siguiente reacción:



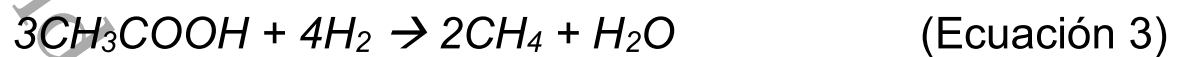
En esta reacción (CH_2O) representa a la materia orgánica soluble. Un suministro de oxígeno insuficiente reducirá el rendimiento de la oxidación biológica aerobia por bacterias heterótrofas. Si el suministro de oxígeno no se limita, la degradación aeróbica se regirá por la cantidad de materia orgánica disponible (Ferrer, 2008).



- **Degradación anaerobia:** Es un proceso de varias etapas que se produce dentro de los humedales construidos en ausencia de oxígeno disuelto (OD). El proceso puede llevarse a cabo por cualquiera de las bacterias heterótrofas aerobias facultativas o anaerobias. En la primera etapa, los productos finales primarios de fermentación son ácidos grasos, el más importante de los cuales es el ácido acético (Ferrer, 2008):



El ácido acético es el primero que se forma en suelos y sedimentos inundados. Las bacterias metanogénicas, anaerobias estrictas, utilizan los productos finales de la fermentación (ácido acético) para producir metano:



Las bacterias responsables de la fermentación son bastante adaptables, pero las metanogénicas son más sensibles, ya que requieren un intervalo de pH de 6,5 a 7,5. La degradación anaerobia de compuestos orgánicos es mucho más lenta que la degradación aeróbica. Sin embargo, cuando el oxígeno es limitante (o cargas de materia orgánica elevadas), predomina la degradación anaeróbica (Ferrer, 2008).

5.2.3.3 Eliminación de Nitrógeno

La eliminación de nitrógeno en humedales artificiales se realiza mediante procesos de nitrificación – desnitrificación (figura 7). El nitrógeno puede ser absorbido por las plantas en humedales artificiales en tres formas distintas: nitrato, amonio y aminoácidos (Huma y Ilyas, 2017).

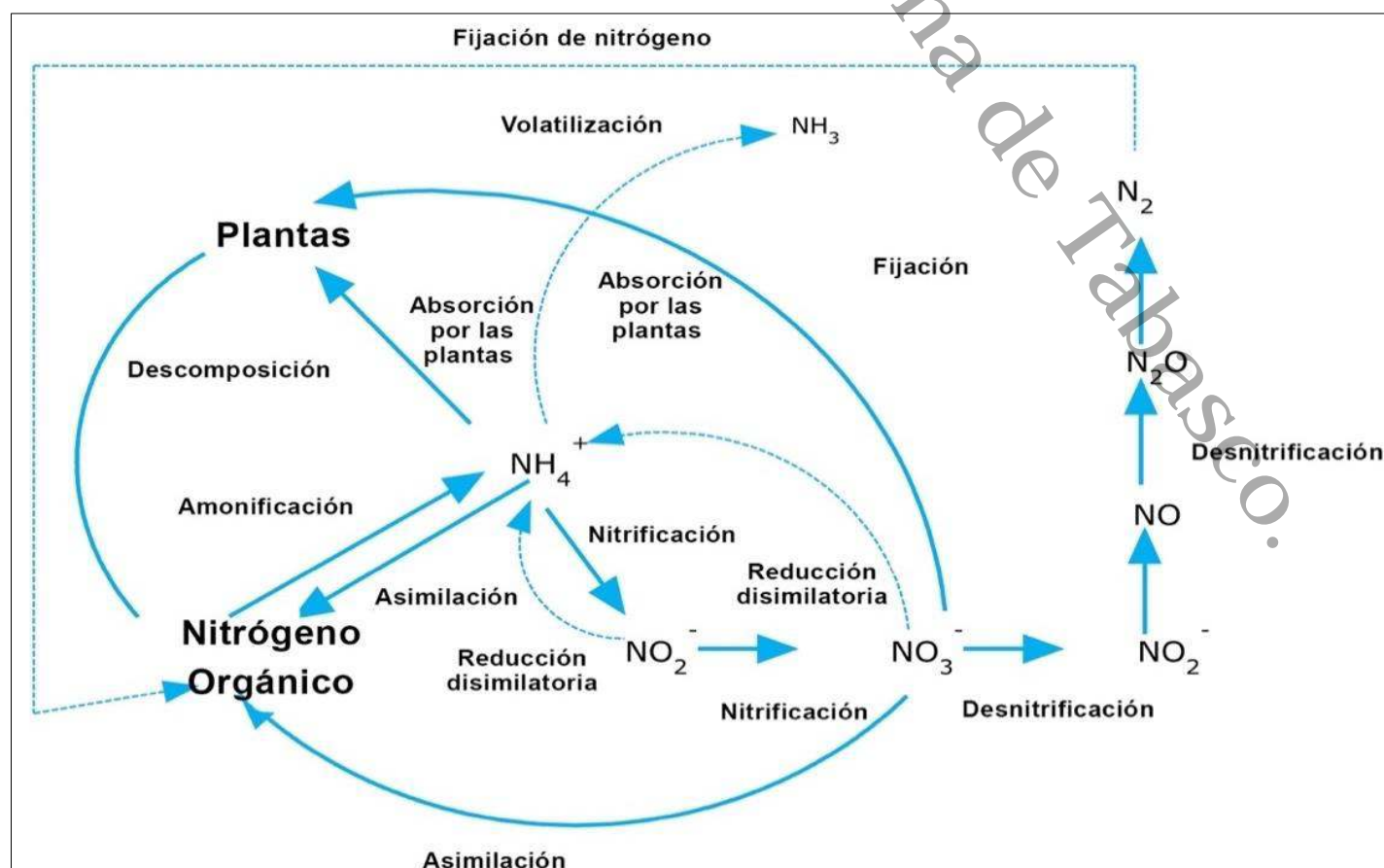
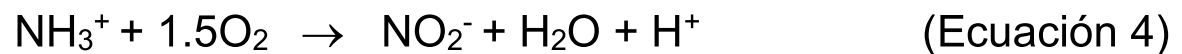


Figura 7. Principales rutas de eliminación de nitrógeno en HA. Fuente: Saeed y Sun, 2012.

La nitrificación es la oxidación del amonio a nitrato por acción de bacterias nitrificantes (Yousefi y Mohseni, 2010). Este proceso solo es operativo en condiciones aeróbicas y se divide en dos pasos: primero es la conversión de amonio en nitrito (ecuación 4) por parte de bacterias Nitrosomonas y segundo es la conversión de nitrito en nitrato (ecuación 5) por parte de bacterias Nitrobacter (Choudhary, 2011).



La desnitrificación es el principal mecanismo de eliminación de nitrógeno total (NT) en humedales artificiales (Matheson y Sukias, 2010). La desnitrificación produce gas nitrógeno (N_2), óxido nitroso (N_2O) u óxido nítrico (NO) (Abou-Elela et al., 2013).



El nitrógeno es absorbido y asimilado por las plantas durante su etapa de crecimiento. Sin embargo, la tasa de consumo varía ampliamente durante esta temporada. Las tasas de captación son mucho más altas durante la fase de crecimiento exponencial en comparación con la fase de crecimiento en estado estable (Vymazal y Kröpfelová, 2008).

5.2.3.4 Eliminación de Fósforo

Las transformaciones de fósforo en la columna de suelo y agua de los humedales son múltiples e incluyen: adsorción, desorción, precipitación, disolución, absorción de plantas y microbios, fragmentación, lixiviación, mineralización y sedimentación (Vymazal y Kröpfelová, 2008).

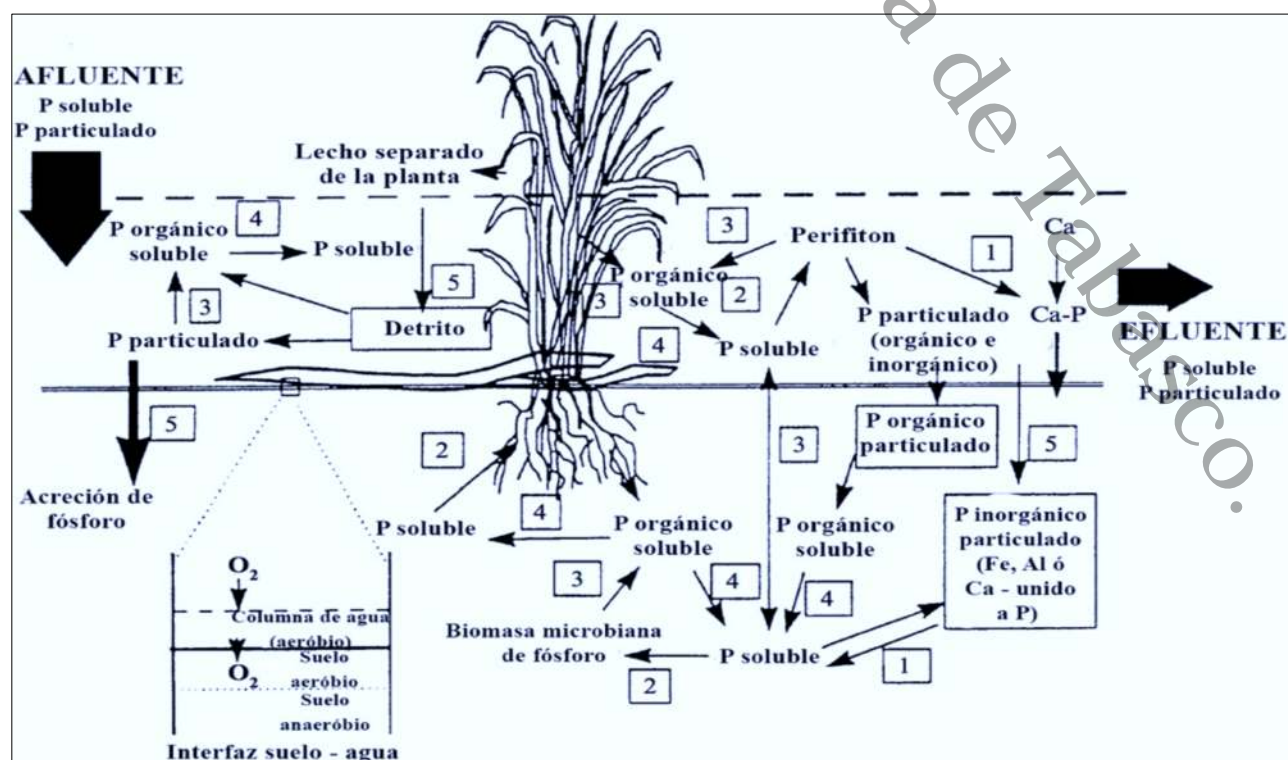


Figura 8. Transformaciones de P: 1) adsorción, desorción y precipitación, 2) consumo por plantas y microorganismos, 3) fragmentación, 4) mineralización, 5) sedimentación. Fuente: Reddy y D'Angelo, 1996.



El fósforo que entra a los humedales es rápidamente absorbido por las bacterias y las plantas. Por lo tanto, la retención de fósforo se produce a través de una serie de mecanismos, que incluyen la sedimentación de fósforo particulado, la absorción del suelo (sustrato) y la absorción de fósforo disuelto por parte de las plantas (Mendes et al., 2018).

5.2.3.5 Eliminación de patógenos

La remoción de microorganismos, incluyendo bacterias patógenas, virus y helmintos, se efectúa por filtración en el suelo, adsorción, desecación, radiación, predación y exposición a otras condiciones ambientales adversas. Debido a su gran tamaño los helmintos y protozoos se remueven en la superficie del suelo mediante filtración. Las bacterias se remueven del agua residual por filtración y adsorción, alcanzando valores habituales de remoción de 99.9% o más. La remoción de virus se presenta principalmente por adsorción (Crites y Tchobanoglous, 2000).

5.3 Modelación cinética de humedales artificiales

Los modelos matemáticos basados en la cinética del proceso de degradación se utilizan para diseñar operaciones de unidades específicas, optimizar y controlar los procesos de tratamiento de aguas residuales y para comprender los mecanismos biológicos y de transporte subyacentes dentro de un reactor (Acharya et al., 2011).

Los humedales artificiales pueden considerarse como reactores biológicos y su rendimiento puede estimarse por medio de una cinética de primer orden para la remoción de contaminantes (EPA, 2006). Las reacciones bioquímicas en los humedales y el decaimiento de contaminantes pueden ser descritos mediante modelos conocidos de reactores ideales (Crites et al., 2006).

5.3.1 Modelo del reactor de flujo pistón

En los reactores de flujo pistón las partículas de fluido pasan por el tanque en ordenes secuencial, las que entran primero salen primero. En el caso ideal se supone que no hay mezclado en la dirección lateral. Aunque la composición varía a lo largo del reactor, mientras las condiciones de flujo permanezcan estables la composición de salida permanece constante (Davis, 2004).

A medida que el flujo recorre corriente abajo, ocurre un decaimiento químico y la concentración disminuye. El balance de masa para este sistema es el siguiente (Crites y Tchobanoglous, 2000):

$$\frac{\partial C}{\partial t} \Delta V = QC|_x - QC|_{x+\Delta x} + r_c \Delta V \quad (\text{Ecuación 7})$$



Donde:

$\frac{\partial C}{\partial t}$ = Cambio en la concentración con respecto al tiempo, g/m³s.

C = concentración del constituyente C , g/m³.

DV = elemento diferencial de volumen, m³.

Q = caudal, m³/s.

r_c = velocidad de reacción para el constituyente C , g/m³s.

Al remplazar el término $QC|_x$ de la ecuación (7) por la expresión diferencial resulta:

$$\frac{\partial C}{\partial t} \Delta V = QC - Q \left(C + \frac{\Delta C}{\Delta x} \Delta x \right) + r_c \Delta V \quad (\text{Ecuación 7.1})$$

Al sustituir $A \Delta x$ por ΔV y dividir por A y Δx se obtiene:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = - \frac{Q}{A} \frac{\Delta C}{\Delta x} + r_c \quad (\text{Ecuación 7.2})$$

Para el límite cuando Δx tiende a cero:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = - \frac{Q}{A} \frac{\Delta C}{\Delta x} + r_c \quad (\text{Ecuación 7.3})$$

Al suponerse condiciones de estado estable $\frac{\partial C}{\partial t} = 0$, definir la expresión de velocidad de reacción de la forma $r_c = -kC^n$ e integrar la ecuación resultante entre los límites $C=C_0$, $C=C$ y $x=0$, $x=L$ se obtiene como resultado:

$$\int_{C=C_0}^{C=C} \frac{dC}{kC^n} = - \frac{A}{Q} \int_0^L dx = - \frac{AL}{Q} = - \frac{V}{Q} = -t_0 \quad (\text{Ecuación 7.4})$$

Donde t_0 es el tiempo de retención hidráulico. Al asumir que n es igual a 1 (cinética de primer orden), la ecuación (7.4) se transforma en:

$$\frac{C}{C_0} = e^{-kt} \quad (\text{Ecuación 7.5})$$

5.3.2 Modelo del reactor de mezcla completa

El reactor de mezcla completa, tanque completamente mezclado o tanque agitado tiene como característica que el contenido del tanque se mezcla de manera tan completa que la composición es uniforme. Por consiguiente, la composición del efluente es igual a la del líquido del tanque (Henry y Heike, 1999).



El balance de masa considerando que existe degradación se puede escribir como:

$$V \frac{dC}{dt} = QC_0 - QC - rV \quad (\text{Ecuación 8})$$

Si se considera que la cinética de degradación es de primer orden ($r=-kC$):

$$V \frac{dC}{dt} = QC_0 - QC - kCV \quad (\text{Ecuación 8.1})$$

$$V \frac{dC}{dt} = QC_0 - C(Q + kV) \quad (\text{Ecuación 8.2})$$

Despejando dC/dt , se obtiene una ecuación diferencial lineal de primer orden con coeficientes constantes:

$$\frac{dC}{dt} = \frac{QC_0}{V} - C \left(\frac{Q}{V} + k \right) \quad (\text{Ecuación 8.3})$$

La solución exacta para la Ecuación 8.3 bajo las condiciones iniciales $C(t=0)=C_0$, es la siguiente:

$$C(t) = \frac{QC_0}{\lambda V} (1 - e^{-\lambda t}) + C_0 e^{-\lambda t} \quad (\text{Ecuación 8.4})$$

donde:

$$\lambda = \frac{Q}{V} + k \quad (\text{Ecuación 8.5})$$

Si se supone que únicamente se desea conocer el valor de la concentración en el efluente para condiciones de estado estable (estacionario), entonces la Ecuación 8 se puede simplificar teniendo en cuenta que bajo condiciones estable el término de velocidad de acumulación es igual a cero ($dC/dt = 0$). La ecuación 8 se puede escribir como:

$$0 = QC_0 - QC - kCV \quad (\text{Ecuación 8.6})$$

La solución de la Ecuación obtenida para C en estado estacionario se expresa como:

$$C_2 = \frac{C_0}{1+kt} \quad (\text{Ecuación 8.7})$$



5.4 Características del *Cladium jamaicense*

Hierbas acuáticas, perennes con rizomas y estoloníferas, monoicas; tallos erectos, cilíndricos, de 1 a 3.5 m de alto, fistulosos. Hojas caulinares, lineares, de 0.6 a 1.2 m de largo, margen serrado y cortante; vaina tubular. Inflorescencias en panículas corimbiformes de espiguillas, de 30 a 90 cm de largo; espiguillas en fascículos, lanceoladas a ovoides, con glumas espiralmente arregladas. Flores bisexuales, sin perianto de cerdas; estambres 2 a 3; ovario 3-carpelar, estilo continuo con el ovario. Frutos en aquenios ovoides a fusiformes, con ápice atenuado en un estilopodio, estipitados, rugosos y brillantes (Adams, 1994).



Figura 9. Macrófita *Cladium jamaicense*. Fuente: Flickr – por J. B. Friday, 27/07/06.

- **Hábitat:** Manglar, ciénagas salinas y petenes, frecuentemente formando grandes manchones impenetrables en las costas mexicanas, crece cerca a lo largo de los bordes de los humedales de agua dulce y en área de manglares que son ligeramente salobres, así como también en ciénagas y cuerpos de agua de zonas áridas, bosques tropicales (secos y húmedos) y el bosque mesófilo. Del nivel del mar a 1150 (1500) m de altitud (Tucker, 2002).
- **Distribución.** De Estados Unidos a Sudamérica, incluyendo las Antillas. En México se conoce de los estados de Campeche, Chiapas, Chihuahua, Coahuila, Colima, Nuevo León, Oaxaca, Quintana Roo, San Luis Potosí, Tabasco, Tamaulipas, Veracruz y Yucatán.

El *Cladium jamaicense* sobresale de entre muchas otras asociaciones por su abundancia y tolerancia a diversos humedales con suelos de diferentes concentraciones de sales disueltas y contenidos altos de sulfatos. Además de cubrir grandes superficies como comunidades puras, también está presente en las zonas de contacto con manglares, sabanas y palmares en todas las planicies costeras del golfo desde Florida y Cuba hasta la Península Yucatanense (Caso, 2004).



6. HIPÓTESIS

La especie *Cladium jamaicense* tiene buena adaptación, crecimiento y propagación al contacto permanente con el agua residual en los humedales artificiales de flujo libre y subsuperficial y se consiguen altas eficiencias de remoción.

7. OBJETIVOS

7.1 General

Determinar el comportamiento cinético de degradación de contaminantes básicos en humedales artificiales de flujo libre y subsuperficial utilizando *Cladium jamaicense*.

7.2 Particulares

- Calcular la eficiencia de remoción de contaminantes básicos (DQO, SST, turbiedad, color aparente, pH, temperatura, CE y SDT) por los humedales de flujo libre y subsuperficial.
- Modelar la distribución espacial de los parámetros pH, temperatura, turbiedad, color aparente, SDT y CE.
- Establecer un modelo matemático que se ajuste al comportamiento de remoción de los parámetros: pH, temperatura, turbiedad, color aparente, SDT, CE, a partir de métodos de regresión lineal.
- Estimar la constante de degradación cinética k para los humedales artificiales.
- Evaluar la calidad del agua tratada conforme a la NOM-001-SEMARNAT-1996.

8. MATERIALES Y MÉTODOS

8.1 Área de estudio

Las unidades experimentales evaluadas se encuentran en la División Académica de Ciencias Biológicas ubicada en la carretera Villahermosa-Cárdenas Km. 0.5 s/n entronque a Bosques de Saloya (N 17° 59'26"; W 58'16").



Figura 10. División Académica de Ciencias Biológicas - Área de estudio y localización de las unidades experimentales. Fuente: Google Earth, 2019.

8.2 Características del sistema de tratamiento

El sistema de tratamiento se compone de 2 elementos principales: tanque de control (abastecimiento de agua residual) y unidades experimentales (humedales artificiales de flujo subsuperficial y libre). Cada unidad experimental contó con alimentación y drenaje propio, con un gasto continuo de 200 L/d de agua residual sanitaria. En la figura 11 se ilustran los componentes del sistema de tratamiento:

- **A)** Tanque de control.
- **B)** Humedal Artificial de Flujo Libre con *Cladium jamaicense* (HAFL-C).
- **C)** Humedal Artificial de Flujo Subsuperficial *Cladium jamaicense* (HAFS-C).
- **D)** Humedal Artificial de Flujo Subsuperficial sin vegetación (HAFS-B).
- **E)** Humedal Artificial de Flujo Libre sin vegetación (HAFL-B).

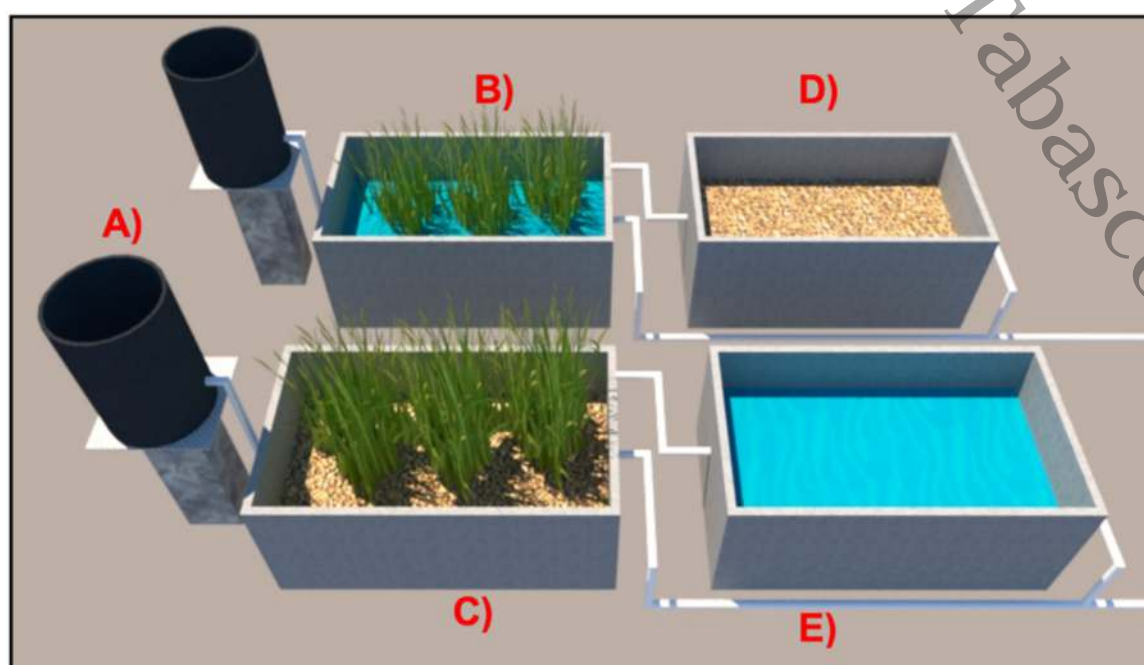


Figura 11. Componentes del sistema de tratamiento utilizado. Fuente: elaboración propia.



8.2.1 Tanques de control

El agua residual sanitaria de la DACBIOL se recolectaba en una cisterna concentradora y posterior se distribuía a tanques de control (figura 12) por medio de una bomba de $\frac{1}{4}$ de HP y tubería de PVC de 1" de diámetro.



Figura 12. Tanque de alimentación (control) del agua residual.

Los tanques de control tenían capacidad de 200 litros, estaban hechos de polietileno y fueron instalados a una altura de 1.2 m sobre una losa de concreto, quedando a un nivel superior de las unidades de tratamiento lo que permitió que el flujo de agua se realizara por gravedad.

8.2.2 Unidades experimentales

Las unidades experimentales utilizadas fueron humedales artificiales escala piloto, construidos anteriormente por López et al. (2014), tenían dimensiones de 2.5 m de largo x 1.2 m de ancho y 1 m de tirante (figuras 13 y 14). Estaban hechos de material de lámina de acero al carbón calibre 10. A cada unidad se le aplicó un esmalte anticorrosivo en la parte interna y externa, y posteriormente se aplicó sólo en la parte interna cinco capas de pellón con impermeabilizante elastomérico para proteger el material y reducir su deterioro.



Figura 13. Humedal artificial de flujo libre. *Fuente:* elaboración propia.

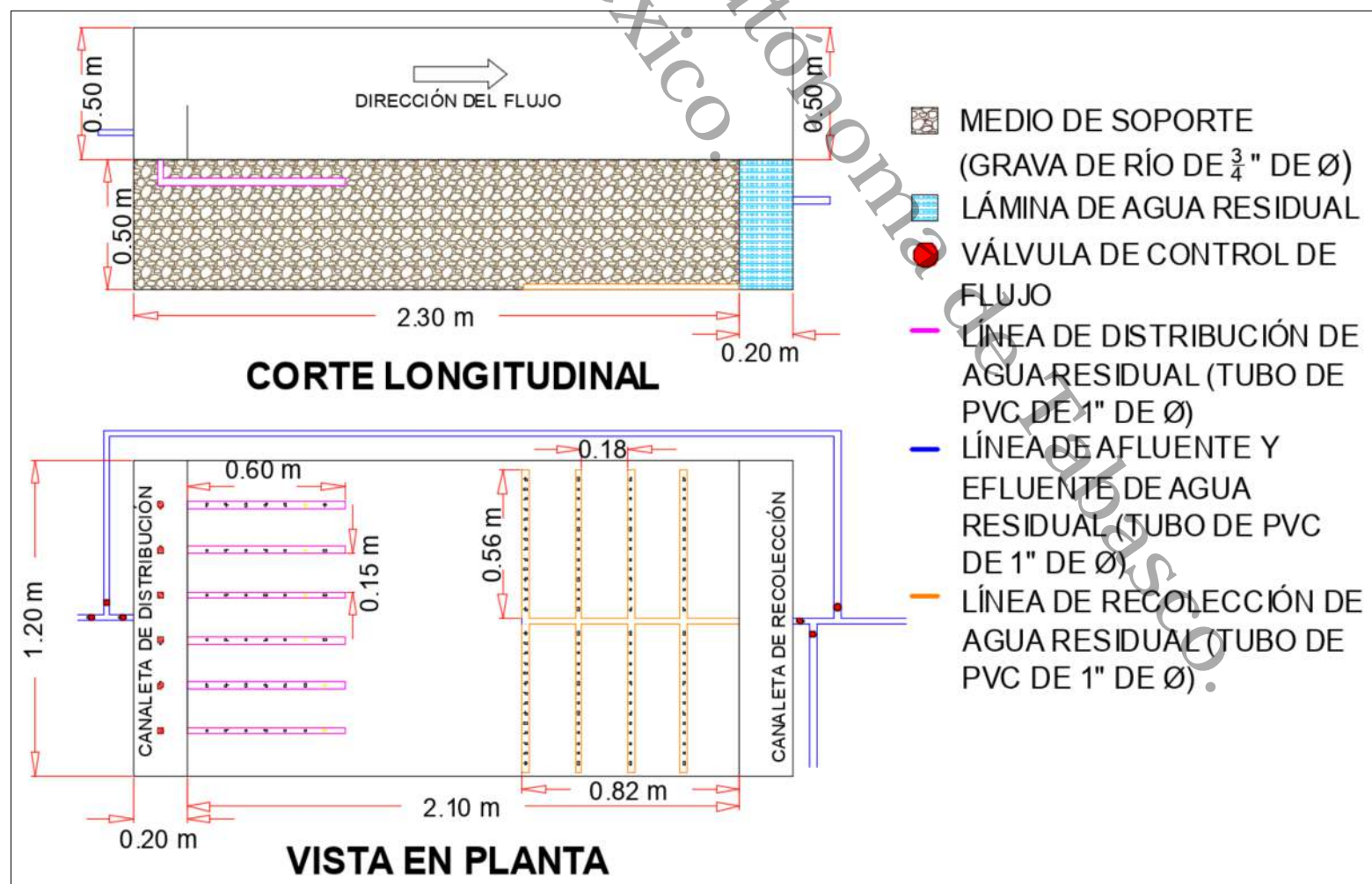


Figura 14. Humedal artificial de flujo subsuperficial. *Fuente:* elaboración propia.



La distribución del agua residual a los humedales artificiales se realizó mediante líneas de tubería de PVC hidráulico de 1" de diámetro. La entrada de agua residual se colocó a 0.5 m a través de una canaleta que distribuía uniformemente el agua residual a través del humedal por medio de 6 tubos perforados de PVC de 1" de diámetro.

El medio de soporte utilizado fue grava de río (canto redondo) y se usó el mismo para todos los humedales artificiales, a un tirante de 0.5 m para los humedales artificiales de flujo subsuperficial y 0.20 m para los de flujo libre. Se utilizó 1.38 m³ de grava en HAFS y 0.6 m³ en el HAFL. El Tiempo de retención hidráulico (TRH) fue de 3.37 días en los HAFS y de 5.13 días en los HAFL.

Adicionalmente se instalaron 9 puntos de muestreo internos en cada humedal artificial, los cuales eran tubos de PVC de 2" de diámetro y 60 cm de longitud, perforados por toda su área lateral permitiendo así que existiera un flujo a través de ellos. Fueron distribuidos en un arreglo de cuadrícula (figura 17) y colocados de forma vertical partiendo desde el fondo de los HA hasta 10 cm por encima de la lámina de agua.

8.3 Etapas de operación del sistema de tratamiento

La etapa de operación total del sistema constó de 1 año, marzo 2019 – marzo 2020, el cual se dividió en tres etapas generales:

- **Etapas de arranque**

Esta etapa comprendió los primeros tres meses de operación del sistema, durante la cual se realizó la evaluación del crecimiento y desarrollo de la vegetación.

- **Etapas de estabilización**

Esta etapa comprendió del cuarto al sexto mes de operación del sistema, durante la cual se realizó la evaluación del crecimiento y desarrollo de la vegetación, la evaluación de los gastos de operación, la determinación y evaluación de la calidad del agua y eficiencias de remoción, el modelo de distribución espacial, el ajuste de modelos matemáticos y la determinación de los coeficientes cinéticos de degradación.

- **Etapas de evaluación**

Esta etapa comprendió del sexto al doceavo mes de operación del sistema, durante la cual se realizó la evaluación del crecimiento y desarrollo de la vegetación, la evaluación de los gastos de operación, la determinación y evaluación de la calidad del agua y eficiencias de remoción, el modelo de distribución espacial, el ajuste de modelos matemáticos y la determinación de los coeficientes cinéticos de degradación.



8.4 Actividades de campo

8.4.1 Colecta de vegetación

La especie *Cladium jamaicense* se colectó en un humedal natural (figura 15) ubicado en la carretera Vhsa – Frontera km 40.5, Centla, Tabasco ($18^{\circ}18'38.19''$ N $92^{\circ}47'55.66''$ O). Se colectaron un total de 30 surcos (170 plantas aproximadamente), fueron extraídos manualmente con la ayuda de palas y trasladadas en vehículo hasta la División Académica de Ciencias Biológicas, lugar donde se realizaron todas las actividades de esta investigación.

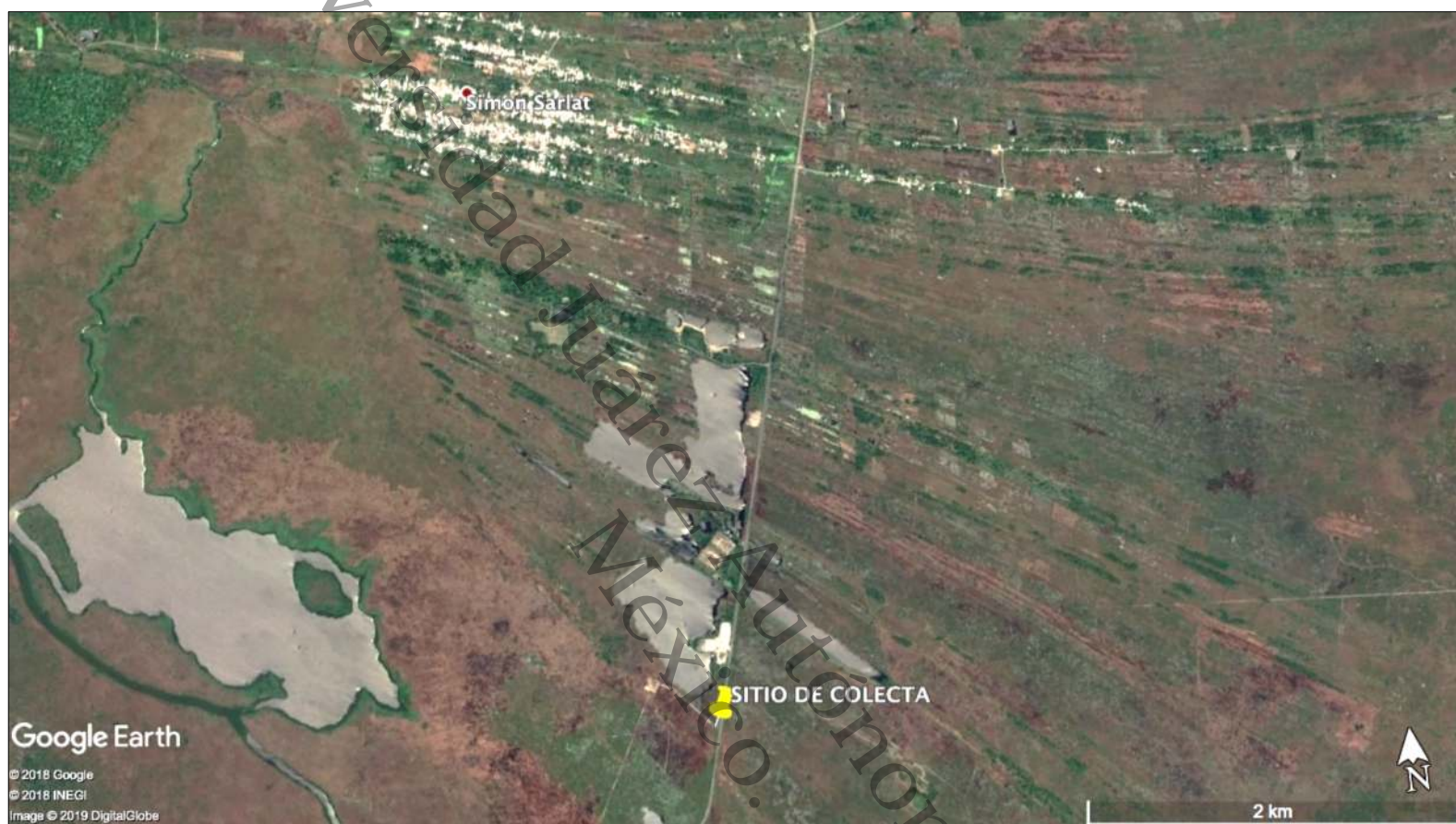


Figura 15. Sitio de colecta de *Cladium jamaicense*. Fuente: Google Earth, 2019.

8.4.2 Caracterización de la vegetación

Posterior a la colecta, de cada surco se determinaron características fisiológicas vegetales como: peso, diámetro de raíz, largo de raíz, largo máximo de hoja y número de plantas por surco. Adicionalmente se tomó una muestra de agua del sitio y se analizaron los parámetros: pH, temperatura, conductividad eléctrica, sólidos disueltos totales, oxígeno disuelto y salinidad; para determinar las condiciones del agua a la que la especie estaba totalmente adaptada.

8.4.3 Siembra de vegetación en humedales artificiales

Se seleccionó un arreglo de 4 filas intercaladas, de 3 y 4 surcos por fila, debido a que de esta manera se logra una distribución homogénea de la vegetación en el humedal (figura 16). En cada unidad experimental se sembraron 14 surcos de *Cladium jamaicense*, a una profundidad de 20 cm.

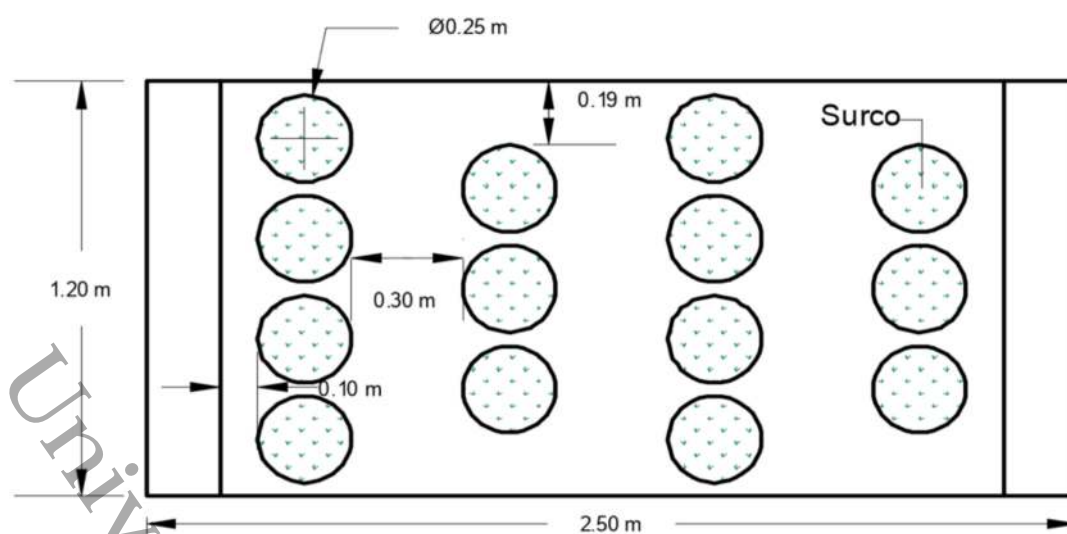


Figura 16. Diagrama de siembra de *Cladium jamaicense*. Fuente: elaboración propia.

8.4.4 Evaluación del crecimiento y comportamiento de la vegetación

La evaluación del crecimiento y comportamiento de la vegetación en los tratamientos, se realizó según lo planteado por Machado (2011) y Escutia et al. (2010), para lo cual se determinaron las características: Largo máximo de hojas, ancho máximo de hojas, número de hojas por planta, total de plantas por surco, número total de plantas, densidad y productividad (base seca). Estas mediciones se realizaron cada diez días durante la etapa de arranque, y cada mes para las etapas de estabilización y evaluación.

8.4.5 Evaluación de la calidad del agua

El tiempo de estudio de los humedales artificiales para el objetivo de esta investigación fue de 1 año, iniciando en el mes de marzo de 2019 y concluyendo en el mes de marzo de 2020. El monitoreo de la calidad del agua de los humedales artificiales se efectuó en dos periodos: el primero (etapa de estabilización) se realizó en el sexto mes de operación durante dos semanas y el segundo (etapa final de evaluación) durante el último mes de operación por dos semanas. Los parámetros de calidad del agua analizados fueron: pH, color aparente, CE, turbiedad, SDT, temperatura DQO y SST. La campaña de muestreo se realizó por 10 días durante cada semana del periodo de monitoreo establecido. Según la NOM-001-SEMARNAT-1996, para un proceso generador de descargas que opera mayor que 18 y hasta 24 horas (tabla 1 de la NOM-001-SEMARNAT-1996) se necesitan tomar 6 muestras por día en un intervalo entre toma de muestra (horas) mínimo de 3 y máximo de 4 horas. Por lo que la hora de toma de muestras para los parámetros mencionados fue a las 8:00 am, 12:00 pm, 4:00 pm, 8:00 pm.

Las muestras para el análisis de los parámetros DQO y SST fueron almacenadas para conformar una muestra compuesta por cada día de monitoreo y posterior fueron analizadas. Las muestras para la modelación de la distribución espacial y para el ajuste del modelo matemático de los parámetros: pH, color aparente, CE, turbiedad, SDT y temperatura, se tomaron de lunes a viernes a las 11:00 am dentro del periodo de monitoreo. Se tomaron muestras simples en cada uno de los 9 puntos de muestreo internos (P1-P9) de cada humedal artificial (figura 17).

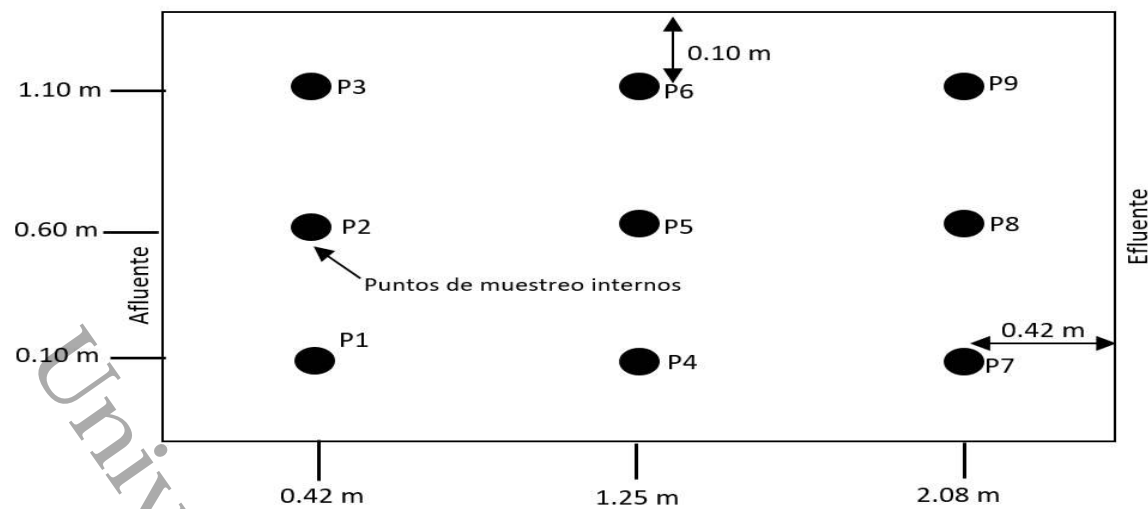


Figura 17. Puntos de muestreo internos en los humedales artificiales. Fuente: elaboración propia.

8.4.6 Evaluación del gasto de operación

La medición del gasto de operación se realizó con base al método volumétrico: midiendo el tiempo de llenado (t) de un recipiente de volumen conocido (v), donde se colecta la descarga (Briones, 2008). La medición del gasto se realizó durante las campañas de monitoreo de la calidad del agua, en las etapas de estabilización y evaluación en horario de 8:00 a 18:00 horas con intervalos de 2 horas.

8.4.7 Determinación de la biomasa vegetal aérea generada

La determinación de la biomasa aérea (productividad) se realizó al final del experimento de acuerdo a lo sugerido por Bixquert (2013); para lo cual se cosechó la biomasa aérea a una altura de 15 cm del tallo y se determinó la biomasa húmeda, BH, ($\text{kg masa húmeda} \cdot \text{m}^{-2}$):

$$BH = \frac{MH}{A} \quad (\text{Ecuación 9})$$

Donde:

MH = peso húmedo de la biomasa aérea, kg.
A = área superficial del humedal artificial, m^2 .

Después la biomasa aérea húmeda se sometió a secado a la intemperie hasta obtener una masa constante (15 días), transcurrido esto, se volvió a pesar la biomasa para obtener el peso seco, MS, g.

Después, se determinó el porcentaje de humedad, H, presente en la biomasa húmeda:

$$H = \frac{MH - MS}{MH} \cdot 100 \quad (\text{Ecuación 10})$$



Finalmente se calculó la biomasa seca, BS, (kg masa seca·m⁻²):

$$BS = BH \cdot \left[1 - \frac{H}{100} \right] \quad (\text{Ecuación 11})$$

Así mismo, este procedimiento se realizó durante la etapa de estabilización, considerando solo la biomasa de los tallos y hojas muertas, es decir, sin cosechar la biomasa aérea total.

8.5 Actividades de laboratorio

8.5.1 Caracterización de medio de soporte

El medio de soporte utilizado fue el mismo en todas las unidades experimentales, del cual se determinó el diámetro de partícula, volumen, densidad aparente, densidad real y porosidad de lecho.

Densidad aparente: Se determinó bajo el método AS-03 de la NOM-021-RECNAT-2000, con el cual se obtiene la densidad aparente evaluando el peso de un volumen conocido de medio de soporte en este caso. El volumen que se considera en esta medición incluye al de las partículas sólidas y del espacio poroso:

$$\text{Densidad aparente (kg/m}^3\text{)} = \frac{\text{Masa de suelo (kg)}}{\text{Volumen (m}^3\text{)}} \quad (\text{Ecuación 12})$$

Densidad real: se determinó bajo las recomendaciones de Solís (2018), de lo cual se obtiene el volumen del medio de soporte partiendo del principio de Arquímedes (volumen desplazado). Conociendo la masa y el volumen ocupado por la grava, se calculó la densidad con la ecuación 12.

Porosidad: se calculó utilizando la ecuación 13 (Hernández et al., 2013), que relaciona la densidad aparente y real del medio de soporte, con lo que se obtiene el porcentaje de porosidad:

$$\text{Porosidad (\%)} = \left[1 - \frac{\text{Densidad aparente}}{\text{Densidad real}} \right] \cdot 100 \quad (\text{Ecuación 13})$$

8.5.2 Análisis de calidad del agua

La determinación de los parámetros de calidad de agua establecidos en esta investigación se realizó de acuerdo con los métodos estándar para el análisis de agua y aguas residuales, y normas de referencia mexicana (tabla 3).



Tabla 3. Métodos para la determinación de parámetros de calidad del agua.

| Parámetro | Método | Parámetro | Método |
|----------------|----------------------|-------------|-------------|
| SST | NMX-AA-034-SCFI-2015 | pH | SM 4500-H B |
| DQO | SM 5220 D | Temperatura | SM 2550 B |
| Color aparente | SM 2120 B | CE | SM 2510 B |
| Turbiedad | SM 2130 B | SDT | SM 2540 C |

8.6 Actividades de gabinete

8.6.1 Eficiencias de remoción de contaminantes

Las eficiencias de remoción de cada humedal se determinaron para los parámetros: pH, color aparente, CE, turbiedad, SDT, temperatura, SST y DQO. de acuerdo a la Ecuación 9 (Palta y Morales, 2013):

$$ER (\%) = \frac{C_e - C_s}{C_e} \times 100 \quad (\text{Ecuación 12})$$

donde:

ER = Eficiencia de remoción.

C_e = Concentración del contaminante "x" a la entrada (afluente).

C_s = Concentración del contaminante "x" a la salida (efluente).

8.6.2 Modelado de distribución espacial de contaminantes

El modelado de la distribución espacial se realizó de acuerdo a López-Ocaña et al. (2019), para los parámetros pH, color aparente, conductividad eléctrica, turbiedad, SDT y temperatura. Los gráficos fueron modelados con ayuda del programa Golden Surfer® en su versión V.14, procedimiento que consistió en la creación de mapas de contorno en un plano cartesiano, donde el eje "Y" fue el largo y el eje "X" el ancho de cada humedal artificial.

8.6.3 Ajuste de modelo matemático

El ajuste matemático se realizó de acuerdo a López-Ocaña et al. (2019), para los parámetros: pH, color aparente, conductividad eléctrica, turbiedad, SDT y temperatura. Dicho modelo se ajustó con métodos de regresión lineal, con lo cual se buscó representar de manera gráfica el decaimiento de los parámetros mencionados a lo largo del humedal. Es decir, se obtendrán gráficas en las cuales el eje "X" estará representado la distancia (tiempo) y el eje "Y" la lectura de los parámetros. El eje "X" contendrá cinco puntos: afluente (0 m), parte inicial (0.42 m), parte media (1.25 m), parte final (2.08 m) y efluente.

Cada modelo obtenido será evaluado con base al coeficiente de determinación respectivo y se elegirá el modelo que obtenga un coeficiente cercano a uno.



8.6.4 Estimación de la constante de degradación cinética “k”

El comportamiento del agua residual es una reacción cinética de primer orden (Crites y Tchobanoglous, 2000). El coeficiente de degradación (k) para los humedales artificiales de flujo subsuperficial fue estimado a partir del modelo de un reactor de flujo pistón (ecuación 7.5).

$$\frac{C_e}{C_o} = e^{-kt} \quad (\text{Ecuación 7.5})$$

El coeficiente de degradación (k) para los humedales artificiales de flujo libre fue estimado a partir del modelo de un reactor de mezcla completa (ecuación 8.7):

$$C_e = \frac{C_o}{1+kt} \quad (\text{Ecuación 8.7})$$

donde:

k = Coeficiente cinético de degradación (d^{-1}).

t = Tiempo de retención hidráulico (d).

C_e = Concentración de DQO en el efluente (mg/L).

C_o = Concentración de DQO en el afluente (mg/L).

8.6.5 Diseño experimental y análisis estadístico

El diseño experimental empleado en esta investigación fue un diseño aleatorio simple (tipo de flujo) (tabla 4). Los datos obtenidos de las variables de respuesta (DQO, SST, turbiedad, color aparente, pH, temperatura, CE y SDT) serán analizadas estadísticamente con el paquete estadístico STATGRAPHICS 18R.

Tabla 4. Factores del diseño experimental empleado en esta investigación.

| Factor | Nivel |
|--------|----------------|
| Flujo | Libre |
| | Subsuperficial |

El manejo de los datos obtenidos para determinar la existencia de diferencias estadísticamente significativas entre los tratamientos evaluados (95% de confianza) en esta investigación se realizó con base a la figura 18.

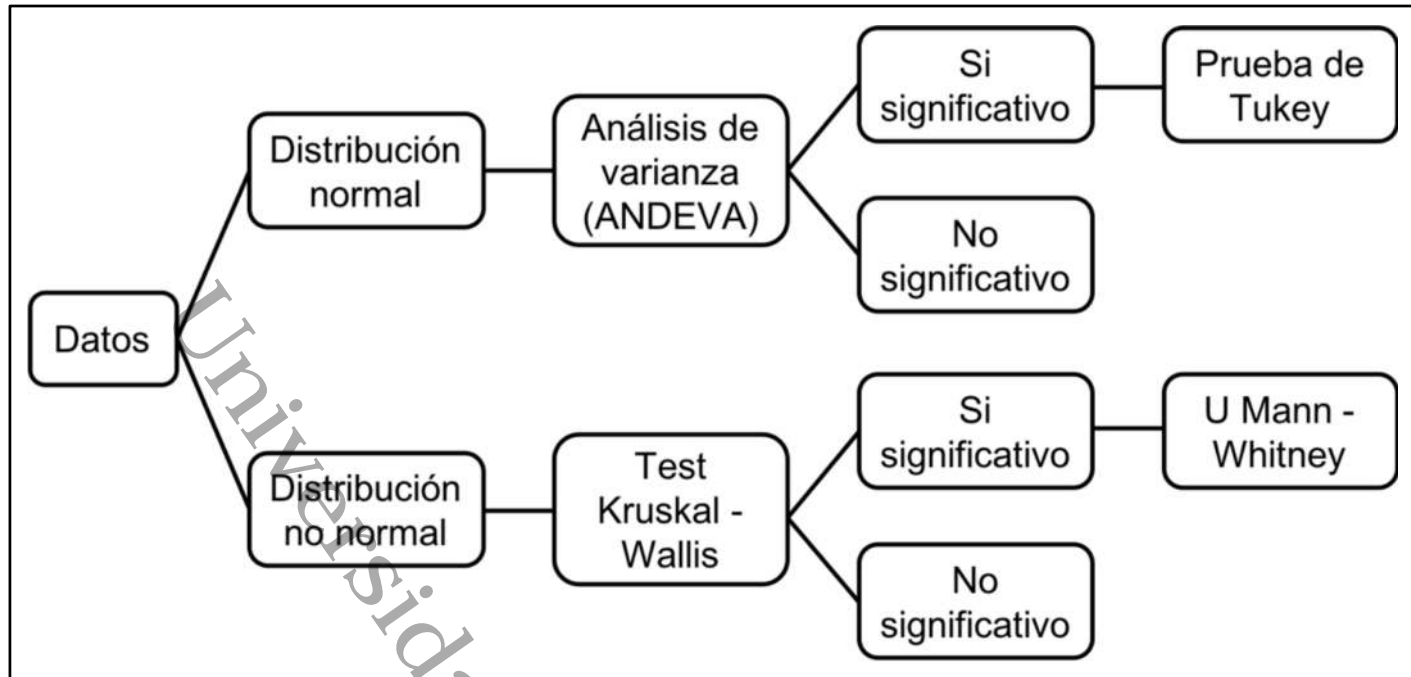


Figura 18. Manejo estadístico de los datos obtenidos para determinar diferencias estadísticamente significativas. Fuente: elaboración propia.

El esquema de distribución de los tratamientos evaluados se muestra en la figura 19.

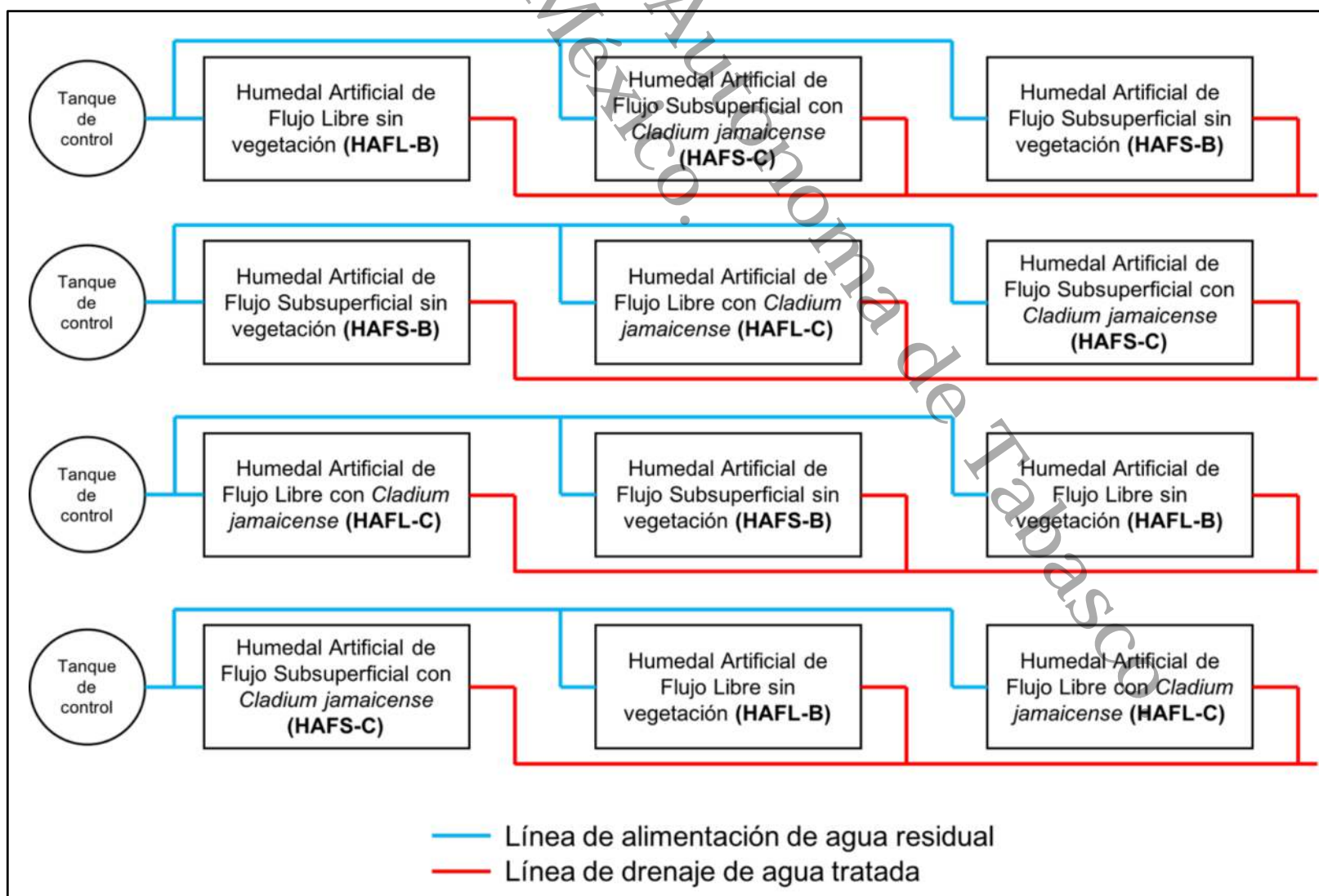


Figura 19. Esquema de distribución de los humedales artificiales. Fuente: elaboración propia.



9. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

9.1 Características del medio de soporte

El material de soporte utilizado en todos los tratamientos de humedales artificiales fue grava de río (canto redondo) con las siguientes características:

Tabla 5. Valores promedios ($\pm DE$) de las características del material de soporte utilizado ($N=10$).

| medio de soporte | Densidad aparente (kg/m^3) | Densidad real (kg/m^3) | Porosidad de lecho (%) | Diámetro de partícula (pulgadas) |
|------------------|---------------------------------------|-----------------------------------|------------------------|----------------------------------|
| Grava | 1460 ± 52.21 | 2438 ± 37.11 | 53 ± 0.1 | 0.76 ± 0.26 |

En los humedales artificiales de flujo subsuperficial el medio de soporte ocupó un volumen de 1.38 m^3 con un tirante de 0.5 m, permitiendo un volumen de agua residual de 0.55 m^3 en el sistema y un tiempo de retención hidráulico de 3.37 días. En los humedales artificiales de flujo libre el medio de soporte ocupó un volumen de 0.6 m^3 a un tirante de 0.2 m, permitiendo un volumen de agua residual de 1.06 m^3 en el sistema y un tiempo de retención hidráulico de 5.13 días.

9.2 Evaluación del crecimiento y comportamiento de la vegetación

9.2.1 Características iniciales

Las características fisicoquímicas del agua del humedal natural de donde se colectó la vegetación se muestran en la tabla 7.

Tabla 6. Valores promedios ($\pm DE$) de la calidad del agua del sitio de colecta de *Cladium jamaicense* ($N=3$).

| Muestra | pH | Temperatura ($^{\circ}\text{C}$) | C.E. ($\mu\text{S/cm}$) | Salinidad (%) | O.D. (mg/L) |
|------------------|-----|------------------------------------|---------------------------|---------------|-------------|
| Sitio de colecta | 6.9 | 21.5 | 345 | 0.8 | 3.3 |

Las plantas colectadas de *Cladium jamaicense* fueron caracterizadas inicialmente previo a su plantación en los humedales artificiales. Las características determinadas se muestran en la tabla 6.

Tabla 7. Valores promedios ($\pm DE$) de las características de plantas de *Cladium jamaicense* previo a la siembra en los HA ($N=14$).

| Variable de planta medida | HAFS | HAFL |
|--------------------------------|------------------|------------------|
| Profundidad de plantación (cm) | 20 | 20 |
| Número total de surcos | 14 | 14 |
| Número total de plantas | 78 | 81 |
| Peso de surcos (kg) | 14.8 ± 1.12 | 16.47 ± 1.23 |
| Largo de raíz (cm) | 19.05 ± 2.05 | 18.77 ± 0.54 |
| Diámetro de rizoma (cm) | 25.38 ± 1.35 | 25.44 ± 0.93 |
| Ancho de hojas (cm) | 2.7 ± 0.3 | 2.8 ± 0.1 |
| Largo máximo de hoja (m) | 2.35 ± 0.16 | 2.37 ± 0.15 |

Humedal artificial de flujo subsuperficial

Inicialmente se plantaron un total de 14 surcos de *Cladium jamaicense*, cada surco estaba compuesto de 4 a 6 plantas, con un peso medio por surco de 14.8 ± 1.12 kg, largo promedio de raíz de 19.05 ± 2.05 cm, diámetro promedio de raíz de 25.38 ± 0.93 cm y un largo máximo de hoja de 2.35 ± 0.16 m. Los surcos fueron sembrados sin podar a una profundidad de 20 cm en un arreglo intercalado de filas de 4 y 3 surcos.

Humedal artificial de flujo libre

Inicialmente se plantaron un total de 14 surcos de *Cladium jamaicense*, cada surco estaba compuesto de 4 a 6 plantas, con un peso medio por surco de 16.47 ± 1.23 kg, largo promedio de raíz de 18.77 ± 0.54 cm, diámetro promedio de raíz de 25.44 ± 0.93 cm y un largo máximo de hoja de 2.37 ± 0.15 m. Los surcos fueron sembrados sin podar a una profundidad de 20 cm en un arreglo intercalado de filas de 4 y 3 surcos.



Figura 20. Plantas de *Cladium jamaicense* sembradas en HAFS.

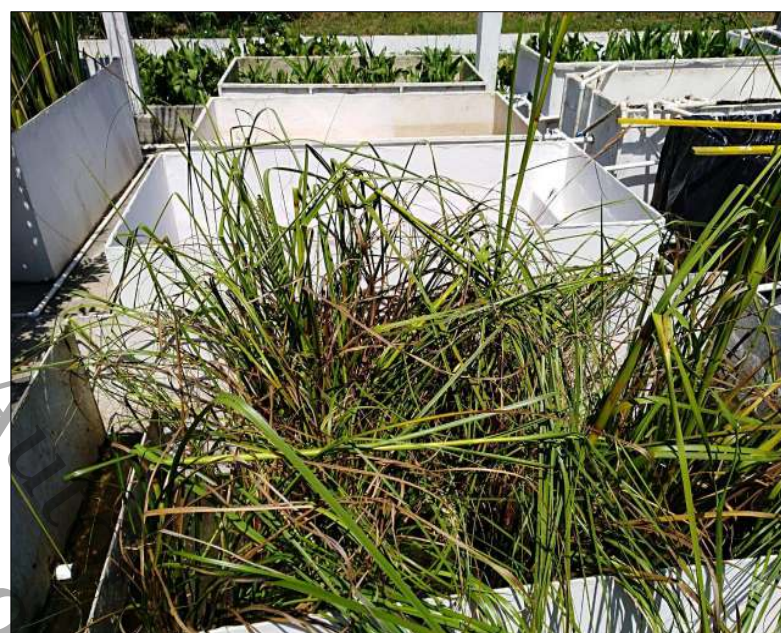


Figura 21. Plantas de *Cladium jamaicense* sembradas en HAFL.

9.2.2 Etapa de arranque

Los variables de crecimiento de la especie *Cladium jamaicense* después de tres meses de operación en los tratamientos de flujo libre y subsuperficial se muestran en la tabla 8.

Tabla 8. Valores promedios ($\pm DE$) de las características de *Cladium jamaicense* en los tratamientos evaluados – etapa de estabilización ($N=15$).

| Variable de planta medida | Humedal artificial de flujo subsuperficial | Humedal artificial de flujo libre |
|------------------------------------|---|--|
| Número total de surco | 14 | 7 |
| Número total de plantas | 148 | 49 |
| Densidad (plantas/m ²) | 59.2 | 19.6 |
| Productividad (kg/m ²) | 0.9 | 0.17 |
| Largo de hojas (cm) | 85 ± 3.37 | 70 ± 4.32 |
| Ancho de hojas (cm) | 1.11 ± 0.08 | 1 ± 0.07 |
| Número total de hojas por planta | 4.5 ± 0.5 | 4.5 ± 0.5 |
| Largo de raíz (cm) | - | - |
| Diámetro de rizoma (cm) | - | - |

A continuación, se discute el crecimiento, adaptación y producción de *Cladium jamaicense* por tipo de tratamiento.

9.2.2.1 Humedal artificial de flujo subsuperficial

El humedal artificial de flujo subsuperficial después de 3 meses de operación (tabla 8) contenía un total de 148 plantas con una densidad de 59.2 plantas/m². El largo de hojas de las plántulas en promedio fue de 85 cm (máx. 90, mín. 79). Al inicio del experimento el total de plantas en el HAFS fue de 78, después de 3 meses la población aumentó en un 189.7% (148 plantas) del total inicial.

Bajo las condiciones del humedal artificial de flujo subsuperficial, la especie se adaptó fácilmente, no se presentaron casos de mortandad o alguna otra dificultad, debido a que en este tipo de flujo solo las raíces de la especie se encuentran en contacto directo con el agua residual. En este tratamiento, se observó que en cada surco nacieron de 5 a 15 plántulas después de 11 días de ser plantadas (figuras 22 y 23).



Figura 22. Nacimiento de plántulas en HAFS.



Figura 23. Reproducción de *Cladium jamaicense* a través de rizomas – HAFS.

El crecimiento fue monitoreado cada diez días durante los primeros dos meses de operación y posterior cada mes (figura 24).

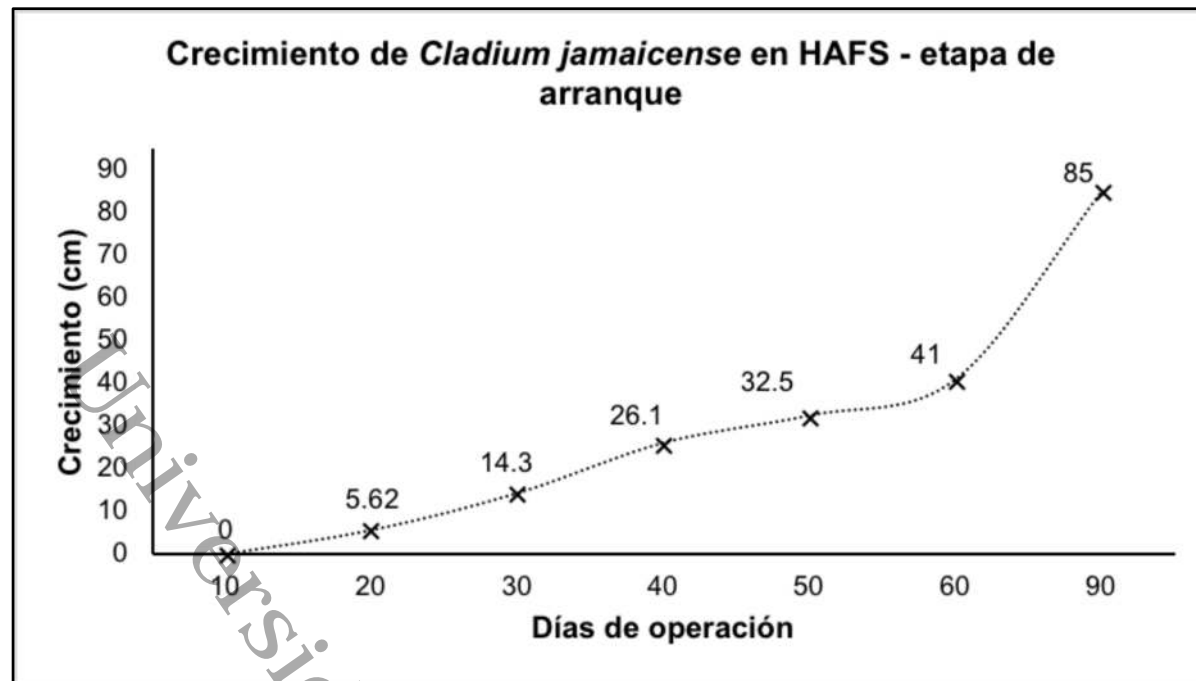


Figura 24. Crecimiento de *Cladium jamaicense* en el HAFS durante la etapa de arranque (N=15).

En este tratamiento las plantas mostraron un crecimiento acelerado, el cual pudiera deberse a que en un flujo subsuperficial las plantas no se encuentran inundadas, lo cual representa más a las condiciones naturales a las que la planta se desarrolla normalmente, además de la alta biodisponibilidad de nutrientes en el sistema. Al final de la etapa de arranque, las plantas mostraron un crecimiento muy notable (figura 26) y con una gran densidad de población que cubría casi el total del área superficial.



Figura 25. *Cladium jamaicense* en HAFS después de 1 mes y medio de operación.



Figura 26. *Cladium jamaicense* en HAFS después de 3 meses de operación.

9.2.2.2 Humedal artificial de flujo libre

El humedal artificial de flujo libre después de 3 meses de operación (tabla 8) contenía un total de 49 plantas con una densidad de 19.6 plantas/m². El largo de hojas de las plántulas en promedio fue de 70 cm (máx. 75, mín. 65). Al inicio del experimento el total de plantas en el HAFL fue de 81, después de 3 meses la población disminuyó en un 39.5% (32 plantas) del total inicial.

Durante el primer mes de operación el tirante de agua en el sistema fue de 25 cm, con la finalidad de no provocar un ahogamiento súbito considerando que las plantas aún estaban en la fase de adaptación a las nuevas condiciones (ONU-HABITAT,2008). Las primeras plántulas fueron observadas a los 13 días después de la plantación (figuras 27 y 28).



Figura 27. Nacimiento de plántulas en HAFL.



Figura 28. Reproducción de *Cladium jamaicense* a través de rizomas - HAFL.

El crecimiento fue monitoreado cada diez días durante los primeros dos meses de operación y posterior cada mes (figura 29). En la figura 29 se observa que las plántulas nuevas nacieron a los 10 días después de que los surcos fueron plantados y que su crecimiento fue lento hasta los primeros 35 días, con un crecimiento promedio de 10 cm. Después del día 35, se observa un crecimiento más acelerado, alrededor 10 cm cada 15 días.

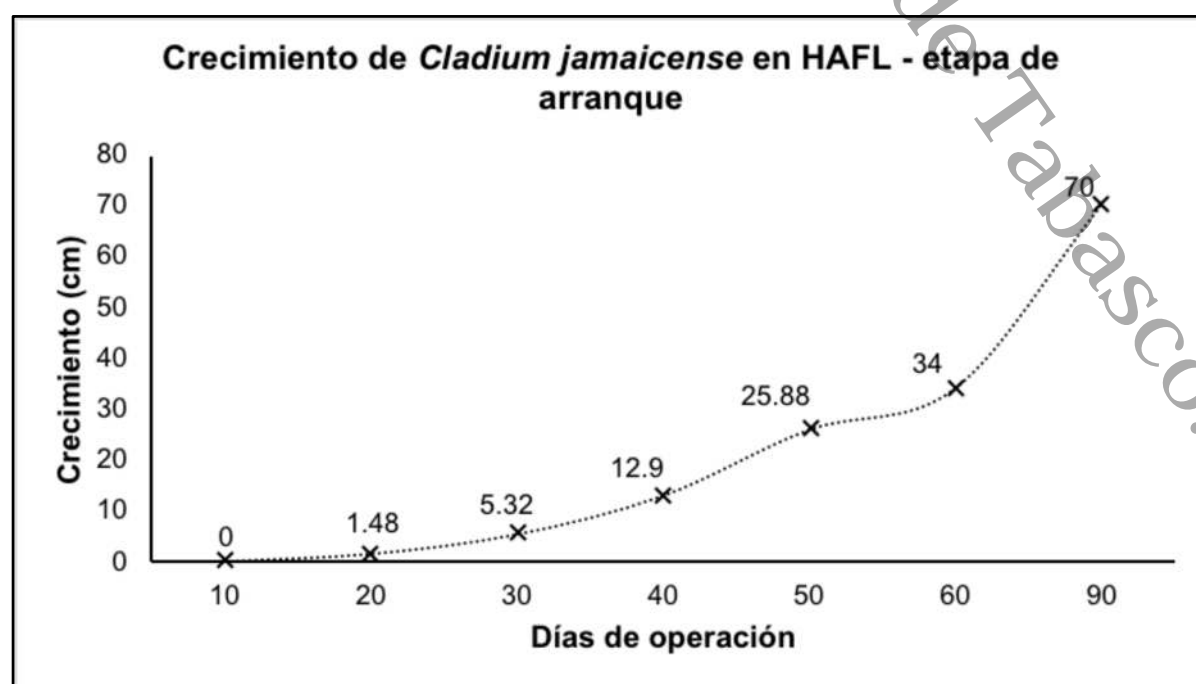


Figura 29. Crecimiento de *Cladium jamaicense* en el HAFL durante la etapa de arranque (N=15).

Después de 2 meses de operación del sistema, las primeras dos filas de surcos murieron (50% de la población inicial), lo cual pudiera deberse principalmente a que la especie *Cladium jamaicense* prefiere sitios con una profundidad de agua bastante constante de 10–20 cm. No sobrevive bien en regímenes de agua altamente variables (> 30 cm) (Toth, 1987).



Figura 30. Zona sin vegetación en el HAFL debido a la mortandad de plantas.



Figura 31. Surcos de *Cladium jamaicense* totalmente muertos.

Los surcos muertos fueron retirados, en ellos no se observaron señales de adaptación o propagación, en cambio se encontraban totalmente secos y en descomposición (figura 31). Las plantas sobrantes se adaptaron a las condiciones del sistema (figura 32), sin embargo, el crecimiento fue muy lento comparado con el humedal artificial de flujo subsuperficial.

Otro problema observado debido a la mortandad, fue el enriquecimiento de nutrientes en el sistema (figura 33) debido a la poca densidad vegetativa lo cual provocó un crecimiento acelerado de algas en el agua (Ledesma et al., 2013).



Figura 32. *Cladium jamaicense* en HAFL después de 3 meses de operación.



Figura 33. Proliferación de algas en HAFL debido al enriquecimiento de nutrientes.



9.2.3 Etapa de estabilización

Los variables de crecimiento de la especie *Cladium jamaicense* después de seis meses de operación en los tratamientos de flujo libre y subsuperficial se muestran en la tabla 9.

Tabla 9. Valores promedios ($\pm DE$) de las características de *Cladium jamaicense* en los tratamientos evaluados – etapa de estabilización ($N=30$).

| Variable de planta medida | Humedal artificial de flujo subsuperficial | Humedal artificial de flujo libre |
|------------------------------------|--|-----------------------------------|
| Número total de surco | 14 | 7 |
| Número total de plantas | 300 | 65 |
| Densidad (plantas/m ²) | 100 | 21.7 |
| Productividad (kg/m ²) | 3.55 | 0.28 |
| Largo de hojas (m) | 3.22 \pm 0.16 | 2.74 \pm 0.30 |
| Ancho de hojas (cm) | 2.88 \pm 0.18 | 2.6 \pm 0.19 |
| Número total de hojas por planta | 12.5 \pm 3.53 | 10 \pm 1 |
| Largo de raíz (cm) | - | - |
| Diámetro de rizoma (cm) | - | - |

A continuación, se discute el crecimiento, adaptación y producción de *Cladium jamaicense* por tipo de tratamiento.

9.2.3.1 Humedal artificial de flujo subsuperficial

El humedal artificial de flujo subsuperficial después de 6 meses de operación (tabla 9) contenía un total de 300 plantas con una densidad de 100 plantas/m². El largo de hojas en promedio fue de 3.22 metros (máx. 3.50 m, mín. 3.05 m). Al inicio del experimento el total de plantas en el HAFS fue de 78, después de 6 meses la población aumentó considerablemente en un 384.6% (300 plantas) del total inicial. La figura 34 muestra el crecimiento de la vegetación después de 6 meses de operación, se observa un crecimiento medio de 3.22 m.

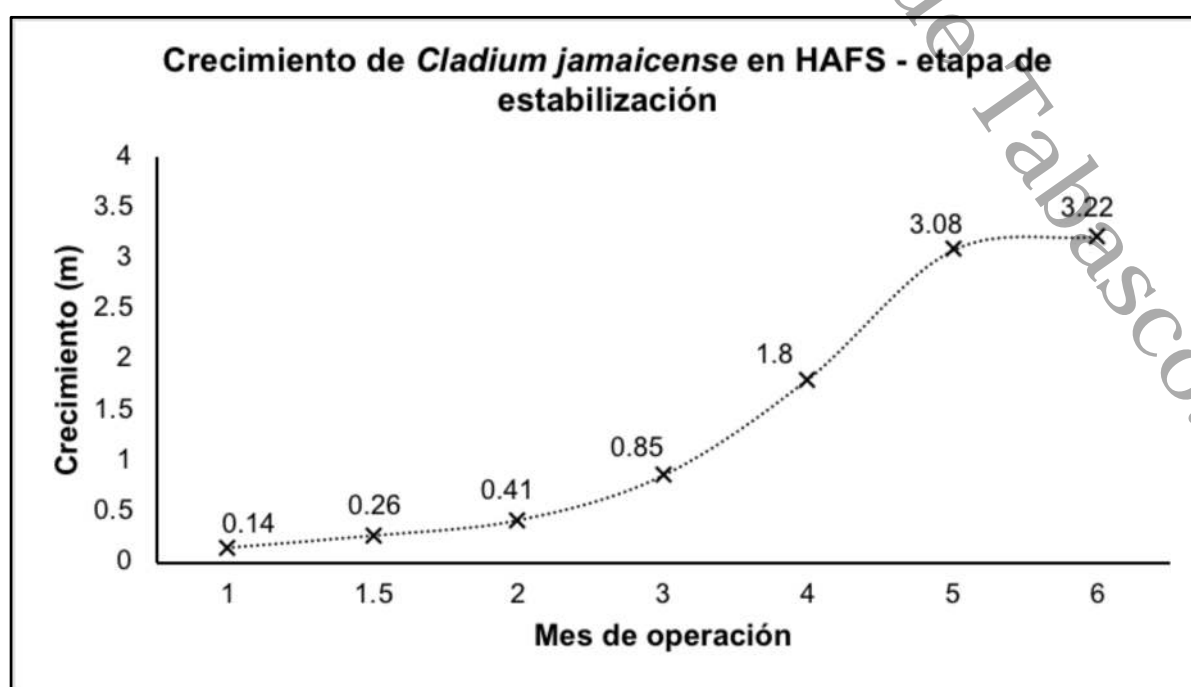


Figura 34. Crecimiento de *Cladium jamaicense* en el HAFS después de 6 meses de operación ($N=30$).

En comparativa con la literatura actual, se tiene registros de abundancia de la especie *Cladium jamaicense* en la Reserva Estatal de Ciénegas y Manglares de la costa norte de Yucatán. En esa zona particularmente la especie alcanza alturas promedio de 1.59 m, suceso debido principalmente a que los suelos de la zona costera de Yucatán son especialmente pobres en nutrientes, de poca profundidad, calcáreos y de escasa materia orgánica (Guadarrama et al., 2018).



Figura 35. Humedal artificial de flujo subsuperficial después de 6 meses de operación.

El alto crecimiento registrado de la vegetación también está influenciado por la alta densidad de plantas que se tiene (100 plantas/m²), las cuales al estar muy cercanas unas de otras tienden a competir principalmente por luz, agua, nutrimentos y espacio físico (Madrigal y Vargas, 2016), ocasionando que el crecimiento sea más de lo habitual. Además, una base más densa de *Cladium jamaicense* a menudo se asocia con un aumento en el tamaño de la hoja (Lodge, 2005).

9.2.3.2 Humedal artificial de flujo libre

El humedal artificial de flujo libre después de 6 meses de operación (tabla 9) contenía un total de 65 plantas con una densidad de 21.7 plantas/m². El largo de hojas en promedio fue de 2.74 metros (máx. 3.1 m, mín. 2.4 m). Al inicio del experimento el total de plantas en el HAFL fue de 81, después de la mortandad el número de plantas se redujo a la mitad, lo cual representa una pérdida del 50% (40 plantas), después de 6 meses la población logró aumentar al 80.2% (65 plantas) del total inicial.

El crecimiento de la vegetación en el HAFL, en comparativa con el HAFS, se mantuvo por debajo principalmente debido a las condiciones de saturación de agua en este tratamiento, sin embargo, se registró un crecimiento máximo de 3.10 m (tabla 9), el cual es mayor al de la vegetación colectada inicialmente.

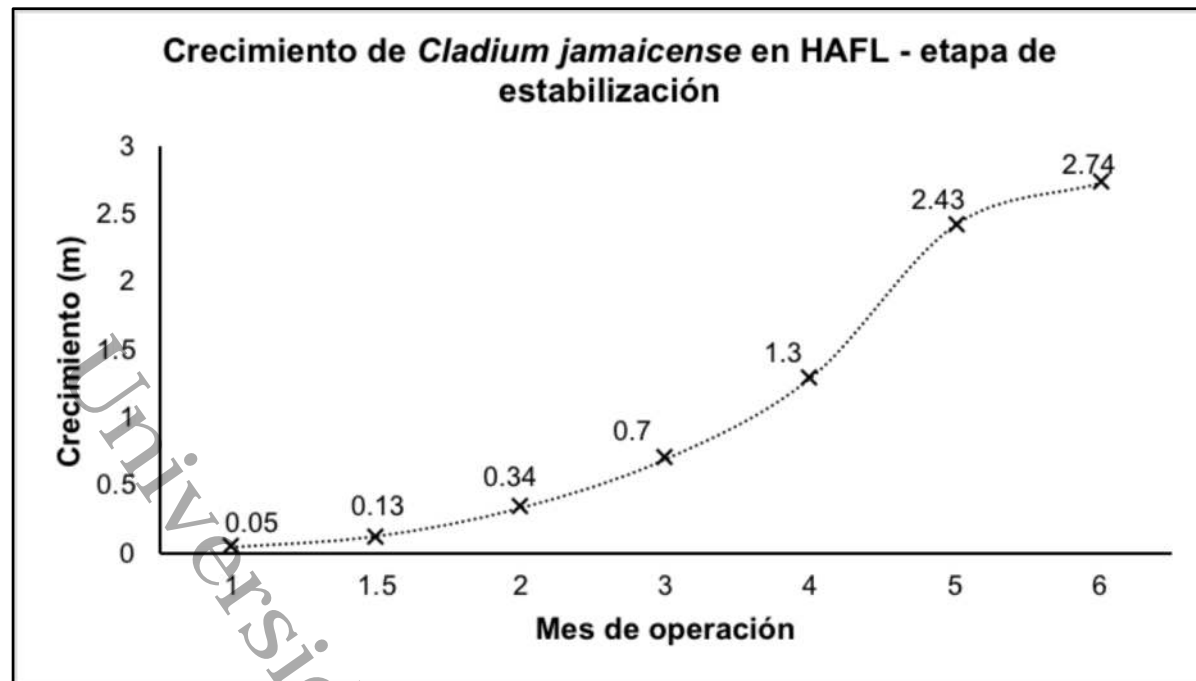


Figura 36. Crecimiento de *Cladium jamaicense* en el HAFL después de 6 meses de operación (N=30).

A pesar de que las plantas aumentaron su tamaño y población en este tratamiento, la zona inicial no ha vuelto a tener cobertura vegetal (figura 37), sin embargo, la calidad del agua mejoró considerablemente.



Figura 37. Humedal artificial de flujo libre después de 6 meses de operación.

En el cuarto mes de operación se observó que en cada tallo de floración de las plantas brotó una plántula (figura 38), que a su vez después de 1 mes comenzó a reproducirse dando origen a nuevos brotes aéreos (figura 39). Este es un mecanismo poco visto de reproducción de *Cladium jamaicense* conocido como proliferación vegetativa de plántulas en los órganos reproductivos. Las plántulas vegetativas se desarrollan en las espiguillas y ocasionalmente en los nodos inferiores (debajo del dosel de la hoja) en la inflorescencia. La proliferación vegetativa no es un sustituto de la reproducción sexual, sino más bien un método adicional de reproducción para algunas especies vivíparas (Miao et al., 1997).



Figura 38. Plántulas que se desarrollan a partir de los nodos inferiores de un culmo con plántulas en los nodos superiores.

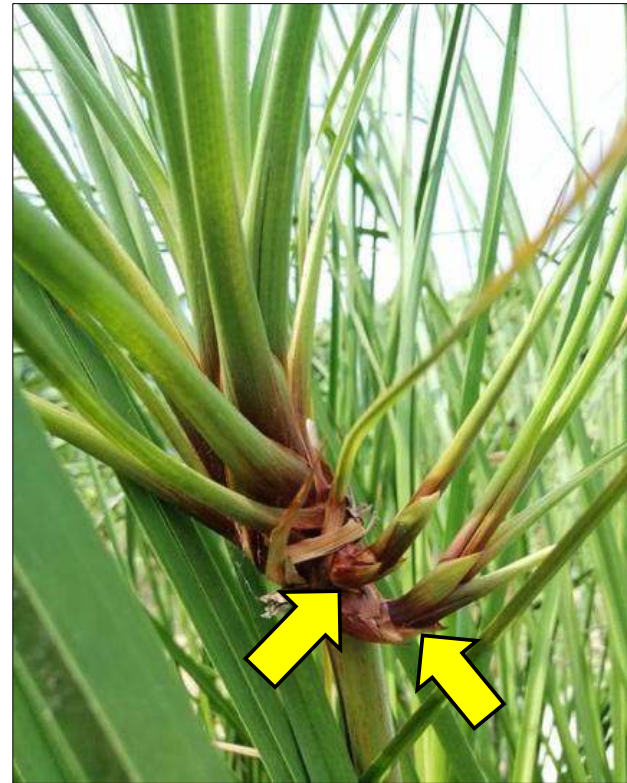


Figura 39. Reproducción asexual de plántulas en planta originada por proliferación vegetativa.

Al igual que la mayoría de las plantas clonales, *Cladium jamaicense* exhibe producción de semillas (reproducción sexual) y crecimiento de rizomas (reproducción asexual) (Steward y Ornes, 1975; Miao et al., 1997). De manera similar, en los Everglades subtropicales, dentro de la misma población de *Cladium jamaicense*, se encuentran proliferación vegetativa, expansión clonal (rizomas) y producción de semillas (Miao et al., 1998).

9.2.4 Etapa de evaluación

Los variables de crecimiento de la especie *Cladium jamaicense* después de 1 año de operación en los tratamientos de flujo libre y subsuperficial se muestran en la tabla 10.

Tabla 10. Valores promedios ($\pm DE$) de las características de *Cladium jamaicense* en los tratamientos evaluados – etapa de evaluación ($N=30$).

| Variable de planta medida | Humedal artificial de flujo subsuperficial | Humedal artificial de flujo libre |
|------------------------------------|--|-----------------------------------|
| Número total de surco | 14 | 7 |
| Número total de plantas | 391 | 83 |
| Densidad (plantas/m ²) | 130.3 | 27.7 |
| Productividad (kg/m ²) | 27.23 | 8.9 |
| Largo de hojas (m) | 4.7 \pm 0.08 | 4.20 \pm 0.06 |
| Ancho de hojas (cm) | 3.38 \pm 0.14 | 3.1 \pm 0.09 |
| Número total de hojas por planta | 17 \pm 2.8 | 13.5 \pm 1.5 |
| Largo de raíz (cm) | 25 \pm 1.2 | 22.7 \pm 2.1 |
| Diámetro de rizoma (cm) | 42.3 \pm 1.8 | 30.1 \pm 1.1 |

A continuación, se discute el crecimiento, adaptación y producción de *Cladium jamaicense* por tipo de tratamiento.



9.2.4.1 Humedal artificial de flujo subsuperficial

El humedal artificial de flujo subsuperficial después de 1 año de operación (tabla 10) contenía un total de 391 plantas con una densidad de 130.3 plantas/m². El largo de hojas en promedio fue de 4.7 metros (máx. 4.81 m, mín. 4.56 m). Al inicio del experimento el total de plantas en el HAFS fue de 78, después de 1 año de operación la población aumentó considerablemente en un 501.28% (391 plantas) del total inicial.

En este tratamiento se observó una densidad de 130.3 plantas/m², valor que supera 3 veces lo reportado de la especie en su ambiente natural, cuya densidad media es de 44 plantas/m² (Steward y Ornes, 1975). Particularmente este dato elevado de densidad se pudiera deber a la alta disponibilidad de nutrientes presentes en el sistema y a las condiciones ambientales de la región con alta actividad fotosintética.

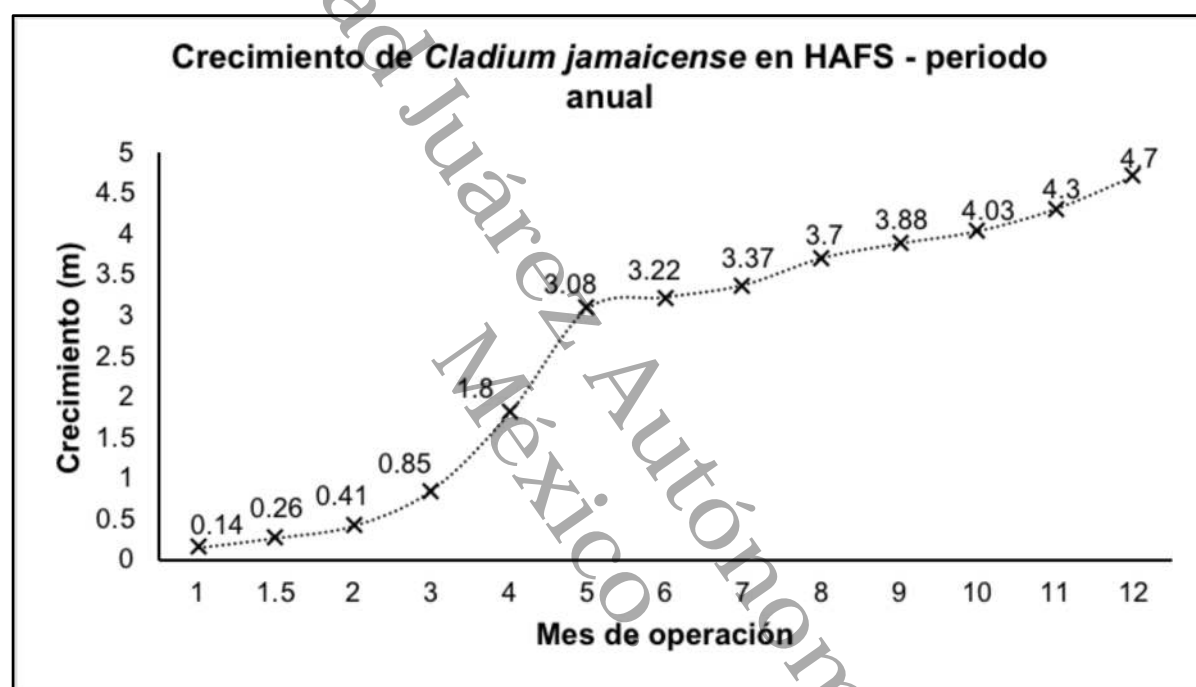


Figura 40. Crecimiento de *Cladium jamaicense* en el HAFS después de 1 año de operación (N=30).

El crecimiento promedio del *Cladium jamaicense* en este tratamiento fue de 4.7 m (figura 40), esto supera tres veces al crecimiento registrado por Guadarrama et al. (2018) en la Reserva Estatal de Ciénegas y Manglares de la costa norte de Yucatán. Así mismo, en la región de Calakmul, Campeche, Martínez y Galindo (2002) reportan una sabana húmeda de ciperáceas de 1 a 1.5 m de altura dominada por *Cladium jamaicense*. Después de 1 año de operación el crecimiento medio fue incluso mayor al encontrado en la zona de colecta (2.35 ± 0.16 m). Barco y Borin (2017), reportan en su estudio que después de 5 meses de operación de un humedal artificial subsuperficial plantado con *P. australis*, obtuvieron una productividad de 3.9 ± 2.2 kg/m². Caselles-Osorio et al. (2017), reportan una productividad de 5 ± 1.6 kg/m² de *Cyperus articulatus* en humedales artificiales subsuperficiales después de 4 meses de operación. Llanos-Lizcano et al. (2019), reportan una productividad de 3.02 y 1.47 kg/m² de *T. geniculata* y *C. articulatus* respectivamente, en humedales artificiales subsuperficiales después de 5 meses de operación. En esta investigación se obtuvo una productividad de *Cladium jamaicense* de 27.23 kg/m² en el tratamiento de flujo subsuperficial.



Chiang et al. (2000), en un experimento sobre reproducción de *Cladium jamaicense*, reportaron hasta tres veces más biomasa aérea de *Cladium jamaicense* después de 2 años de adiciones de fosforo en comparación con rodales de control. En los años 3 y 4 de su experimento, la biomasa aérea fue de tres a siete veces mayor que los controles. Así mismo, Miao et al. (1997), encontraron que la biomasa total y foliar de *Cladium jamaicense* incrementa considerablemente con el enriquecimiento de nutrientes en el suelo. Es importante también considerar lo mencionado por Perbangkhem y Polprasert (2010), quienes afirman que el crecimiento de las plantas en los humedales artificiales depende de muchos factores, pero el más importante es la luz solar, porque la energía necesaria para el crecimiento se deriva de la luz solar a través de la fotosíntesis. Por lo cual, en este tratamiento se obtuvo un alto crecimiento y alta productividad de biomasa área.



Figura 41. Humedal artificial de flujo subsuperficial después de 1 año de operación.

9.2.4.2 Humedal artificial de flujo libre

El humedal artificial de flujo libre después de 1 año de operación (tabla 10) contenía un total de 83 plantas con una densidad de 27.7 plantas/m². El largo de hojas en promedio fue de 4.20 metros (máx. 4.28 m, mín. 4.1 m). Al inicio del experimento el total de plantas en el HAFL fue de 81, después de la mortandad el número de plantas se redujo a la mitad, lo cual representa una pérdida del 50% (40 plantas), después de 1 año la población logró aumentar 53% (43 plantas) del total inicial.

En este tratamiento se observó una densidad de 27.7 plantas/m², principalmente debido a que durante la fase de arranque 7 surcos murieron (40 plantas), ocasionando que la densidad fuera menor que el tratamiento subsuperficial. Así mismo, es importante mencionar que la etapa de floración se presentó a finales del mes de marzo de 2020 (figura A18 – anexo fotográfico), por cual el único mecanismo de propagación de la vegetación fue por reproducción vegetativa, lo cual solo tuvo lugar en la zona media y final del humedal artificial.

Por consecuencia, también la productividad registrada al final de esta etapa fue menor que en el tratamiento subsuperficial, con solo 8.9 kg/m^2 (tabla 10). Sin embargo, es evidente que la especie *Cladium jamaicense* a pesar de la mortandad registrada, presenta buena productividad. Perbangkhem y Polprasert (2010), reportan una productividad de 3.1 kg/m^2 de *Cyperus papyrus* en un humedal artificial de flujo libre, lo cual es menos de la mitad a lo reportado en esta investigación.

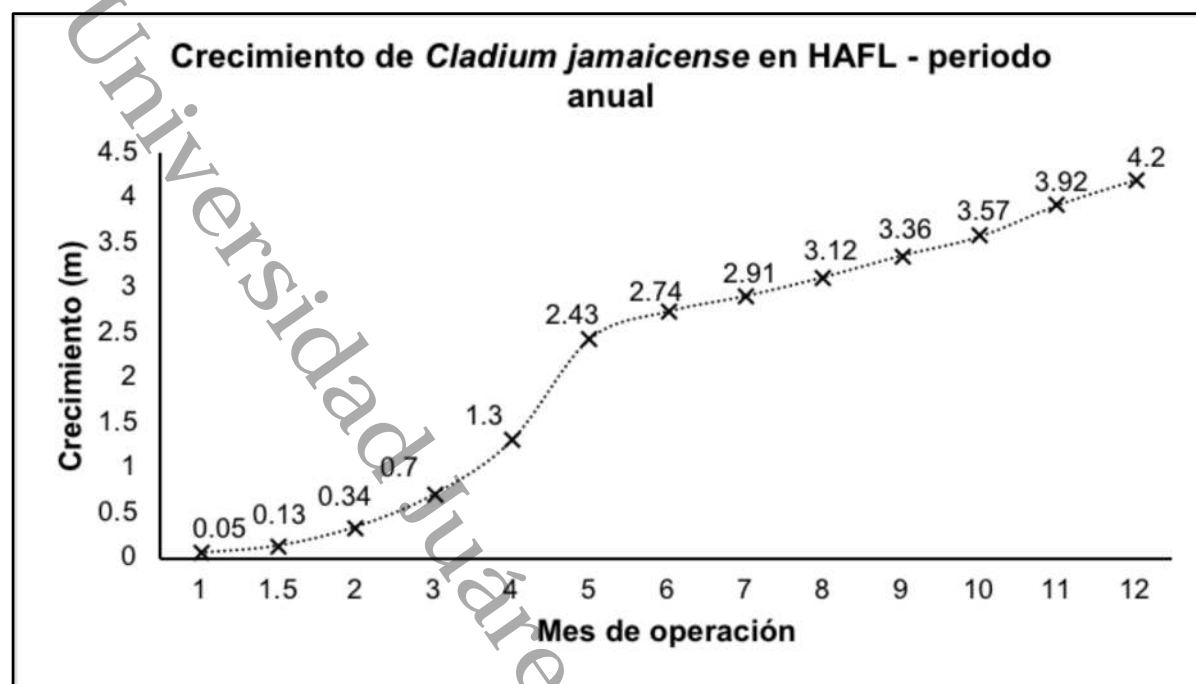


Figura 42. Crecimiento de *Cladium jamaicense* en el HAFL después de 1 año de operación ($N=30$).

El crecimiento promedio del *Cladium jamaicense* en este tratamiento fue de 4.2 m (figura 42), en comparativa con el tratamiento subsuperficial, es en promedio 50 cm menor. Poorter et al. (2012) argumentan que un espacio limitado para el desarrollo de raíces influye negativamente en el crecimiento y desarrollo de las plantas. Es probable que, al igual que en macetas, el desarrollo de la vegetación se vio desfavorecido por el medio disponible para el desarrollo de raíces, ya que en este tratamiento las plantas fueron sembradas directamente en el fondo, lo cual pudiera haber actuado como barrera limitante (figura A31 – anexo fotográfico).



Figura 43. Humedal artificial de flujo libre después de 1 año de operación.

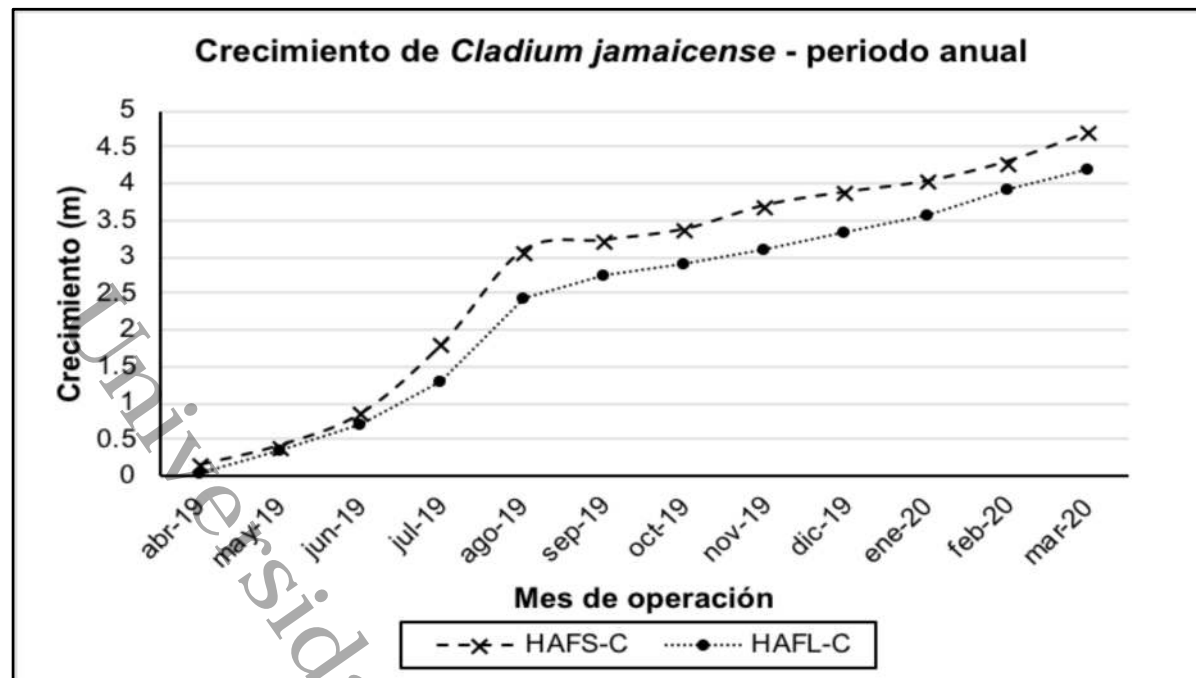


Figura 44. Crecimiento de *Cladium jamaicense* en los tratamientos evaluados – periodo anual (N=30).

En ambos tratamientos evaluados se observa que durante los meses 1 al 6 (abril – septiembre) el crecimiento fue acelerado, correspondiendo a la temporada primavera – verano (figura 44). Leto et al. (2013), argumentan que el crecimiento vegetativo máximo en los humedales artificiales coincide con las altas temperaturas y desacelera durante el periodo otoño – invierno con el descenso de las temperaturas. Así mismo, mencionan que el crecimiento se estimula nuevamente al inicio de la primavera, tal a como se comportó en esta investigación.



9.3 Gasto de operación

9.3.1 Etapa de estabilización

El gasto diario y horario de operación de los tratamientos se muestran en las figuras 45 y 46. En cuanto al gasto diario, los HAFS presentaron fluctuaciones de 202 L/d a 208 L/d y en los HAFL la fluctuación fue de 203 L/d a 208 L/d.

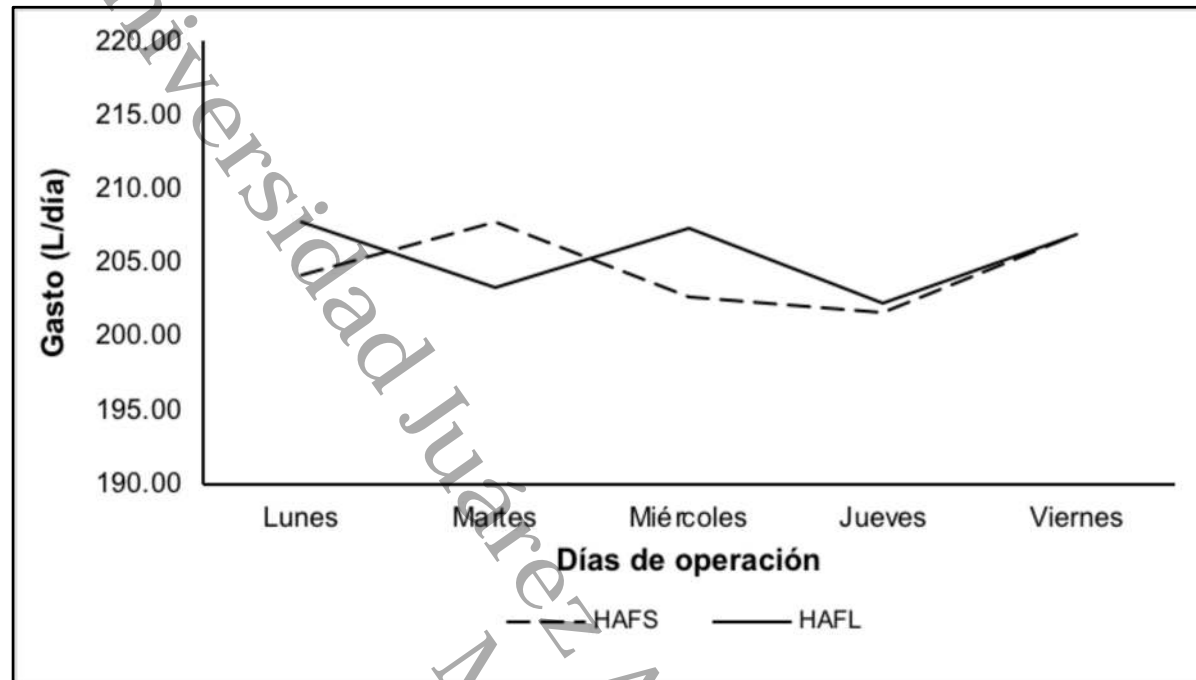


Figura 45. Gasto diario de operación – etapa de estabilización (N=20).

En cuanto al gasto horario, los HAFS presentaron fluctuaciones de 203 L/d a 205 L/d y en los HAFL la fluctuación fue de 203.5 L/d a 206.5 L/d. Estas variaciones de gasto se consideraron no significativas pues solo representan, en el mayor de los casos, un 4% del gasto de operación propuesto.

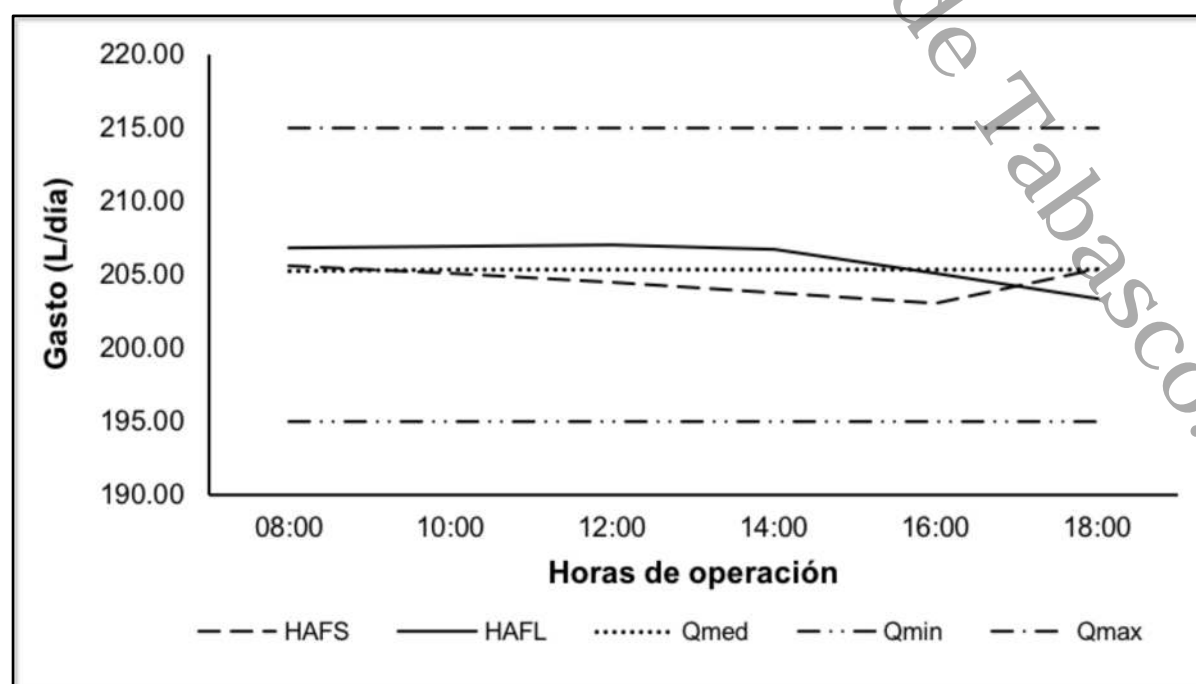


Figura 46. Gasto horario de operación – etapa de estabilización (N=20).



9.3.2 Etapa de evaluación

El gasto diario y horario de operación de los tratamientos se muestran en las figuras 47 y 48. En cuanto al gasto diario, los HAFS presentaron fluctuaciones de 215 L/d a 210 L/d y en los HAFL la fluctuación fue de 213 L/d a 210 L/d.

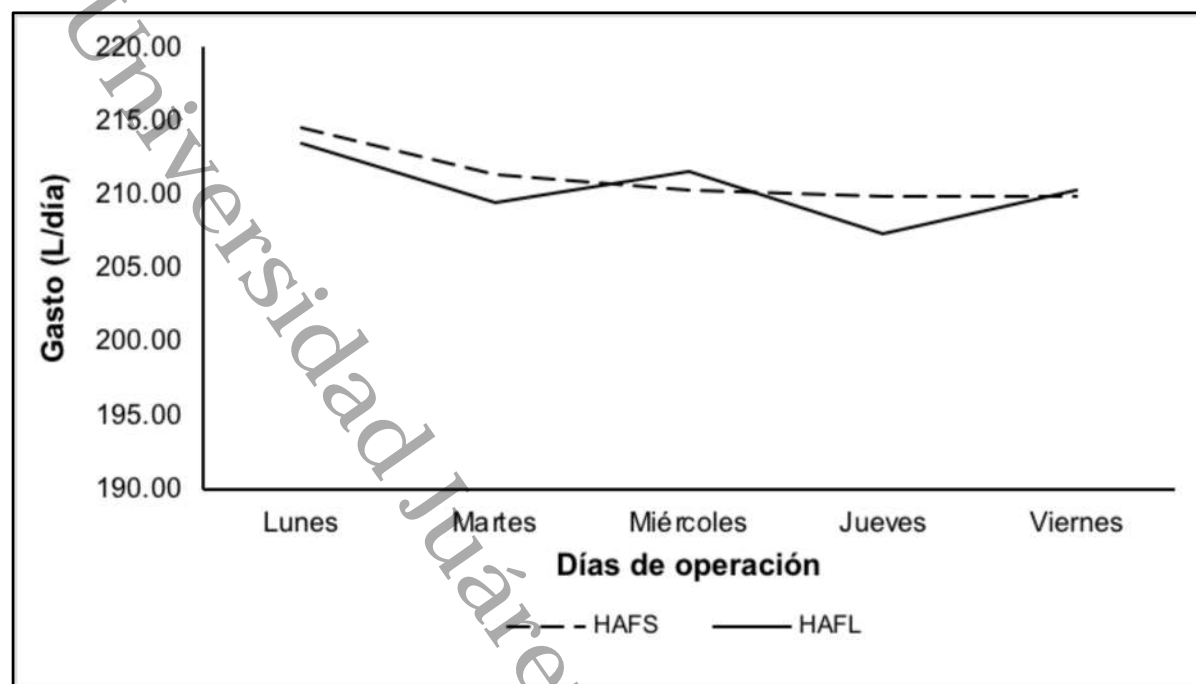


Figura 47. Gasto diario de operación – etapa de evaluación (N=20).

En cuanto al gasto horario, los HAFS presentaron fluctuaciones de 214 L/d a 210 L/d y en los HAFL la fluctuación fue de 212 L/d a 209 L/d. Estas variaciones de gasto se consideraron no significativas pues solo representan, en el mayor de los casos, un 6.9% del gasto de operación propuesto.

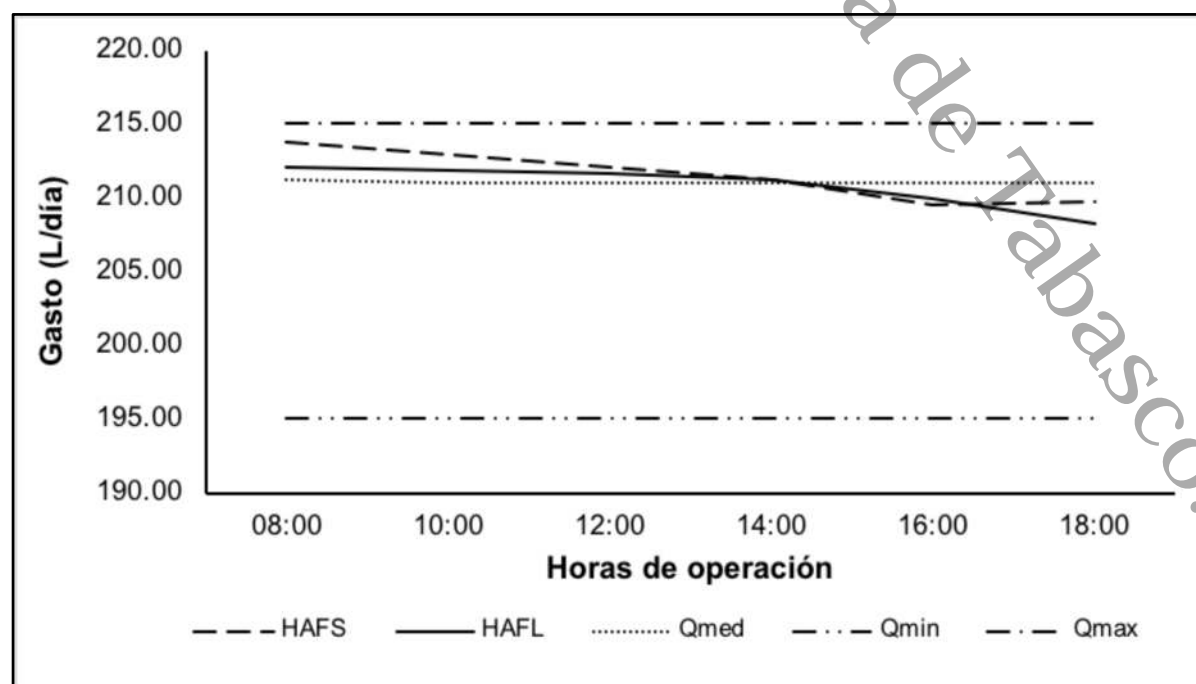


Figura 48. Gasto horario de operación – etapa de evaluación (N=20).



9.4 Calidad del agua y eficiencias de remoción

9.4.1 Etapa de estabilización

El comportamiento promedio de la calidad del agua de los tratamientos evaluados durante la etapa de estabilización se resume en la tabla 11.

Tabla 11. Valores promedios ($\pm DE$) de la calidad del agua de los tratamientos evaluados – etapa de estabilización ($N=60$).

| Parámetro | Tanque de control | HAFL-C | HAFL-B | HAFS-C | HAFS-B |
|------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|--------------------|
| pH | 7.96 \pm 0.37 | 7.52 \pm 0.22 | 7.98 \pm 0.22 | 7.40 \pm 0.19 | 7.75 \pm 0.27 |
| Temp. (°C) | 26.6 \pm 1.69 | 26.2 \pm 1.69 | 26 \pm 0.82 | 25.5 \pm 1.33 | 27 \pm 0.94 |
| CE (μ S/cm) | 1275 \pm 168.8 | 714.8 \pm 95.5 | 966.6 \pm 98.47 | 1066 \pm 45.10 | 1065.5 \pm 51.02 |
| SDT (mg/L) | 640.1 \pm 86 | 357.8 \pm 48.54 | 483.3 \pm 49.23 | 533.2 \pm 22.48 | 532.17 \pm 25.64 |
| Color a. (UC) | 1169 \pm 287.83 | 468.2 \pm 74.95 | 741.3 \pm 80.98 | 206.4 \pm 37.66 | 332 \pm 23.07 |
| Turbiedad (UNT) | 84.1 \pm 16.79 | 26.52 \pm 2.27 | 74.05 \pm 8.66 | 9.08 \pm 2 | 22.77 \pm 1.67 |
| DQO (mg/L) | 216 \pm 13.47 | 51.8 \pm 5.97 | 166.3 \pm 10.37 | 20.6 \pm 1.95 | 46.4 \pm 4.34 |
| SST (mg/L) | 224.4 \pm 31.93 | 84.6 \pm 6.66 | 157 \pm 22.35 | 30.2 \pm 5.07 | 64.1 \pm 5.34 |

A continuación, se interpretan los valores de efluente obtenidos por tipo de tratamiento.

9.4.1.1 Potencial de hidrógeno

El pH del agua residual sin tratar (Tanque de control) fue de 8.04 (Q_1 7.60 y Q_3 8.16). La prueba de Kruskal-Wallis para el contraste de medianas indicó que existen diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.05$) entre los tratamientos evaluados con un 95% de confianza. El valor mediano más bajo de pH se encontró en el HAFS-C de 7.35 (Q_1 7.27 y Q_3 7.59), seguido del HAFL-C con 7.46 (Q_1 7.37 y Q_3 7.7). Los valores medianos más altos se encontraron en el HAFL-B y HAFS-B con 8 (Q_1 7.9 y Q_3 8.02) y 7.79 (Q_1 7.68 y Q_3 7.89) respectivamente.

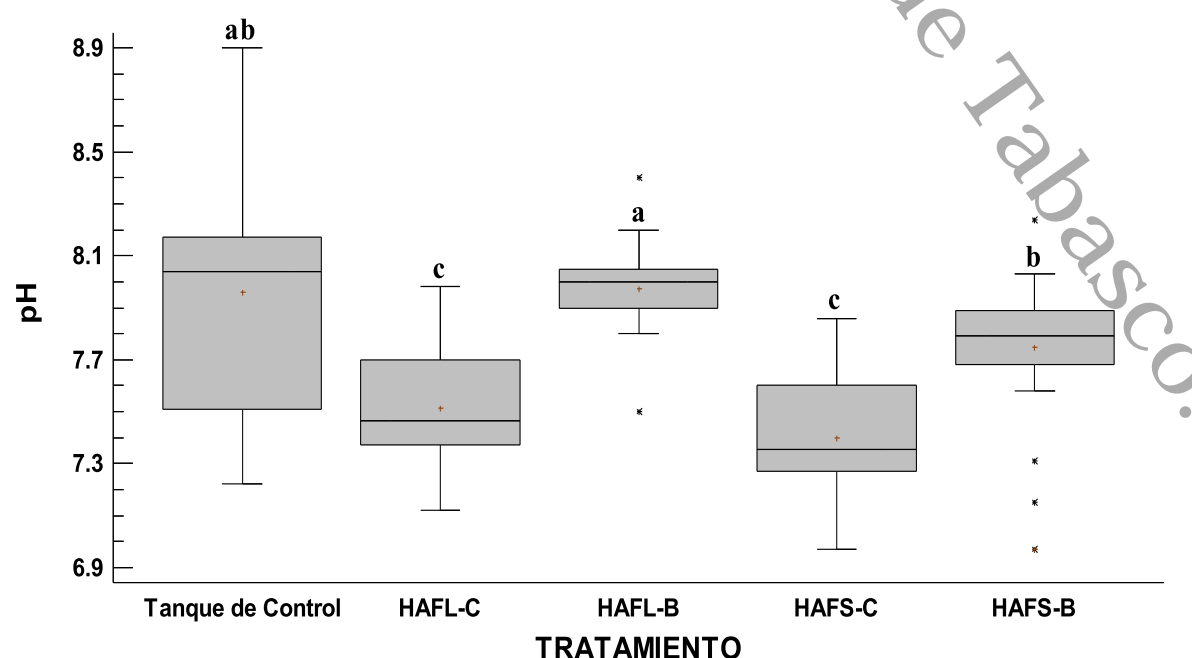


Figura 49. Valores medianos ($\pm Q_1, Q_3$) de pH – etapa de estabilización. Letras diferentes indican diferencias ($p < 0.05$) con un nivel de confianza del 95% ($N=40$).



En la figura 49 se observa que todos los tratamientos con vegetación presentaron valores cercanos a neutros (7.35 y 7.46), que inicialmente en la etapa de arranque se encontraron muy cercanos a 9. Así mismo se observa que los tratamientos sin vegetación no consiguen bajar el pH al igual que los tratamientos con vegetación.

9.4.1.2 Temperatura

La temperatura del agua residual sin tratar (Tanque de control) fue de 26.75 °C (Q₁ 25.4 y Q₃ 27.7). La prueba de Kruskal-Wallis para el contraste de medianas indicó que existen diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.05$) entre los tratamientos evaluados con un 95% de confianza. El valor mediano más bajo de temperatura se encontró en el HAFS-C de 25.5 °C (Q₁ 24.8 y Q₃ 26.17), seguido del HAFL-C con 26.15 °C (Q₁ 24.92 y Q₃ 27.25). Los valores medianos más altos se encontraron en el HAFS-B y HAFL-B con 27 °C (Q₁ 26.5 y Q₃ 27.6) y 27.2 °C (Q₁ 26.9 y Q₃ 27.4) respectivamente.

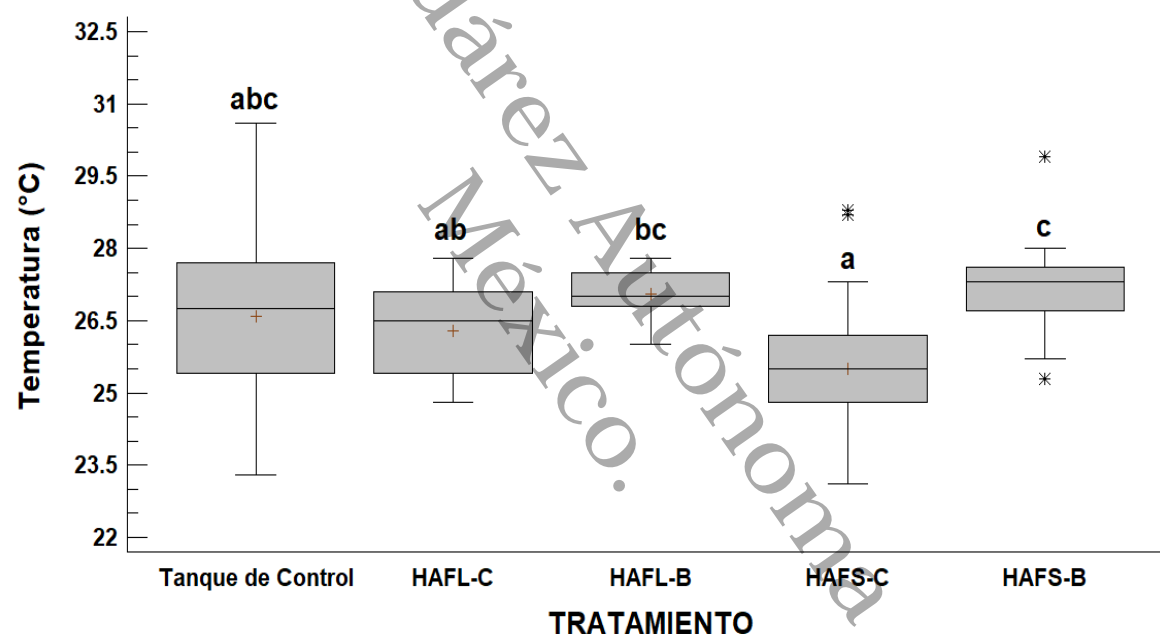


Figura 50. Valores medianos (\pm Q₁, Q₃) de temperatura – etapa de estabilización. Letras diferentes indican diferencias ($p < 0.05$) con un nivel de confianza del 95% ($N=40$).

En la figura 50 se observa que solo el tratamiento HAFS-C logra disminuir la temperatura del agua en al menos un grado, debido a la alta densidad de biomasa aérea que se produjo. Así mismo se observa que el HAFL-C disminuye muy poco la temperatura debido a que solo la mitad de este tratamiento contenía cubierta vegetal, esta incidencia se observa con mayor significancia en los tratamientos sin vegetación en los que la temperatura mostró un incremento.

9.4.1.3 Conductividad eléctrica

La conductividad eléctrica (CE) del agua residual sin tratar (Tanque de control) fue de 1334.5 μ S/cm (Q₁ 1124.25 y Q₃ 1435.5). La prueba de Kruskal-Wallis para el contraste de medianas indicó que existen diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.05$) entre los tratamientos evaluados con un 95% de confianza.



El valor mediano más bajo de CE se encontró en el HAFL-C de 686.5 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Q_1 632.25 y Q_3 807.5), seguido del HAFL-B con 1000.88 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Q_1 907.87 y Q_3 1019.43). Los valores medianos más altos se encontraron en el HAFS-C y HAFS-B con 1061 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Q_1 1023.5 y Q_3 1107.5) y 1060 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Q_1 1015 y Q_3 1092) respectivamente.

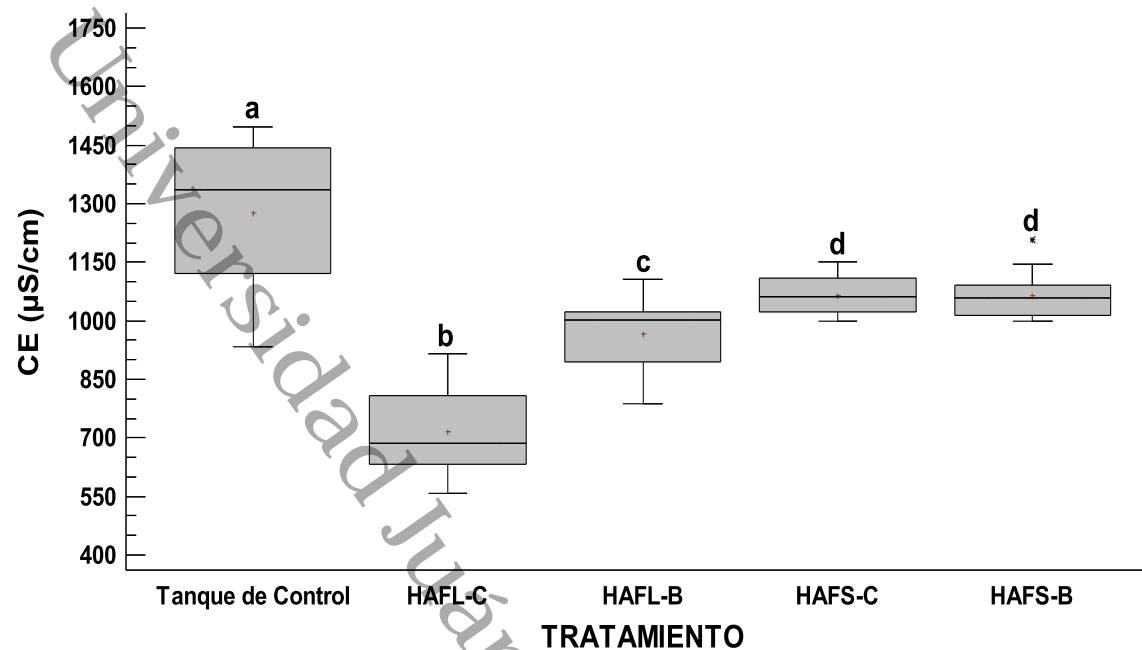


Figura 51. Valores medianos ($\pm Q_1, Q_3$) de CE – etapa de estabilización. Letras diferentes indican diferencias ($p < 0.05$) con un nivel de confianza del 95% ($N=40$).

La figura 51 muestra que solo los tratamientos de flujo libre (HAFL-C y HAFL-B) logran disminuir la conductividad eléctrica (44% y 24% de remoción). En cambio, aun después de seis meses de operación, los tratamientos de flujo subsuperficial (HAFS-C y HAFS-B) solo logran disminuir la conductividad eléctrica en un 16%, esto significa que tanto la vegetación como el medio de soporte utilizado, no contribuyen en la retención de iones, y que la reducción de la conductividad eléctrica en los tratamientos de flujo libre pudiera deberse a otros factores como la presencia de microalgas.

9.4.1.4 Sólidos disueltos totales

Los sólidos disueltos totales (SDT) del agua residual sin tratar (Tanque de control) fue de 667.5 mg/L (Q_1 564 y Q_3 718.75). La prueba de Kruskal-Wallis para el contraste de medianas indicó que existen diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.05$) entre los tratamientos evaluados con un 95% de confianza. El valor mediano más bajo de SDT se encontró en el HAFL-C de 343 mg/L (Q_1 316.25 y Q_3 403.75), seguido del HAFL-B con 500.44 mg/L (Q_1 453.93 y Q_3 509.71). Los valores medianos más altos se encontraron en el HAFS-C y HAFS-B con 531 mg/L (Q_1 511.75 y Q_3 553.75) y 530 mg/L (Q_1 508 y Q_3 545) respectivamente.

En la figura 52 se observa que nuevamente los tratamientos de flujo libre (HAFL-C y HAFL-B) logran disminuir la concentración de SDT (44% y 24% de remoción), al igual que la conductividad eléctrica.

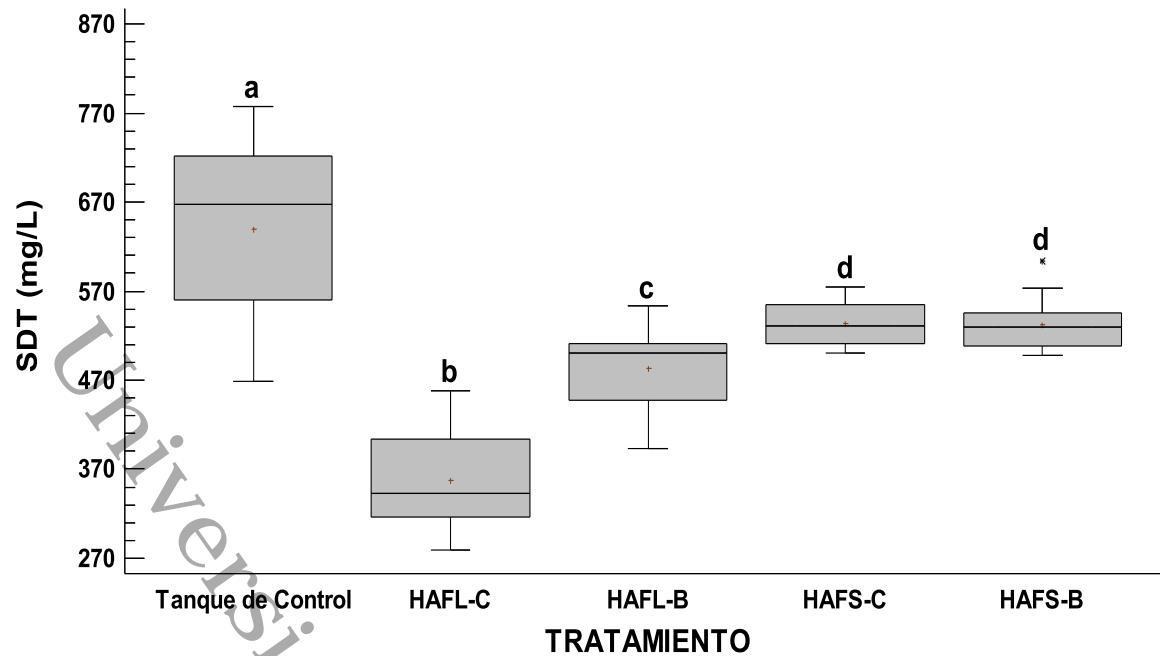


Figura 52. Valores medianos ($\pm Q_1, Q_3$) de SDT – etapa de estabilización. Letras diferentes indican diferencias ($p < 0.05$) con un nivel de confianza del 95% ($N=40$).

Estos parámetros están ligados debido a que el agua puede conducir la electricidad debido a los sólidos ionizantes que en ella se encuentra, por lo que un aumento en la concentración sólidos provocará que la conductividad aumente.

9.4.1.5 Turbiedad

La turbiedad del agua residual sin tratar (Tanque de control) fue de 85.5 UNT (Q_1 69.85 y Q_3 98.57). La prueba de Kruskal-Wallis para el contraste de medianas indicó que existen diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.05$) entre los tratamientos evaluados con un 95% de confianza. El valor mediano más bajo de turbiedad se encontró en el HAFS-C de 8.35 UNT (Q_1 7.7 y Q_3 9.9), seguido del HAFS-B con 22.7 UNT (Q_1 21.3 y Q_3 24). Los valores medianos más altos se encontraron en el HAFL-B y HAFL-C con 77.12 UNT (Q_1 68.7 y Q_3 79.34) y 26.2 UNT (Q_1 25.1 y Q_3 27.97) respectivamente.

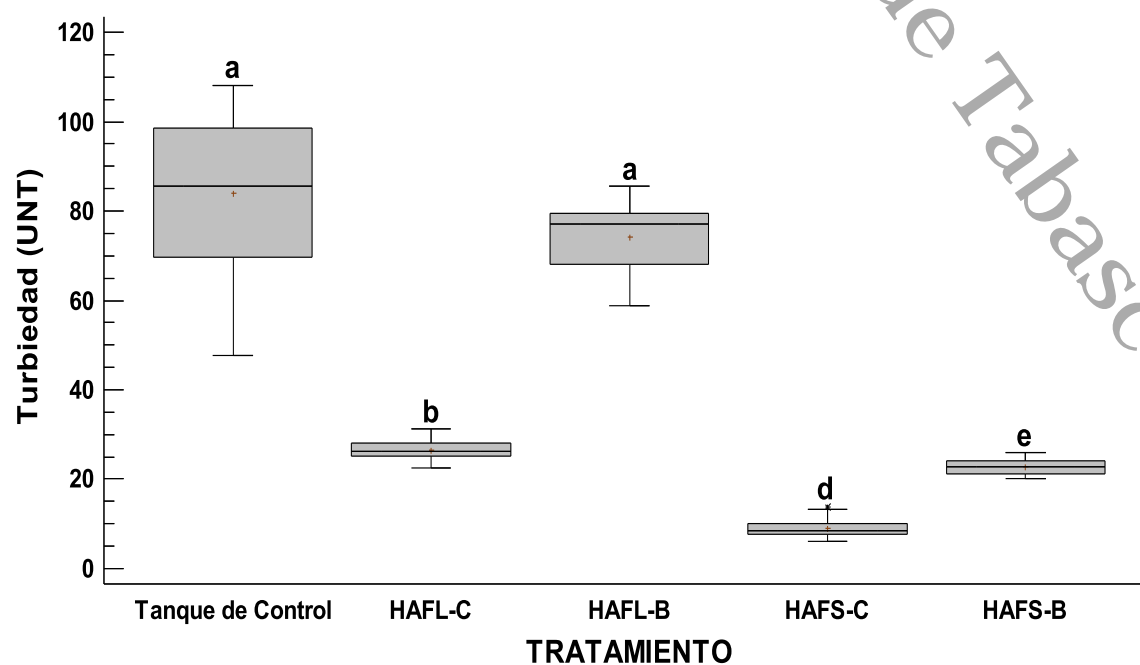


Figura 53. Valores medianos ($\pm Q_1, Q_3$) de turbiedad – etapa de estabilización. Letras diferentes indican diferencias ($p < 0.05$) con un nivel de confianza del 95% ($N=40$).



En la figura 53 se observa que los tratamientos de flujo subsuperficial (HAFS-C y HAFS-B) reducen más las unidades de turbiedad en 89% y 73% respectivamente. Esta gran reducción principalmente se debe a que el medio de soporte ocupa más del 50% del volumen operativo total del tratamiento, por lo que la retención de sólidos es mayor, y particularmente en el tratamiento HAFS-C es aún mayor debido a que las plantas desarrollan sus raíces en todo el medio, lo cual también contribuye en la retención de sólidos. Por su parte el tratamiento HAFL-C muestra una reducción del 68%, bastante cercana con el tratamiento HAFS-B, a pesar de que el volumen de medio de soporte es mucho menor.

9.4.1.6 Color aparente

El color aparente del agua residual sin tratar (Tanque de control) fue de 1131.5 UC (Q_1 979.25 y Q_3 1367.25). La prueba de Kruskal-Wallis para el contraste de medianas indicó que existen diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.05$) entre los tratamientos evaluados con un 95% de confianza. El valor mediano más bajo de color aparente se encontró en el HAFS-C de 196.5 UC (Q_1 180 y Q_3 221.5), seguido del HAFS-B con 330 UC (Q_1 313 y Q_3 349). Los valores medianos más altos se encontraron en el HAFL-B y HAFL-C con 780.5 UC (Q_1 671.67 y Q_3 791.65) y 449.5 UC (Q_1 399.25 y Q_3 525.5) respectivamente.

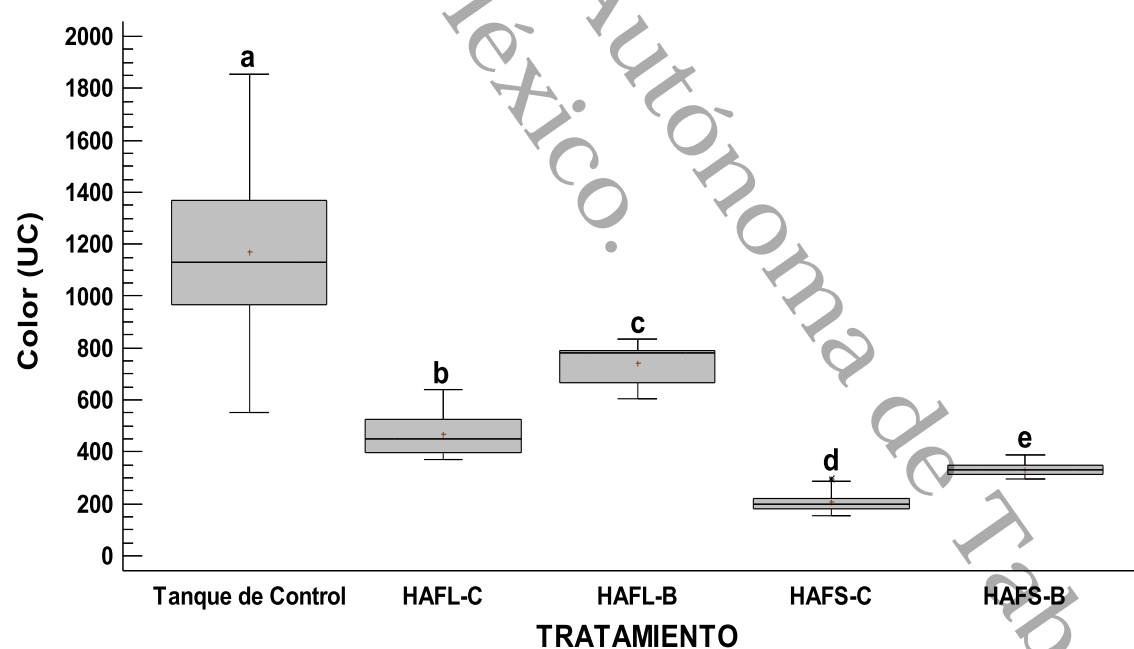


Figura 54. Valores medianos ($\pm Q_1, Q_3$) de color aparente – etapa de estabilización. Letras diferentes indican diferencias ($p < 0.05$) con un nivel de confianza del 95% ($N=40$).

En la figura 54 se observa que los tratamientos que presentan la mayor remoción del color aparente son el HAFS-C y HAFS-B, con eficiencias del 82% y 72% respectivamente. Al igual que la turbiedad, el color aparente es ocasionado por aquellos sólidos suspendidos y material disuelto, por lo que la remoción del color en estos tratamientos es principalmente por procesos físicos. En cambio, el tratamiento HAFL-C alcanza eficiencias del 60% y el tratamiento HAFL-B del 37%.



9.4.1.7 Demanda química de oxígeno

La demanda química de oxígeno (DQO) del agua residual sin tratar (Tanque de control) fue de 218 mg/L (Q_1 209 y Q_3 221). La prueba de Kruskal-Wallis para el contraste de medianas indicó que existen diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.05$) entre los tratamientos evaluados con un 95% de confianza. El valor mediano más bajo de DQO se encontró en el HAFS-C de 20 mg/L (Q_1 20 y Q_3 22), seguido del HAFS-B con 44 mg/L (Q_1 44 y Q_3 50). Los valores medianos más altos se encontraron en el HAFL-B y HAFL-C con 167.8 mg/L (Q_1 160.9 y Q_3 170.1) y 52 mg/L (Q_1 50 y Q_3 55) respectivamente.

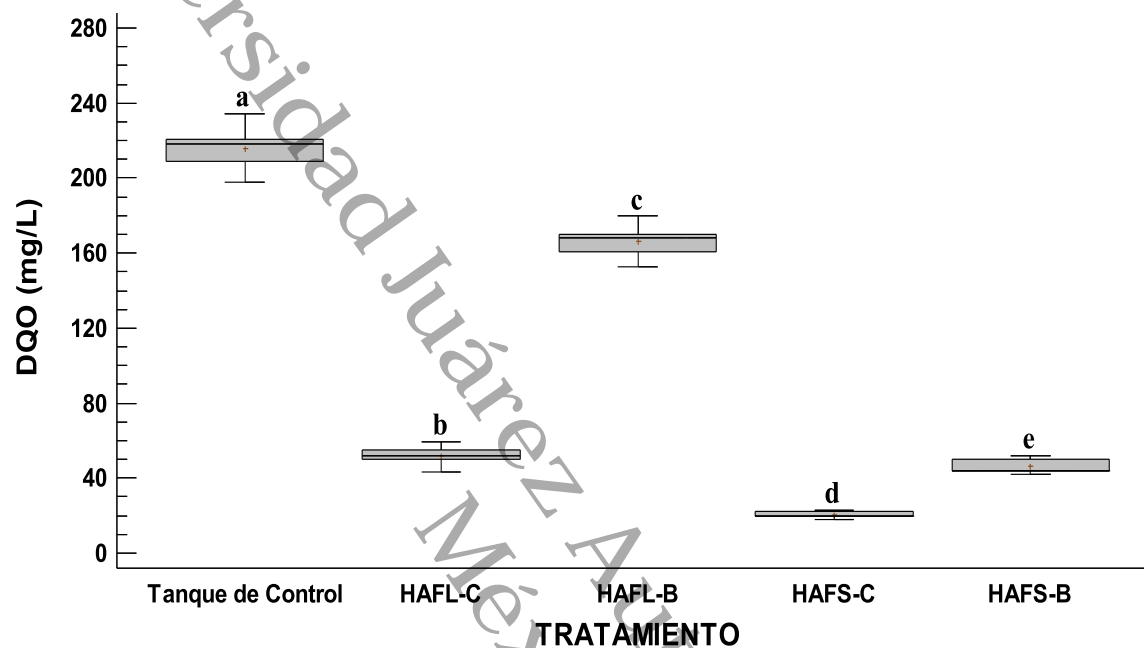


Figura 55. Valores medianos ($\pm Q_1, Q_3$) de DQO – etapa de estabilización. Letras diferentes indican diferencias ($p < 0.05$) con un nivel de confianza del 95% ($N=40$).

En la figura 55 se observa que el tratamiento que consigue la mayor eficiencia de remoción de DQO es el HAFS-C con 90% de remoción. Principalmente la baja concentración de DQO en este tratamiento se debe a la degradación biológica, ya que, al tratarse de un agua residual sanitaria la DQO está en su mayoría compuesta por material orgánico biodegradable. La concentración de DQO en el tratamiento HAFL-C es el doble en comparativa con el tratamiento HAFS-C, lo cual significa que no es un tratamiento competente y que incluso, se pueden obtener mejores eficiencias de DQO utilizando un tratamiento sin vegetación ($HAFS-B < HAFL-C$).

9.4.1.8 Sólidos suspendidos totales

Los sólidos suspendidos totales (SST) del agua residual sin tratar (Tanque de control) fue de 241 mg/L (Q_1 195 y Q_3 247). La prueba de Kruskal-Wallis para el contraste de medianas indicó que existen diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.05$) entre los tratamientos evaluados con un 95% de confianza. El valor mediano más bajo de SST se encontró en el HAFS-C de 29 mg/L (Q_1 26 y Q_3 35), seguido del HAFS-B con 62.5 mg/L (Q_1 61.2 y Q_3 68.4). Los valores medianos más altos se encontraron en el HAFL-B y HAFL-C con 168.7 mg/L (Q_1 136.5 y Q_3 172.9) y 82 mg/L (Q_1 81 y Q_3 87) respectivamente.

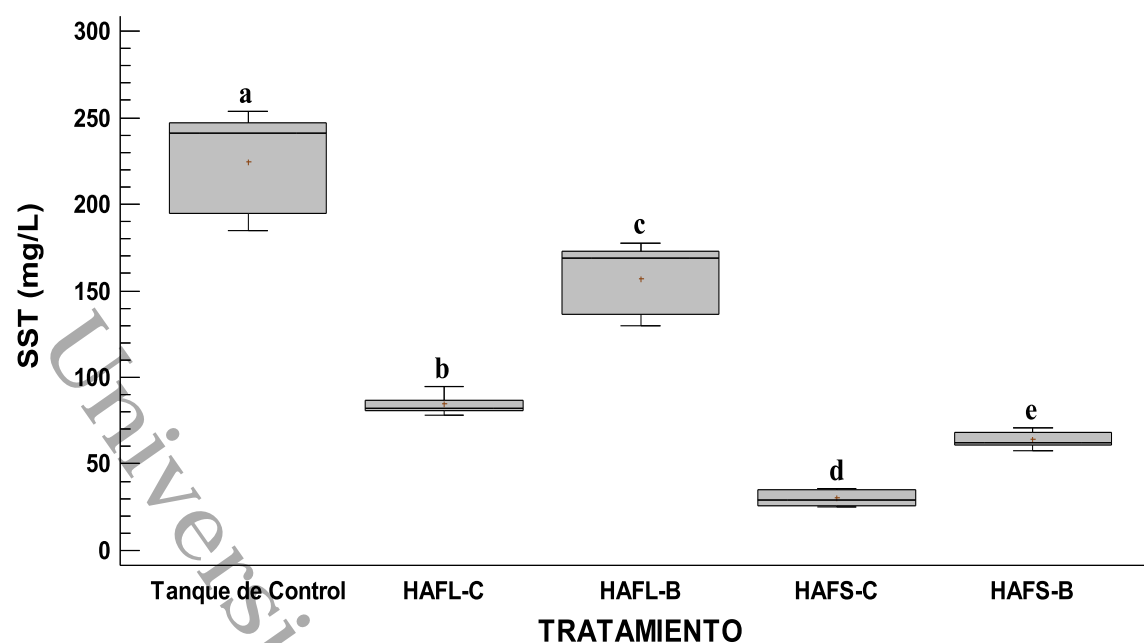


Figura 56. Valores medianos ($\pm Q_1, Q_3$) de SST – etapa de estabilización. Letras diferentes indican diferencias ($p < 0.05$) con un nivel de confianza del 95% ($N=40$).

En la Figura 56 se observa que los tratamientos de flujo subsuperficial (HAFS-C y HAFS-B) son los que remueven la mayor concentración de SST, principalmente debido al mayor volumen de medio poroso en comparativa con los tratamientos de flujo libre (HAFL-C y HAFL-B). Particularmente en el HAFS-C la reducción es mayor debido a que aparte del medio poroso, las raíces de las plantas contribuyen en la filtración, retención y sedimentación de sólidos.

El resumen de las eficiencias de remoción de calidad del agua obtenidas por todos los tratamientos evaluados durante la etapa de estabilización se muestra en la tabla 12.

Tabla 12. Eficiencias de remoción de los tratamientos evaluados – etapa de estabilización ($N=60$).

| Parámetro | Eficiencias de remoción (%) | | | |
|-----------------------------|-----------------------------|--------|--------|--------|
| | HAFL-C | HAFL-B | HAFS-C | HAFS-B |
| pH | 5.60 | -0.17 | 7.05 | 2.68 |
| Temperatura | 1.35 | 2.27 | 4.09 | -1.58 |
| Conductividad eléctrica | 43.94 | 24.20 | 16.41 | 16.44 |
| Sólidos disueltos totales | 44.10 | 24.50 | 16.71 | 16.78 |
| Color aparente | 59.95 | 36.58 | 82.34 | 71.60 |
| Turbiedad | 68.47 | 11.95 | 89.20 | 72.92 |
| Demanda química de oxígeno | 76.02 | 23 | 90.46 | 78.52 |
| Sólidos suspendidos totales | 62.30 | 30 | 86.54 | 71.42 |

Hasta esta etapa de estabilización con el tratamiento HAFS-C se obtienen las mayores eficiencias de remoción (82% para color, 89% para turbiedad, 90% para D.Q.O. y 87% para S.S.T.), con la excepción de los parámetros C.E. y S.D.T. para los cuales sólo se alcanzan eficiencias del 16% y 17%. En cambio, el tratamiento HAFL-C alcanza eficiencias para C.E. y S.D.T. del 44%, y mayores al 55% para el resto de los parámetros.



9.4.2 Etapa de evaluación

El comportamiento promedio de la calidad del agua de los tratamientos evaluados durante la etapa de evaluación se resume en la tabla 13.

Tabla 13. Valores promedios ($\pm DE$) de la calidad del agua de los tratamientos evaluados – etapa de evaluación ($N=40$).

| Parámetro | Tanque de control | HAFL-C | HAFL-B | HAFS-C | HAFS-B |
|------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|--------------------|
| pH | 8.67 \pm 0.21 | 8.02 \pm 0.20 | 9.05 \pm 0.14 | 7.57 \pm 0.16 | 7.71 \pm 0.09 |
| Temp. (°C) | 26.68 \pm 0.57 | 24.83 \pm 0.23 | 26.27 \pm 0.25 | 23.35 \pm 0.58 | 24.93 \pm 0.46 |
| CE (μ S/cm) | 1949 \pm 90.12 | 1745 \pm 106.69 | 1336.5 \pm 21.7 | 1927.5 \pm 46 | 1978.7 \pm 19.26 |
| SDT (mg/L) | 975 \pm 45.03 | 872.5 \pm 54.73 | 668.2 \pm 10.85 | 963.3 \pm 24.24 | 989.3 \pm 9.66 |
| Color a. (UC) | 1320 \pm 138.6 | 263.6 \pm 22.28 | 1869.2 \pm 13 | 350 \pm 14.81 | 691.8 \pm 12.24 |
| Turbiedad (UNT) | 96.48 \pm 7.3 | 12.6 \pm 2.81 | 121.3 \pm 7.65 | 24.43 \pm 1.33 | 49.12 \pm 1.46 |
| DQO (mg/L) | 306.6 \pm 8.82 | 44 \pm 3.32 | 258.4 \pm 10.27 | 29.2 \pm 1.64 | 120.2 \pm 1.92 |
| SST (mg/L) | 244 \pm 7.88 | 30.22 \pm 6.41 | 280.5 \pm 8.6 | 52.5 \pm 3.8 | 127.7 \pm 5.5 |

A continuación, se discuten los valores de efluente obtenidos por tipo de tratamiento con base a investigaciones a nivel nacional e internacional y su cumplimiento normativo.

9.4.2.1 Potencial de hidrógeno

El pH del agua residual sin tratar (Tanque de control) fue de 8.67 \pm 0.21. La prueba de ANDEVA para el contraste de medias indicó que existen diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.05$) entre los tratamientos evaluados con un 95% de confianza. El valor medio más bajo de pH se encontró en el HAFS-C de 7.57 \pm 0.16, seguido del HAFS-B con 7.71 \pm 0.09. Los valores medios más altos se encontraron en el HAFL-C y HAFL-B con 8.02 \pm 0.20 y 9.05 \pm 0.14 respectivamente.

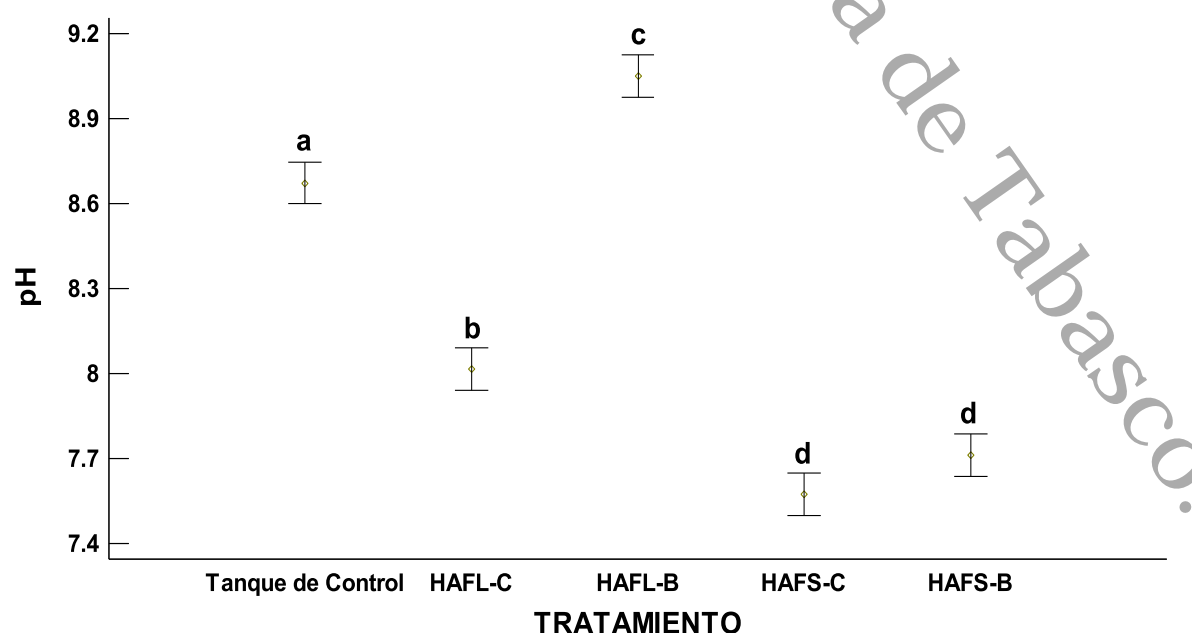


Figura 57. Valores medios ($\pm DE$) de pH – etapa de evaluación. Letras diferentes indican diferencias ($p < 0.05$) con un nivel de confianza del 95% ($N=40$).

El pH fue menor en el HAFS-C en comparación con el tratamiento no plantado (HAFS-B), pero no tan neutral como es frecuente en los humedales artificiales.



La disminución en el pH del efluente podría estar relacionada con procesos de biodegradación por la biopelícula en la rizosfera y en el medio de soporte (Kadlec y Wallace, 2009). Llanos-Lizcano et al. (2019) observaron disminución del pH en el efluente de sus humedales artificiales subsuperficiales con vegetación, dicha disminución fue de 8.25 a 7.45. Charris y Caselles-Osorio (2017), obtuvieron disminuciones de pH de 8 a 7 unidades en sus tratamientos por humedales artificiales. Esta disminución también fue observada en nuestros tratamientos y particularmente más marcada en el HAFS-C, de 8.67 a 7.57.

El pH también fue ligeramente alcalino en el tratamiento HAFL-C y mucho mayor en el HAFL-B y puede estar directamente relacionado con la presencia de algas, ya que en el HAFL-B el consumo de nutrientes por parte de vegetación es nulo aunado al aporte de radiación directa. Ortiz y Matsumoto (2012) argumentan que, debido a la intensa actividad fotosintética de las algas presentes en las lagunas, el pH puede incrementar a valores superiores a 10 cuando requieren cantidades mayores de CO₂ que las disponibles por los procesos de respiración y descomposición.

Los valores de pH alcanzados por los tratamientos con *Cladium jamaicense* cumplen con el límite máximo permisible de 6.5 a 8.5 unidades, propuesto por el PROY-NOM-001-SEMARNAT-2017.

9.4.2.2 Temperatura

La temperatura del agua residual sin tratar (Tanque de control) fue de 26.68±0.57 °C. La prueba de ANDEVA para el contraste de medias indicó que existen diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.05$) entre los tratamientos evaluados con un 95% de confianza. El valor medio más bajo de temperatura se encontró en el HAFS-C de 23.35±0.58 °C, seguido del HAFL-C con 24.83±0.23 °C. Los valores medios más altos se encontraron en el HAFS-B y HAFL-B con 24.93±0.46 °C y 26.27±0.25 °C respectivamente.

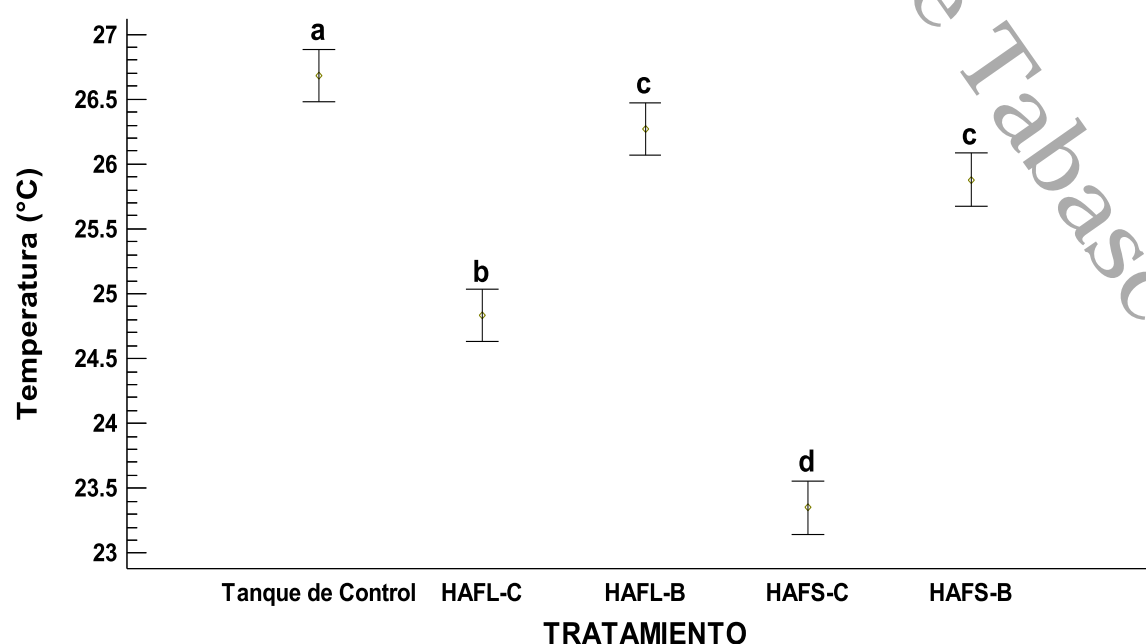


Figura 58. Valores medios (±DE) de temperatura – etapa de evaluación. Letras diferentes indican diferencias ($p < 0.05$) con un nivel de confianza del 95% ($N=40$).



En la figura 58, se observa que el tratamiento HAFS-C reduce 3.33 °C, el cual está directamente relacionado la alta densidad de plantas que este tratamiento desarrolló (130.3 plantas/m²). Charris y Caselles-Osorio (2016), obtuvieron una disminución similar de la temperatura de hasta 2.3 °C en su efluente tratado con humedales artificiales con *Echinochloa colonum*. Sin embargo, Hua et al. (2017) señala que la baja temperatura del agua puede limitar la actividad microbiana, lo cual puede contribuir en la reducción temporal de la degradación del material orgánico.

Así mismo, se observa que, en los tratamientos sin vegetación la disminución de la temperatura es menor, lo cual concuerda con lo expuesto por Quintero (2014), quien en su estudio argumenta que los humedales artificiales con plantación vegetal mantienen temperaturas por debajo de sus testigos (sin plantar).

Los valores de temperatura alcanzados por los tratamientos con *Cladium jamaicense* cumplen con el límite máximo permisible de 35 °C, propuesto por el PROY-NOM-001-SEMARNAT-2017.

9.4.2.3 Conductividad eléctrica

La conductividad eléctrica (CE) del agua residual sin tratar (Tanque de control) fue de 1960 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Q₁ 1892.5 y Q₃ 1977.5). La prueba de Kruskal-Wallis para el contraste de medianas indicó que existen diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.05$) entre los tratamientos evaluados con un 95% de confianza. El valor mediano más bajo de CE se encontró en el HAFL-B de 1332.5 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Q₁ 1321.25 y Q₃ 1347.5), seguido del HAFL-C con 1740 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Q₁ 1652.5 y Q₃ 1790). Los valores medianos más altos se encontraron en el HAFS-C y HAFS-B, con 1930 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Q₁ 1902.5 y Q₃ 1958.75) y 1986.5 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Q₁ 1965 y Q₃ 1990) respectivamente.

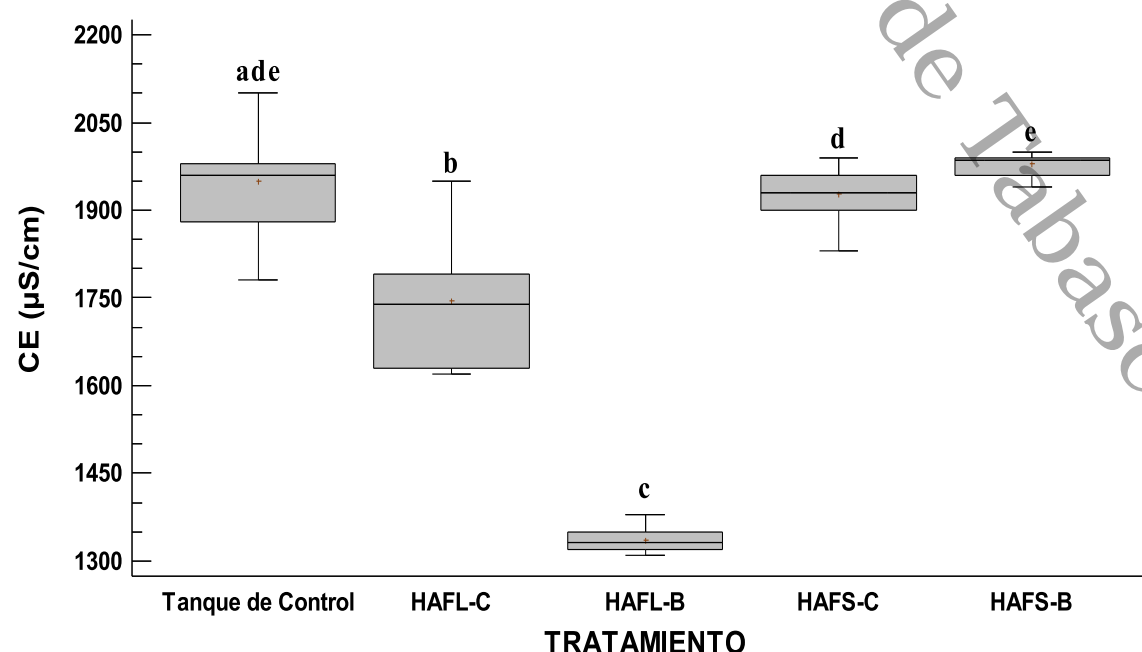


Figura 59. Valores medianos (\pm Q₁, Q₃) de CE – etapa de evaluación. Letras diferentes indican diferencias ($p < 0.05$) con un nivel de confianza del 95% (N=40).



Al igual que en la fase de estabilización, nuevamente se observa en que los tratamientos de flujo subsuperficial (plantados o no), no se consigue reducir los niveles de conductividad eléctrica del agua residual con respecto al tanque de control ($p > 0.05$), con lo cual se puede afirmar que no existe un efecto del medio de soporte y de las plantas en la reducción de la conductividad eléctrica en esta investigación. Esta anomalía también fue observada por Caselles-Osorio et al. (2017), Casierra-Martínez, et al. (2017), y Khalifa et al. (2020), en humedales artificiales de flujo subsuperficial plantados con *Cyperus articulatus*, *C. ligularis*, *E. colona*, y *Phragmites australis*, quienes encontraron que los niveles de conductividad eléctrica de influente y efluente eran similares.

Por otro lado, en los tratamientos de flujo libre, particularmente en el tratamiento sin vegetación (HAFL-B), sí se consigue reducir los niveles de conductividad eléctrica del agua residual, en al menos 30%. Esta reducción puede estar influenciada a la presencia de algas y otros procesos de depuración químicos como lo es la precipitación química favorecido por las condiciones de alcalinas en el sistema, efecto que pudiera suceder en menor medida en el tratamiento de flujo libre plantado.

9.4.2.4 Sólidos disueltos totales

Los sólidos disueltos totales (SDT) del agua residual sin tratar (Tanque de control) fue de 985 mg/L (Q_1 945 y Q_3 990). La prueba de Kruskal-Wallis para el contraste de medianas indicó que existen diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.05$) entre los tratamientos evaluados con un 95% de confianza. El valor mediano más bajo de SDT se encontró en el HAFL-B de 666 mg/L (Q_1 660.5 y Q_3 673.75), seguido del HAFL-C con 870 mg/L (Q_1 822.5 y Q_3 897.5). Los valores medianos más altos se encontraron en el HAFS-C y HAFS-B con 965 mg/L (Q_1 951.25 y Q_3 979.5) y 993.5 mg/L (Q_1 982.5 y Q_3 995) respectivamente.

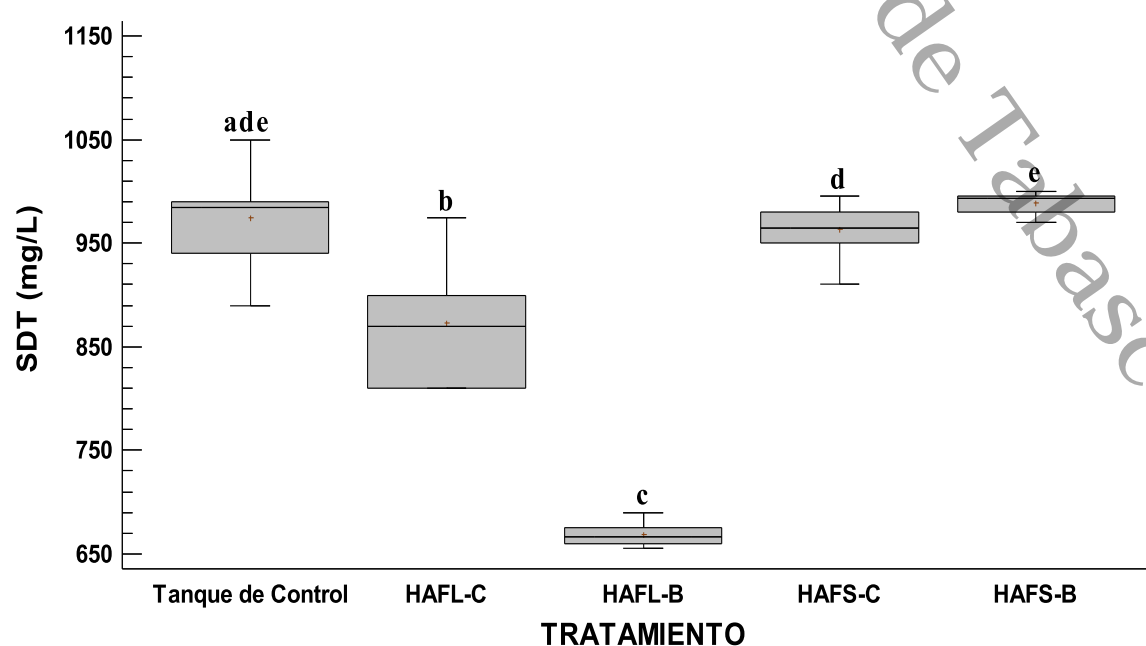


Figura 60. Valores medianos ($\pm Q_1, Q_3$) de SDT – etapa de evaluación. Letras diferentes indican diferencias ($p < 0.05$) con un nivel de confianza del 95% ($N=40$).



En la figura 60 se observa que la menor concentración de SDT se obtiene en el tratamiento control de flujo libre, esto está relacionado con lo antes expuesto de la influencia de algas en la reducción de la conductividad eléctrica. Así mismo, se puede observar que no existió reducción de SDT en los tratamientos subsuperficiales. Khalifa et al. (2020), encontraron que en sus humedales artificiales subsuperficiales plantados con *Phragmites australis*, la disminución de sólidos disueltos totales fue de 820 a 787 mg/L (4% de reducción). Comportamiento similar al encontrado en el tratamiento HAFS-C (1.2% de reducción).

9.4.2.5 Turbiedad

La turbiedad del agua residual sin tratar (Tanque de control) fue de 97.6 UNT (Q_1 91.17 y Q_3 103). La prueba de Kruskal-Wallis para el contraste de medianas indicó que existen diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.05$) entre los tratamientos evaluados con un 95% de confianza. El valor mediano más bajo de turbiedad se encontró en el HAFL-C de 12.35 UNT (Q_1 10.52 y Q_3 14.4), seguido del HAFS-C con 24.50 UNT (Q_1 23.65 y Q_3 25.40). Los valores medianos más altos se encontraron en el HAFS-B y HAFL-B con 48.75 UNT (Q_1 48.07 y Q_3 49.75) y 123 UNT (Q_1 115.75 y Q_3 127.25) respectivamente.

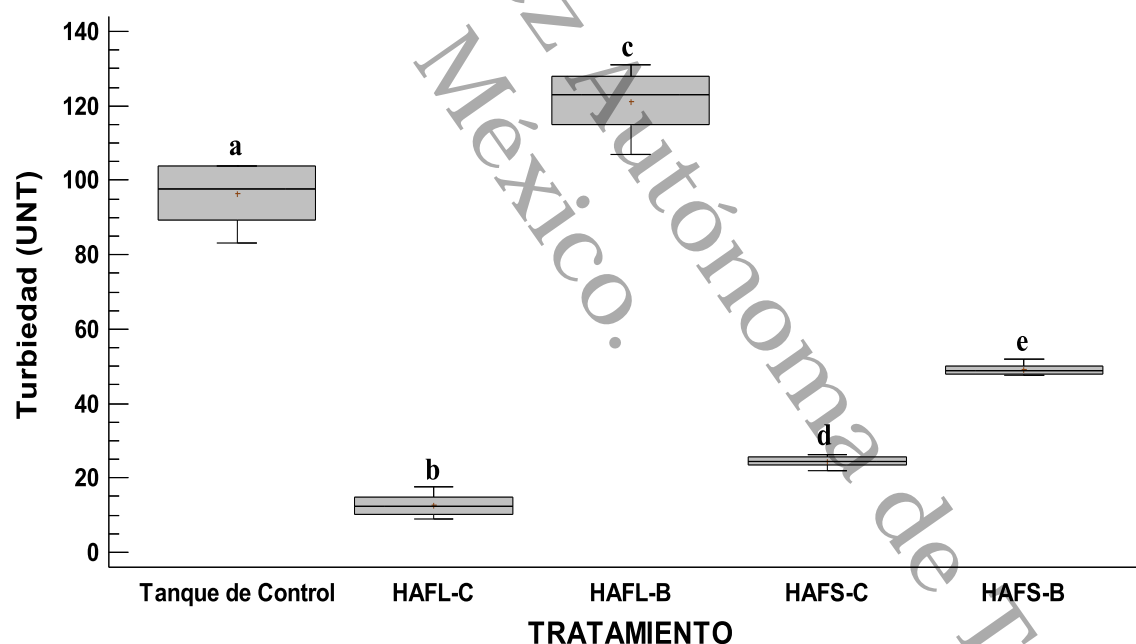


Figura 61. Valores medianos ($\pm Q_1, Q_3$) de turbiedad – etapa de evaluación. Letras diferentes indican diferencias ($p < 0.05$) con un nivel de confianza del 95% ($N=40$).

En la figura 61, se observa que con el tratamiento HAFL-C se obtienen los valores más bajos de turbiedad. Esto está relacionado con las bajas velocidades de flujo y la presencia de abundantes hojas de *Cladium jamaicense* que brotan desde el fondo y atraviesan toda la columna de agua (figura A30 – anexo fotográfico) pudiendo actuar como un medio de barrera que contribuye a una mayor reducción de la velocidad de flujo, aumentando la sedimentación de sólidos (Sabokrouhiyeh et al., 2020). Así mismo, en los tratamientos subsuperficiales en comparativa con los resultados obtenidos en la fase de estabilización, se observa que existe un incremento en la turbiedad del agua, particularmente en el tratamiento HAFS-C de 8.35 UNT (fase estabilización) a 24.5 UNT (fase evaluación).



Esto puede deberse a lo encontrado por Matos et al. (2017), quienes argumentan que la carga de sólidos, la formación de biopelículas y la ocupación de espacios vacíos por los precipitados se han identificado como los principales contribuyentes a la obstrucción de los poros de los humedales construidos con flujo subsuperficial horizontal. Así mismo, Lancheros et al. (2013) señalan que, a medida que aumentan los episodios obstrucción, el cortocircuito se intensifica causando que disminuya el tiempo de retención hidráulico y la eficiencia del tratamiento. Considerado lo antes mencionado por los autores y que en esta investigación no se contó con un pre-tratamiento, es posible que el proceso de obstrucción se haya acelerado.

Marín et al. (2016), obtuvieron una reducción de 131.36 UNT a 23.34 ± 1.89 UNT de turbiedad (82.23% de remoción) en un humedal artificial subsuperficial piloto plantado con *Phragmites australis*, a un TRH de 7 días. La reducción obtenida por el autor es similar a la obtenida en esta investigación por el tratamiento HAFS-C a un TRH de 3.37, en donde la reducción fue de 97.6 UNT a 24.5 UNT (74.68% de remoción). Solís et al. (2016), reportaron eficiencias de remoción de turbiedad del 97.1% en un humedal artificial superficial piloto plantado con *T. latifolia*, a un TRH de 7.5 días. La eficiencia de remoción alcanzada en esta investigación para el tratamiento HAFL-C (86.94%) a un TRH de 5.13 días, es cercana a la obtenida por el autor. Dada la diferencia de 2.37 días en el TRH entre ambas investigaciones, pudiera mejorar la eficiencia de remoción de la turbiedad en el tratamiento HAFS-C a valores superiores al 90%.

9.4.2.6 Color aparente

El color aparente del agua residual sin tratar (Tanque de control) fue de 1358 UC (Q_1 1257.5 y Q_3 1425). La prueba de Kruskal-Wallis para el contraste de medianas indicó que existen diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.05$) entre los tratamientos evaluados con un 95% de confianza.

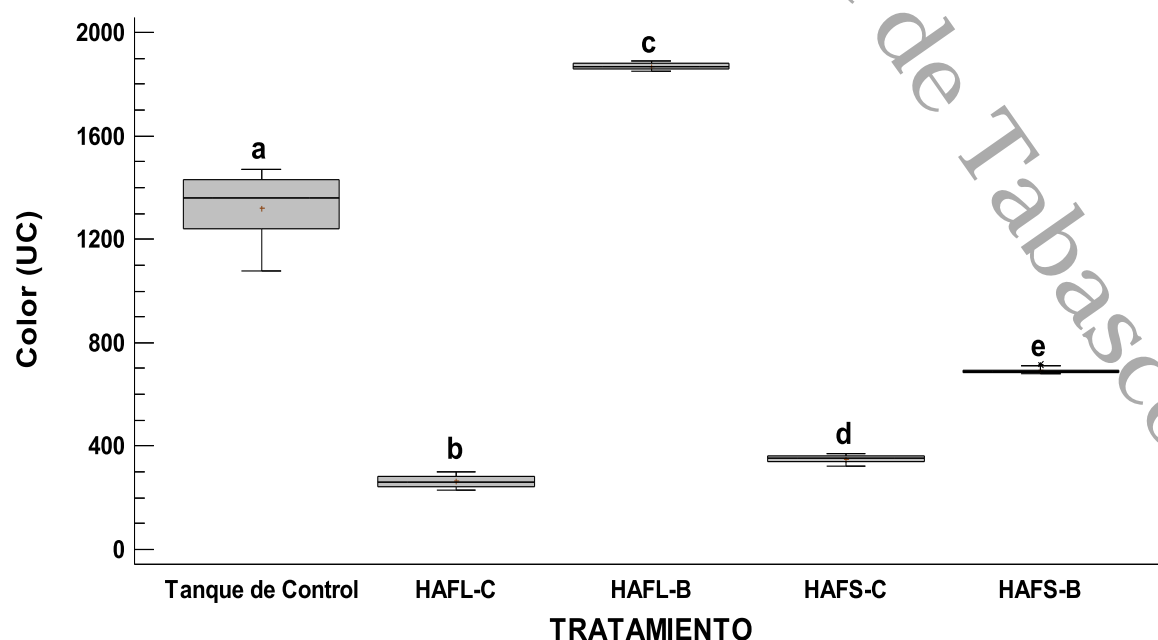


Figura 62. Valores medianos ($\pm Q_1, Q_3$) de color aparente – etapa de evaluación. Letras diferentes indican diferencias ($p < 0.05$) con un nivel de confianza del 95% ($N=40$).



El valor mediano más bajo de color aparente se encontró en el HAFL-C de 260.5 UC (Q_1 246 y Q_3 282.25), seguido del HAFS-C con 352 UC (Q_1 341.25 y Q_3 360.5). Los valores medianos más altos se encontraron en el HAFS-B y HAFL-B con 688.50 UC (Q_1 684.25 y Q_3 694.75) y 1870 UC (Q_1 1861.25 y Q_3 1879.75) respectivamente.

Solís et al. (2016), reportaron una reducción de 1424 a 236 de color aparente (83.4% de remoción) en un humedal artificial superficial piloto plantado con *T. latifolia*, a un TRH de 7.5 días. Esta reducción es similar a la obtenida en esta investigación con el tratamiento HAFL-C a un TRH de 5.13 días, en donde se observa una reducción de 1358 a 260.5 de color aparente (80.04% de remoción). López-Ocaña et al. (2019), reportaron una reducción de 1751.41 a 232.5 de color aparente (86.7% de remoción) en un humedal artificial subsuperficial piloto plantado con *T. geniculata*, a un TRH de 4.2 días. La reducción del color aparente obtenida en esta investigación es cercana a la mencionada por el autor, con el tratamiento HAFS-C a un TRH de 3.37 días, en donde se observa una reducción de 1358 a 352 de color aparente (73.5% de remoción).

9.4.2.7 Demanda química de oxígeno

La demanda química de oxígeno (DQO) del agua residual sin tratar (Tanque de control) fue de 305 mg/L (Q_1 300 y Q_3 310). La prueba de Kruskal-Wallis para el contraste de medianas indicó que existen diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.05$) entre los tratamientos evaluados con un 95% de confianza. El valor mediano más bajo de DQO se encontró en el HAFS-C de 30 mg/L (Q_1 28 y Q_3 31), seguido del HAFL-C con 45 mg/L (Q_1 43 y Q_3 46). Los valores medianos más altos se encontraron en el HAFS-B y HAFL-B con 120 mg/L (Q_1 119 y Q_3 121) y 260.8 mg/L (Q_1 250 y Q_3 265.1) respectivamente.

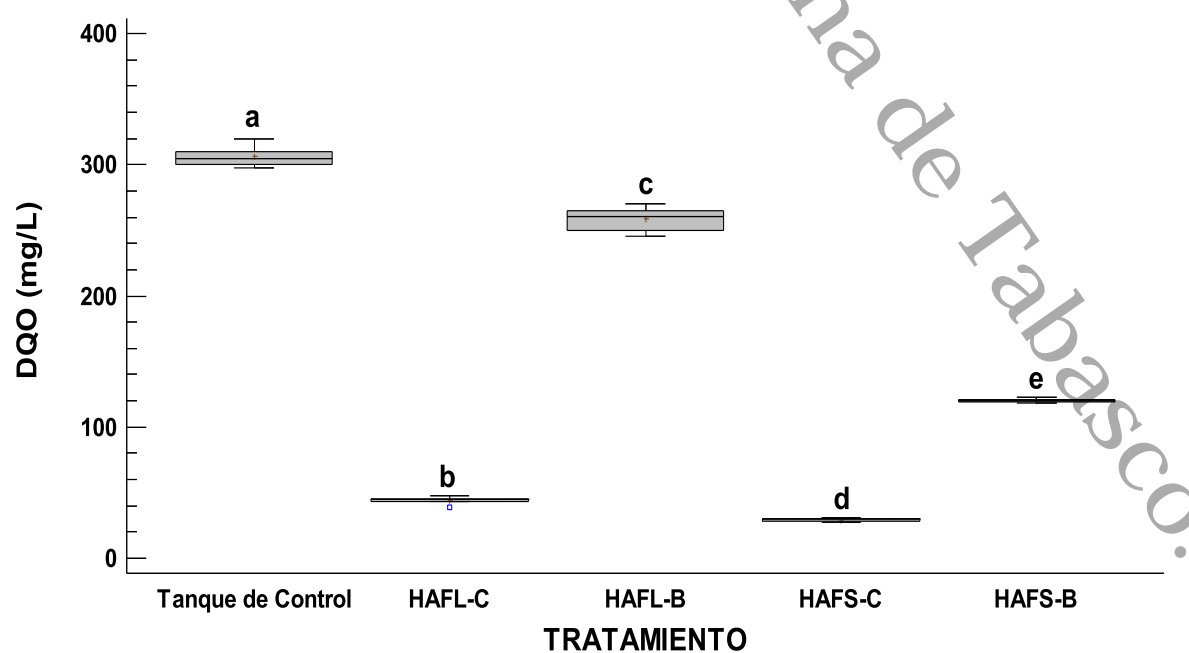


Figura 63. Valores medianos ($\pm Q_1, Q_3$) de DQO – etapa de evaluación. Letras diferentes indican diferencias ($p < 0.05$) con un nivel de confianza del 95% ($N=40$).



En la figura 63 se observa que la mayor reducción de la DQO se obtiene con el tratamiento HAFS-C. Chen et al. (2015), argumentan que las plantas en los humedales artificiales promueven la diversidad y abundancia de las comunidades microbianas, debido al suministro de oxígeno e influencia en la modificación del pH. Así mismo, Almuktar et al. (2018), menciona que la disposición del sustrato en los tratamientos de flujo subsuperficial proporciona una ruta efectiva que mejora el papel de los microorganismos (alta densidad) en el sistema para tratar varios tipos de contaminantes y además permite que ocurran mecanismos como la adsorción y la filtración.

Bharagava (2020), señala que la región rizosférica tiene diversos elementos que comprenden minerales, azúcares, vitaminas, ácidos orgánicos, polisacáridos y otros materiales orgánicos que alientan a los grupos microbianos a degradar los contaminantes de las aguas residuales. Además, los exudados de las raíces liberados por las macrófitas también pueden alterar la riqueza y diversidad de la población microbiana (Ruiz-Rueda et al., 2009). Es por ello que la baja concentración de DQO en este tratamiento se debe principalmente a la relación entre a la alta abundancia microbiana y vegetativa en el sistema.

Así mismo, en la figura 63 también se observa que en el tratamiento HAFL-C la concentración de DQO es muy cercana a la obtenida en el tratamiento HAFS-C. Badhe et al. (2014), señala que la presencia de algas en los humedales artificiales de flujo libre estimula la reducción de la DQO cuando existe una baja densidad de macrófitas. Además, Bharagava (2020), argumenta que las macrófitas de los humedales artificiales son responsables de transferir oxígeno desde sus raíces a la rizosfera, aunado a la transferencia por difusión en la fase atmósfera-agua, proporcionando mayores condiciones aerobias que mejora la degradación de contaminantes en el sistema. Por último, Almuktar et al. (2018), menciona que las altas temperaturas en las regiones tropicales aumentarán la actividad microbiana y posteriormente elevará los procesos de eliminación, lo cual puede considerarse también como un factor clave en la cercanía entre las concentraciones de efluente de DQO de los tratamientos HAFL-C y HAFS-C.

Charris y Caselles-Osorio (2016), obtuvieron una reducción de 246 ± 78.8 mg/L a 39.2 ± 24.1 mg/L de DQO (85% de remoción) en un humedal artificial subsuperficial piloto plantado con *E. colonum*, a un TRH de 3 días. Llanos-Lizcano et al. (2019), obtuvieron una reducción de 143.9 ± 56.1 mg/L a 31.5 ± 19 mg/L de DQO (82% de remoción) en un humedal artificial subsuperficial piloto plantado con *T. geniculata* a un TRH de 3 días. Dichas reducciones expuestas por ambos autores son similares a las obtenidas en esta investigación con el tratamiento HAFS-C a un TRH de 3.37 días, en donde se observa una reducción de 305 mg/L a 30 mg/L de DQO (90.48% de remoción).



Gallegos-Rodríguez et al. (2018), obtuvieron una reducción de 970.8 mg/L a 59.6 mg/L de DQO (93% de remoción), en un humedal artificial superficial piloto plantado con *Sagittaria lancifolia*, a un TRH de 6.05 días. Jiménez-López et al. (2017), obtuvieron una reducción de 376.97 ± 58.59 mg/L a 22.77 ± 2.43 mg/L de DQO (93.97% de remoción), en un humedal artificial superficial piloto plantado con *Paspalum paniculatum*, a un TRH de 5.5 días. La eficiencia de remoción alcanzada en esta investigación para el tratamiento HAFL-C (85.65%) a un TRH de 5.13 días, es cercana a las obtenidas por ambos autores.

Las concentraciones de DQO alcanzadas por los tratamientos con *Cladium jamaicense* cumplen con el límite máximo permisible (suelo – riego de áreas verdes) de 60 mg/L (promedio diario), propuesto por el PROY-NOM-001-SEMARNAT-2017.

9.4.2.8 Sólidos suspendidos totales

Los sólidos suspendidos totales (SST) del agua residual sin tratar (Tanque de control) fue de 244.06 ± 7.88 mg/L. La prueba de ANDEVA para el contraste de medias indicó que existen diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.05$) entre los tratamientos evaluados con un 95% de confianza. El valor medio más bajo de SST se encontró en el HAFL-C de 30.22 ± 6.41 mg/L, seguido del HAFS-C con 52.55 ± 3.81 mg/L. Los valores medios más altos se encontraron en el HAFS-B y HAFL-B con 127.74 ± 5.52 mg/L y 280.54 ± 8.60 mg/L respectivamente.

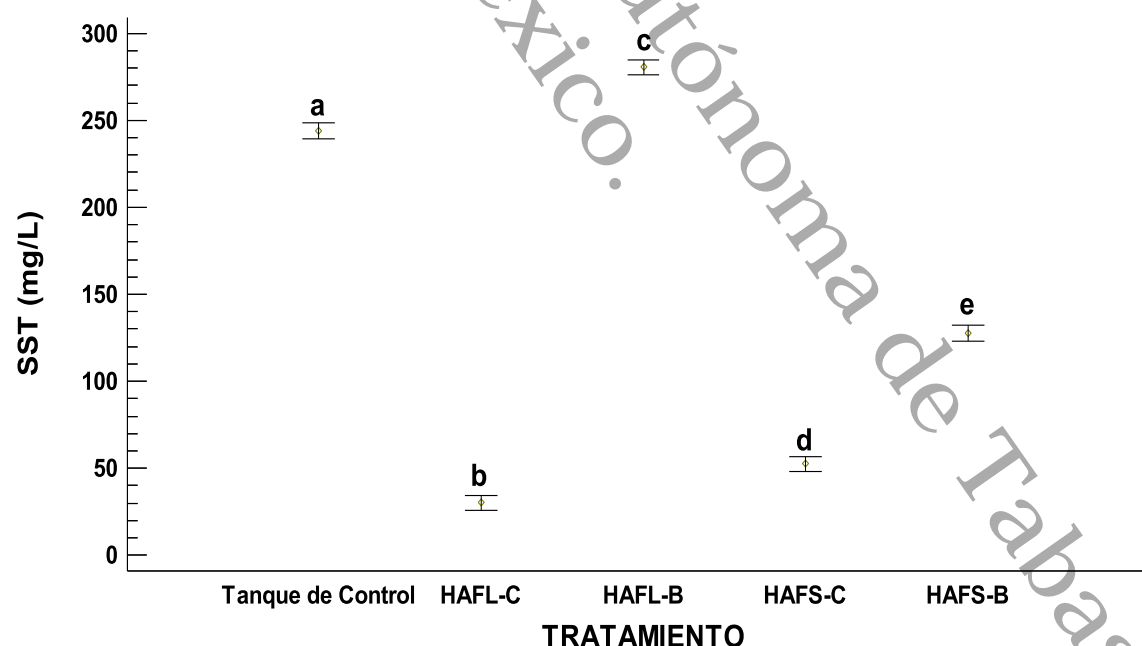


Figura 64. Valores medianos (\pm DE) de SST – etapa de evaluación. Letras diferentes indican diferencias ($p < 0.05$) con un nivel de confianza del 95% ($N=40$).

En la figura 64 se observa que la mayor reducción de la SST se obtiene con el tratamiento HAFL-C. Esto está relacionado con lo expuesto por Sabokrouhiyeh et al. (2020), quienes argumentan que, a medida que aumenta la densidad media del tallo, la velocidad en los humedales superficiales disminuye, lo que a su vez aumenta el tiempo de residencia en el humedal y reduce la carga de contaminantes en la salida.



Jiménez-López et al. (2017), obtuvieron una reducción de 330.69 ± 51.39 mg/L a 19.97 ± 2.13 mg/L de SST (93.9% de remoción), en un humedal artificial superficial piloto plantado con *Paspalum paniculatum*, a un TRH de 5.5 días. Gallegos-Rodríguez et al. (2018), obtuvieron una reducción de 334.58 mg/L a 20.8 ± 1.9 mg/L de SST (94% de remoción), en un humedal artificial superficial piloto plantado con *Sagittaria latifolia*, a un TRH de 6.05 días. Las reducciones obtenidas en esta investigación por el tratamiento HAFL-C son cercanas a las reportadas por ambos autores.

Khalifa et al. (2020), obtuvieron una reducción de 291 mg/L a 70 mg/L de SST (75.94% de remoción) en un humedal artificial subsuperficial piloto plantado con *Phragmites australis*, a un TRH de 3 días. Haddis et al. (2020), reportan reducciones de 188.4 mg/L a 45.39 mg/L de SST (75.91% de remoción) en un humedal artificial subsuperficial piloto plantado con *Cyperus papyrus*, a un TRH de 4 días. Dichas reducciones expuestas por ambos autores son similares a las obtenidas en esta investigación con el tratamiento HAFS-C a un TRH de 3.37 días, en donde se observa una reducción de 244.06 ± 7.88 mg/L a 52.55 ± 3.81 mg/L de SST (78.66% de remoción).

La concentración de SST alcanzada por el tratamiento de flujo libre con *Cladium jamaicense* cumple con el límite máximo permisible (suelo – riego de áreas verdes) de 36 mg/L (promedio diario), propuesto por el PROY-NOM-001-SEMARNAT-2017.

El resumen de las eficiencias de remoción de calidad del agua obtenidas por todos los tratamientos evaluados durante la etapa de evaluación se muestra en la tabla 14.

Tabla 14. Eficiencias de remoción de los tratamientos evaluados – etapa de evaluación (N=40).

| Parámetro | Eficiencias de remoción (%) | | | |
|-----------------------------|-----------------------------|--------|--------|--------|
| | HAFL-C | HAFL-B | HAFS-C | HAFS-B |
| pH | 7.56 | -4.36 | 12.66 | 11.05 |
| Temperatura | 6.93 | 1.54 | 12.48 | 6.55 |
| Conductividad eléctrica | 10.47 | 31.43 | 1.10 | -1.52 |
| Sólidos disueltos totales | 10.51 | 31.47 | 1.20 | -1.47 |
| Color aparente | 80.04 | -42.53 | 73.50 | 47.62 |
| Turbiedad | 86.94 | -25.73 | 74.68 | 49.09 |
| Demanda química de oxígeno | 85.65 | 15.72 | 90.48 | 60.80 |
| Sólidos suspendidos totales | 87.62 | -14.95 | 78.66 | 47.66 |

Después de 1 año de operación de los humedales artificiales plantados con *Cladium jamaicense*, muestran que las eficiencias de remoción para el color aparente, la turbiedad, la DQO y los SST son mayores al 70%. Es importante mencionar que, las características del agua residual sin tratamiento fueron diferentes entre la etapa de estabilización y la etapa de evaluación, presentándose un incremento del pH, CE, SDT, color aparente, turbiedad, DQO y SST en esta última etapa, debido a los distintos periodos escolares y eventos realizados en la institución lo cual ocasiona una variación en la calidad del agua residual que se genera diariamente.



9.5 Modelado de distribución espacial

9.5.1 Etapa de estabilización

9.5.1.1 Potencial de hidrógeno

Las figuras 65 y 66 muestran el comportamiento del pH del agua residual en los tratamientos evaluados. En el tratamiento HAFS-C se observa que el pH del agua disminuye longitudinalmente hacia el efluente, de 7.7 a 7. Esta reducción se debe principalmente a que en los humedales artificiales de flujo subsuperficial domina la degradación anaerobia, dentro de la cual se generan ácidos orgánicos y dióxido de carbono, lo cual genera una pequeña disminución del pH (Díaz et al., 2014). En la figura 66 se observa que el comportamiento del pH es casi homogéneo en todo el sistema, con pequeñas variaciones de 7.16 a 6.9.

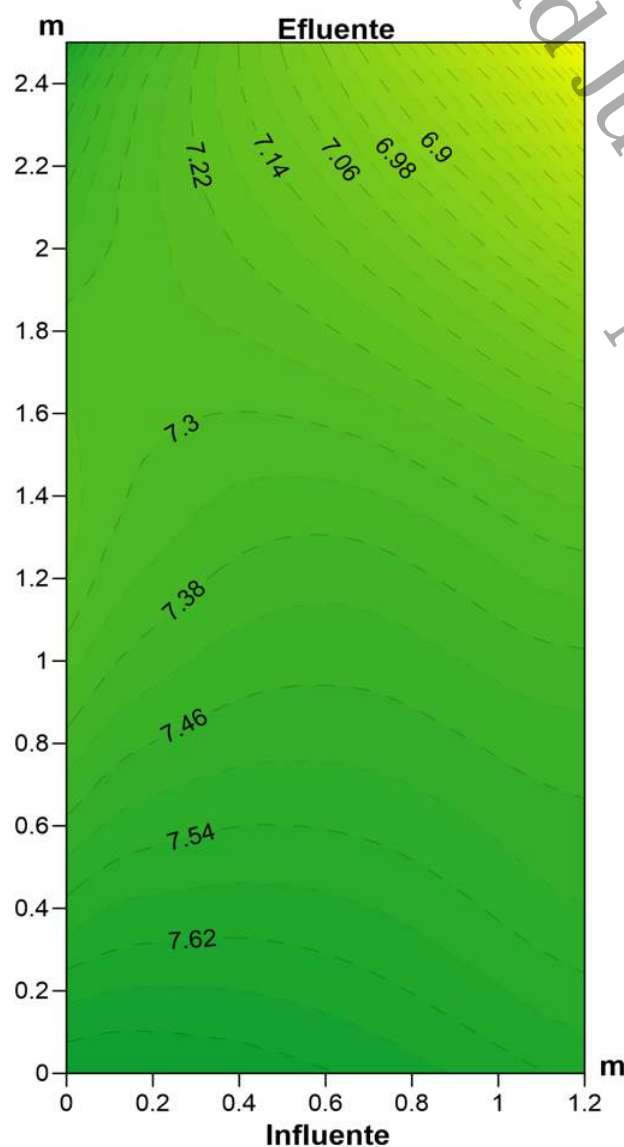


Figura 65. Comportamiento de pH en el HAFS con *Cladium jamaicense* – etapa de estabilización.

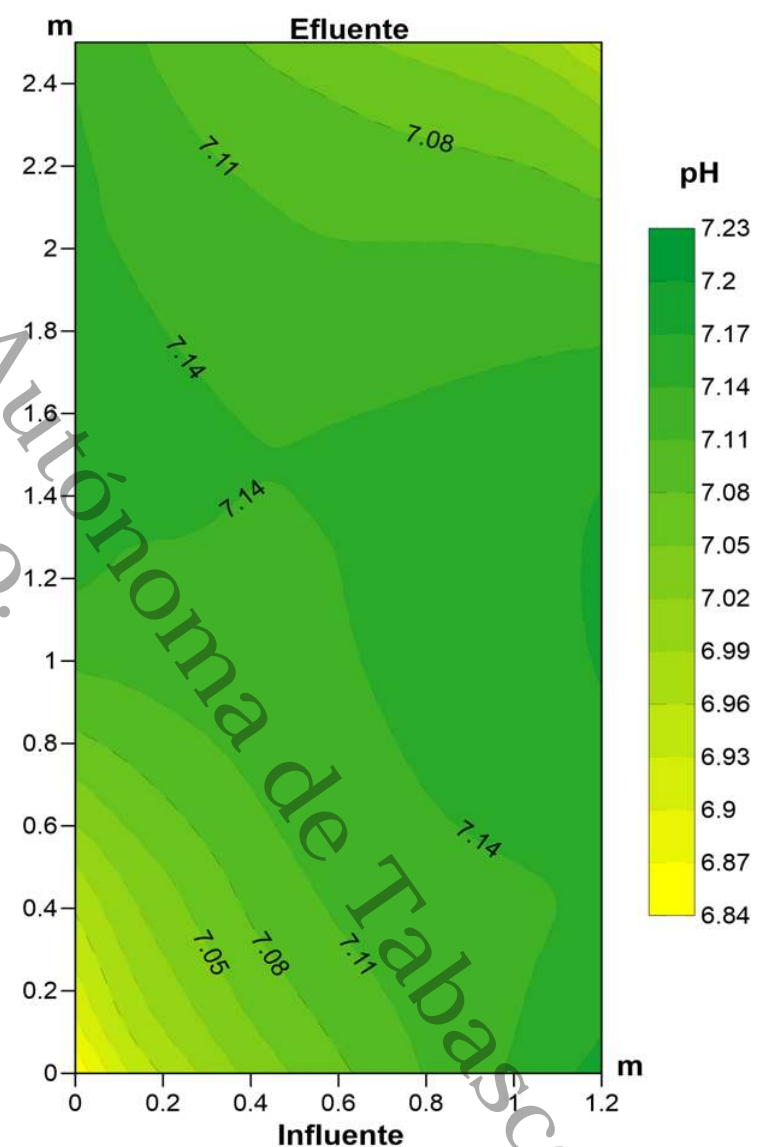


Figura 66. Comportamiento de pH en el HAFL con *Cladium jamaicense* – etapa de estabilización.



9.5.1.2 Temperatura

Las figuras 67 y 68 muestran el comportamiento de la temperatura del agua residual en los tratamientos evaluados. En la figura 67 se observa que en el tratamiento HAFS-C, la temperatura del agua residual desciende de 26.5 °C (tanque de control) hasta 23.6 °C. Cabe mencionar que la temperatura del agua en la canaleta de toma de muestra aumenta nuevamente a 25.4 °C, principalmente debido a que en este punto el agua vuelve a estar en contacto con la atmósfera por lo que la temperatura se incrementa 2 °C. En general, en este tratamiento la temperatura desciende por efecto de la densidad vegetal y el medio de soporte, lo cual genera que el sistema sea en su mayoría aislado.

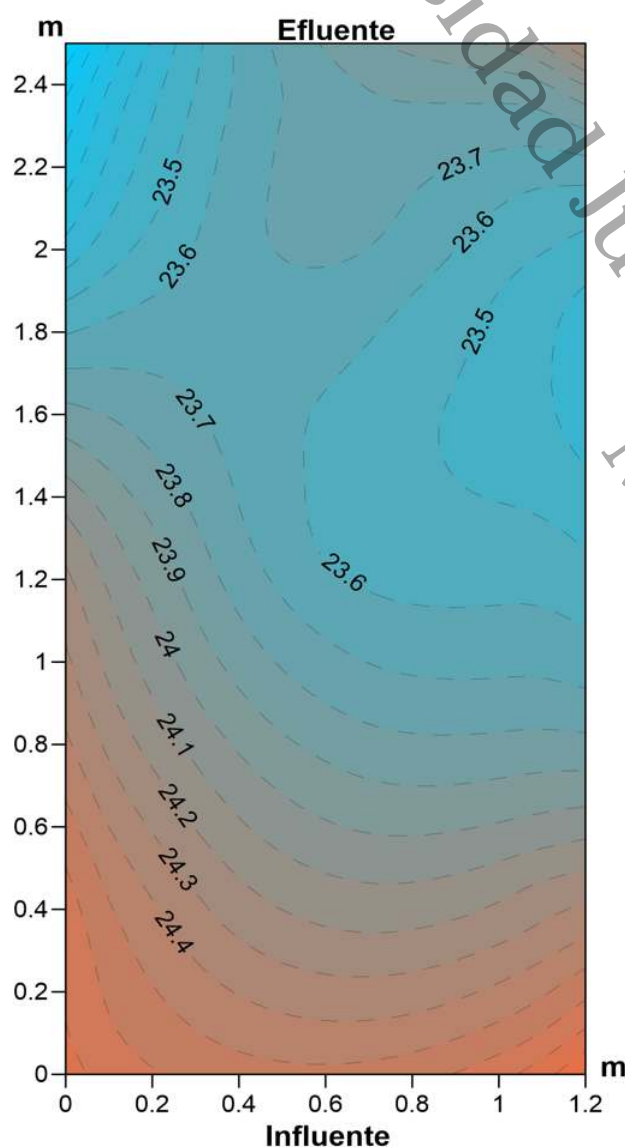


Figura 67. Comportamiento de temperatura en el HAFS con *Cladium jamaicense* – etapa de estabilización.

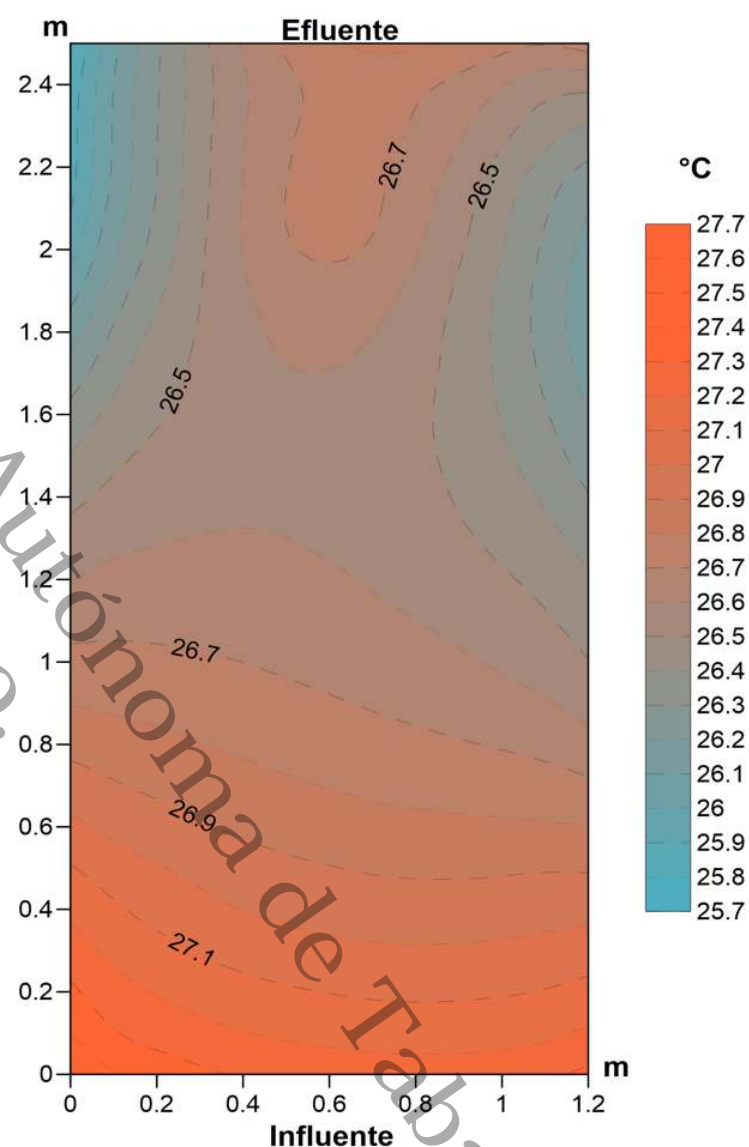


Figura 68. Comportamiento de temperatura en el HAFL con *Cladium jamaicense* – etapa de estabilización.

En la figura 68, se observa que la temperatura del agua en el tratamiento HAFL-C, la temperatura no desciende y solo aumenta en la zona del afluente, cabe recalcar que en esta zona el tratamiento no contenía cubierta vegetal debido a las plantas que murieron (figura 31), por lo que esta zona está totalmente descubierta y expuesta a la incidencia de los rayos del sol.



9.5.1.3 Conductividad eléctrica

Las figuras 69 y 70 muestran el comportamiento de la conductividad eléctrica del agua residual en los tratamientos evaluados. En ambas figuras se observa que la conductividad eléctrica es homogénea en cada tratamiento, en el HAFS-C de 1240 a 1345 $\mu\text{S}/\text{cm}$ y en el HAFL-C de 840 a 870 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Particularmente en la figura 69 se observa que la conductividad eléctrica del agua residual no decrece, siempre se mantiene por valores superiores a los 1200 $\mu\text{S}/\text{cm}$, con lo que se comprueba la hipótesis de que la vegetación *Cladium jamaicense* posee bajo rendimiento en la absorción de sólidos ionizantes.

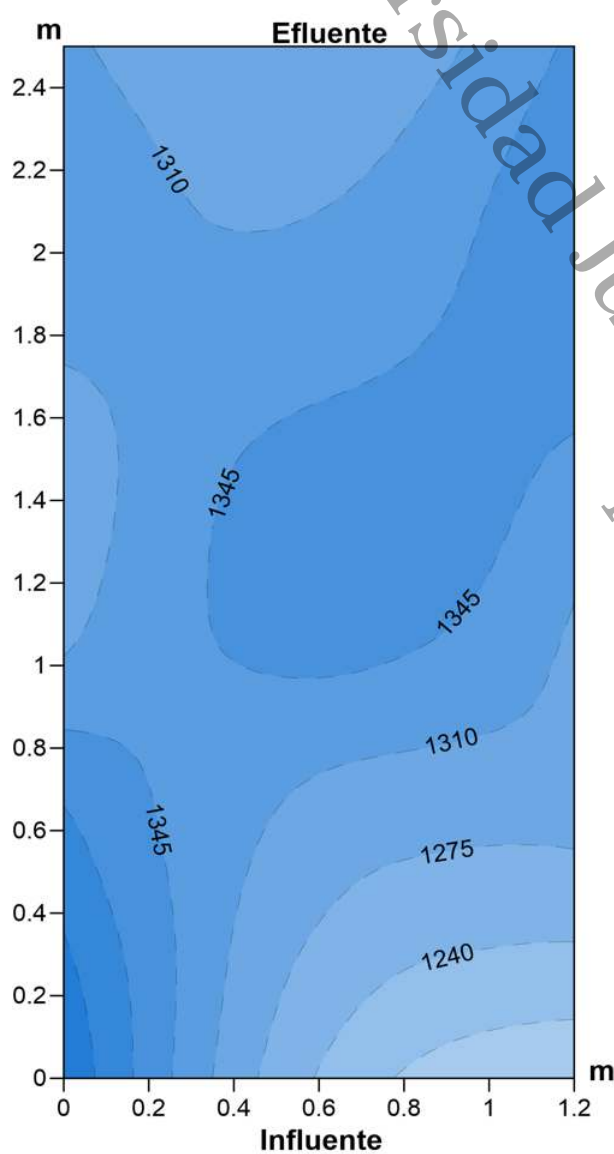


Figura 69. Comportamiento de CE en el HAFS con *Cladium jamaicense* – etapa de estabilización.

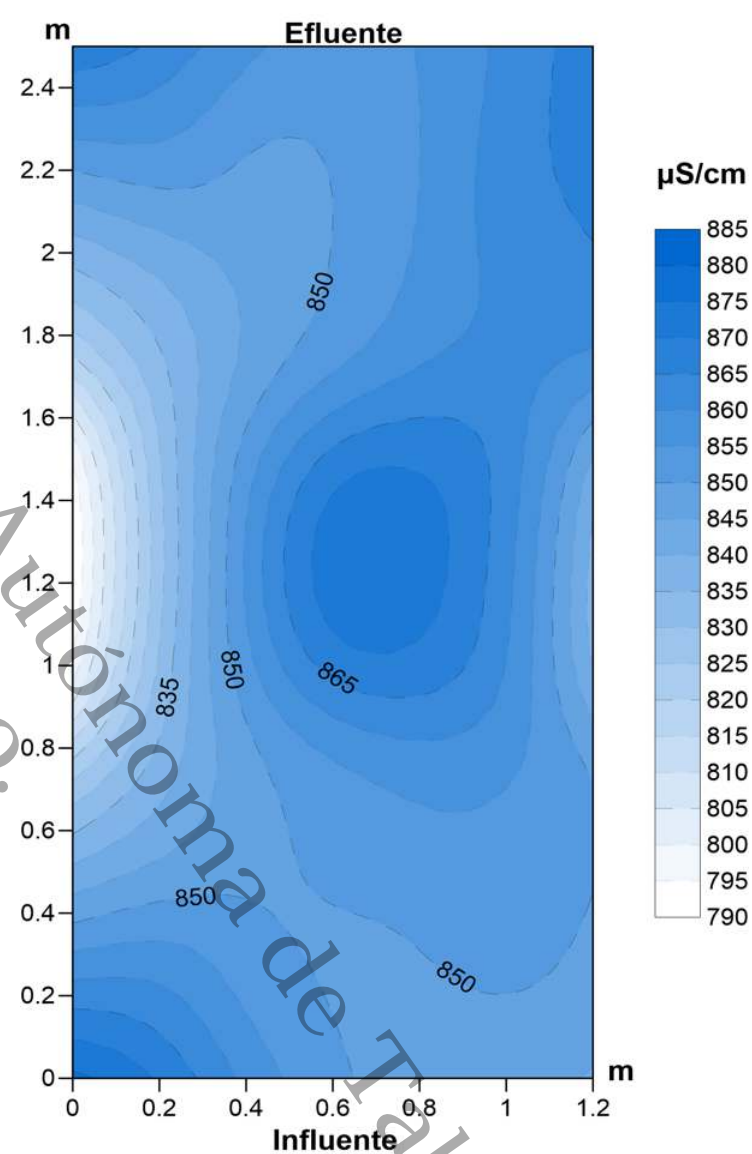


Figura 70. Comportamiento de CE en el HAFL con *Cladium jamaicense* – etapa de estabilización.



9.5.1.4 Sólidos disueltos totales

Las figuras 71 y 72 muestran el comportamiento de la concentración de sólidos disueltos totales del agua residual en los tratamientos evaluados. La conductividad eléctrica está ligada a la cantidad de sólidos ionizantes presentes en el agua, por lo tanto, el patrón de comportamiento es cercanamente similar a los patrones obtenidos para la conductividad eléctrica. Nuevamente en ambos tratamientos se observa un comportamiento homogéneo en cada tipo de flujo, con algunas variaciones de 700 mg/L a 630 mg/L en el tratamiento HAFS-C y de 430 mg/L a 410 mg/L en el tratamiento HAFL-C.

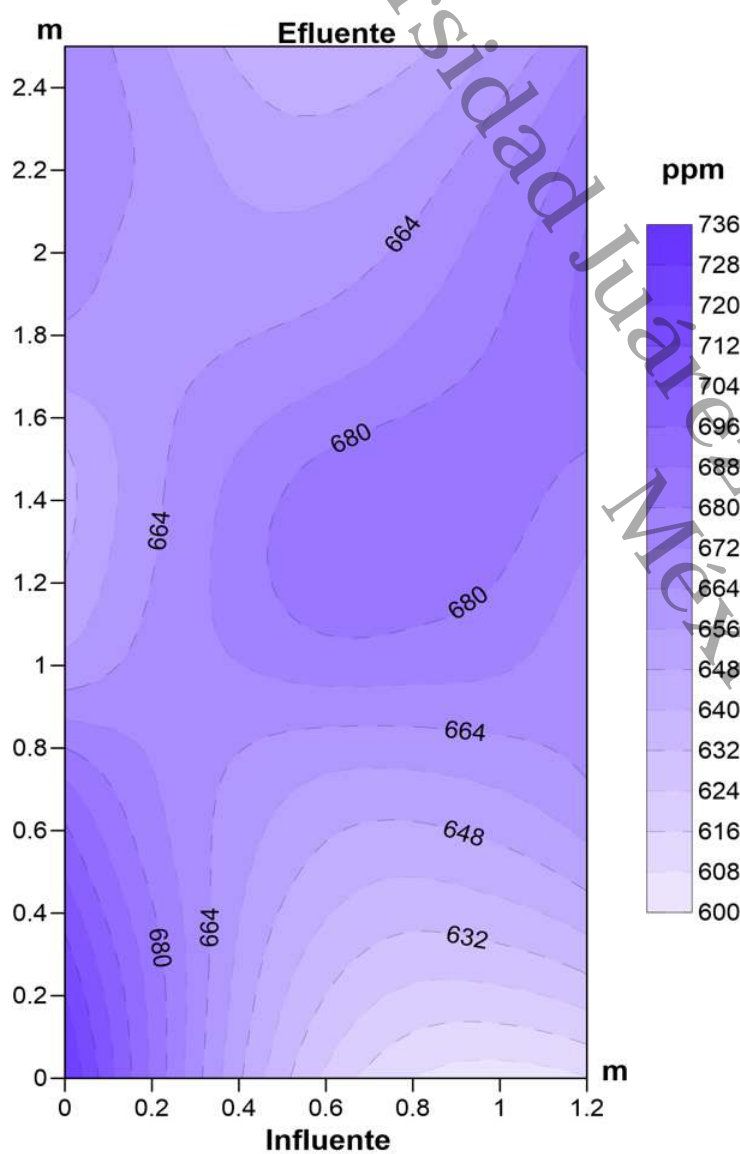


Figura 71. Comportamiento de SDT en el HAFS con *Cladium jamaicense* – etapa de estabilización.

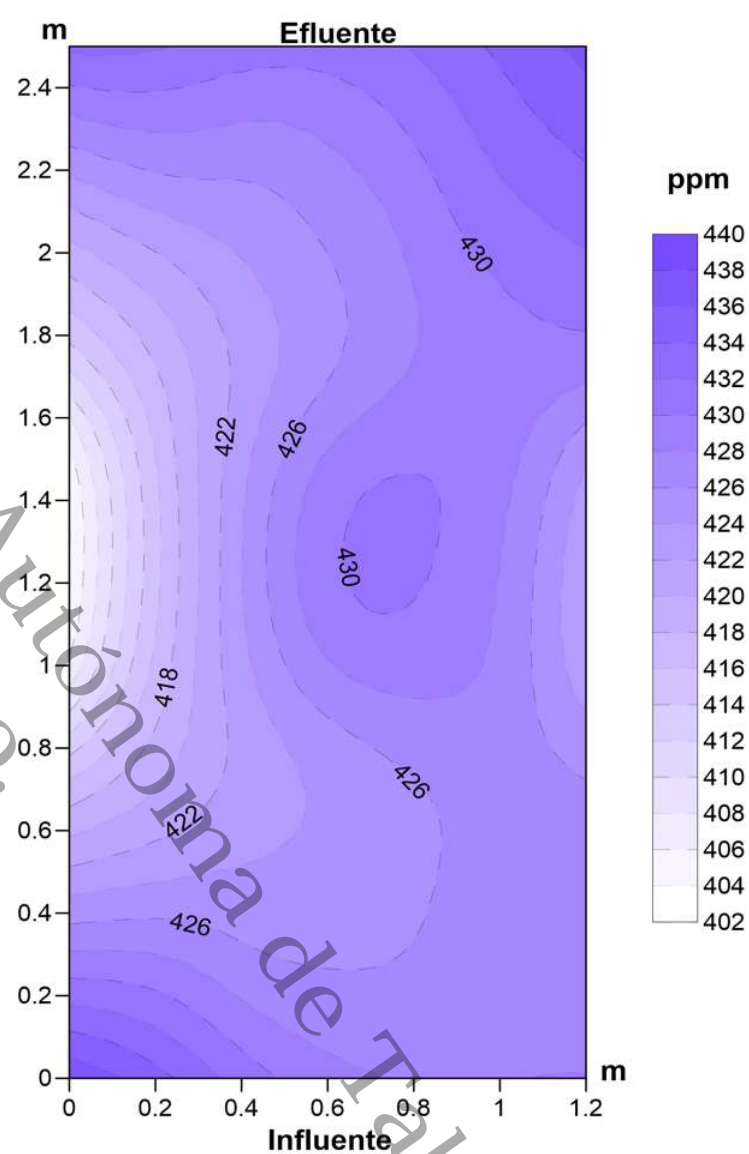


Figura 72. Comportamiento de SDT en el HAFL con *Cladium jamaicense* – etapa de estabilización.



9.5.1.5 Turbiedad

Las figuras 73 y 74 muestran el comportamiento de la turbiedad del agua residual en los tratamientos evaluados. En la figura 73 se observa la disminución de turbiedad del agua residual en el tratamiento HAFS-C, la cual es progresiva hacia el efluente de 90 UNT a 12 UNT. La eliminación de sólidos en este tratamiento se debe principalmente al medio de soporte, el cual a través de la filtración y sedimentación los sólidos son retenidos en el sistema.

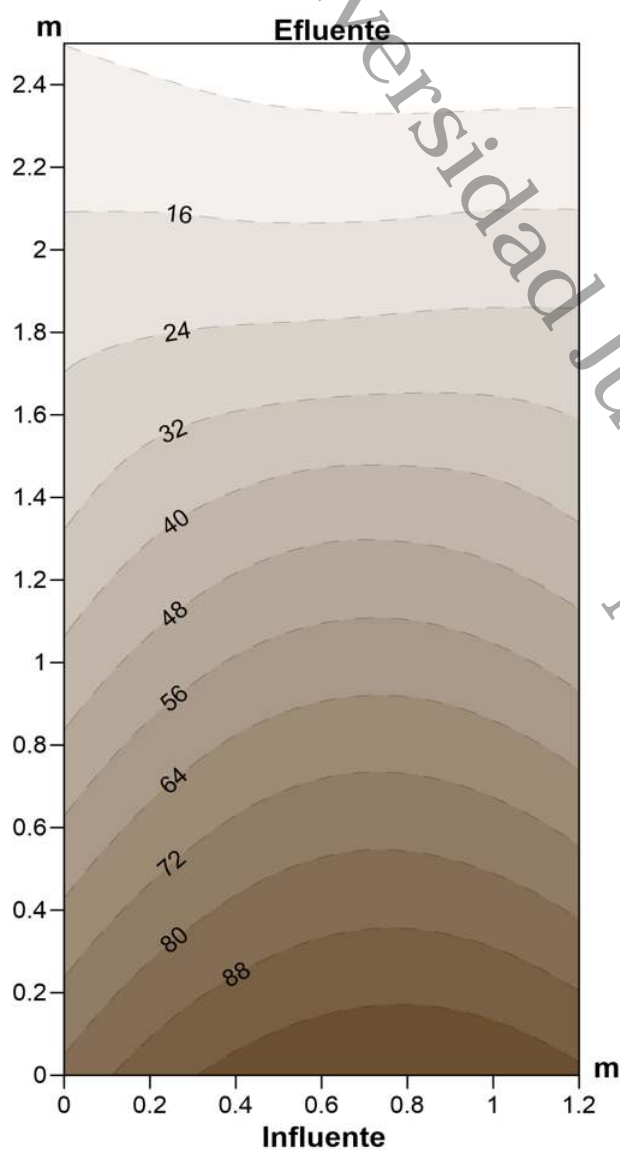


Figura 73. Comportamiento de la turbiedad en el HAFS con *Cladium jamaicense* – etapa de estabilización.

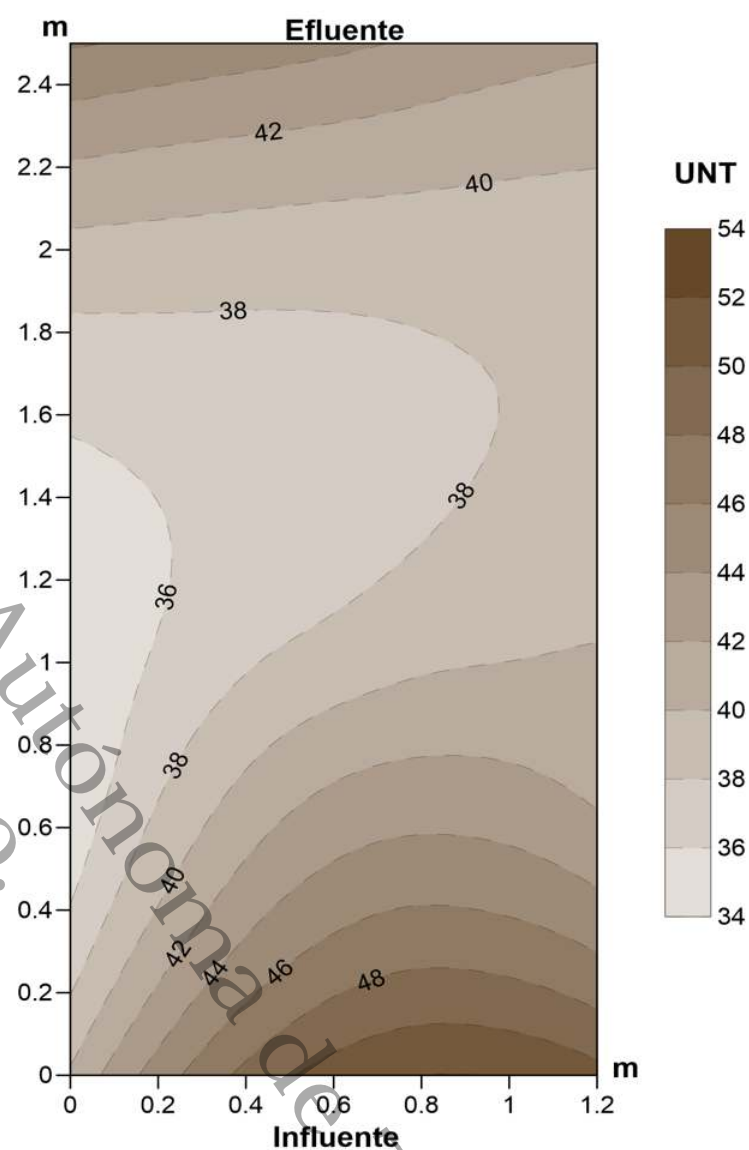


Figura 74. Comportamiento de la turbiedad en el HAFL con *Cladium jamaicense* – etapa de estabilización.

En la figura 74 se observa que la turbiedad del agua residual solo desciende de 84 UNT (tanque de control) a valores cercanos a 38 UNT. En este tratamiento la turbiedad del agua es la misma en gran mayoría del sistema, comportándose como un sistema de laguna. Es importante también mencionar que, la abscisión de numerosas especies de plantas no es completa, al iniciarse la descomposición foliar en posición aérea sin desprendimiento de la planta, grandes cantidades de material muerto puede acumularse en el detritus de los humedales artificiales de flujo libre, por lo que también una parte del material puede quedar disuelto y suspendido en el agua (Torres et al., 2012).



9.5.1.6 Color aparente

Las figuras 75 y 76 muestran el comportamiento del color aparente del agua residual en los tratamientos evaluados. En la figura 75 se observa la disminución del color aparente del agua residual en el tratamiento HAFS-C, el cual muestra tendencia a disminuir hacia el efluente, de 900 a 200 UC. Al igual que la turbiedad, la disminución del color aparente en este tratamiento es totalmente influenciada por el medio de soporte.

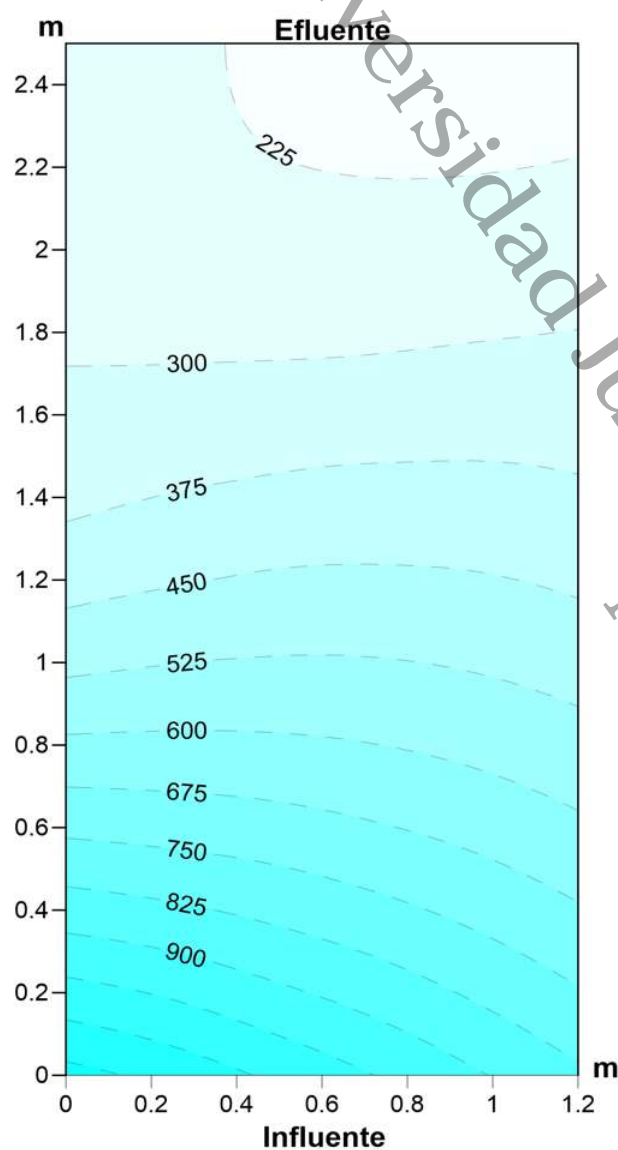


Figura 75. Comportamiento del color aparente en el HAFS con *Cladium jamaicense* – etapa de estabilización.

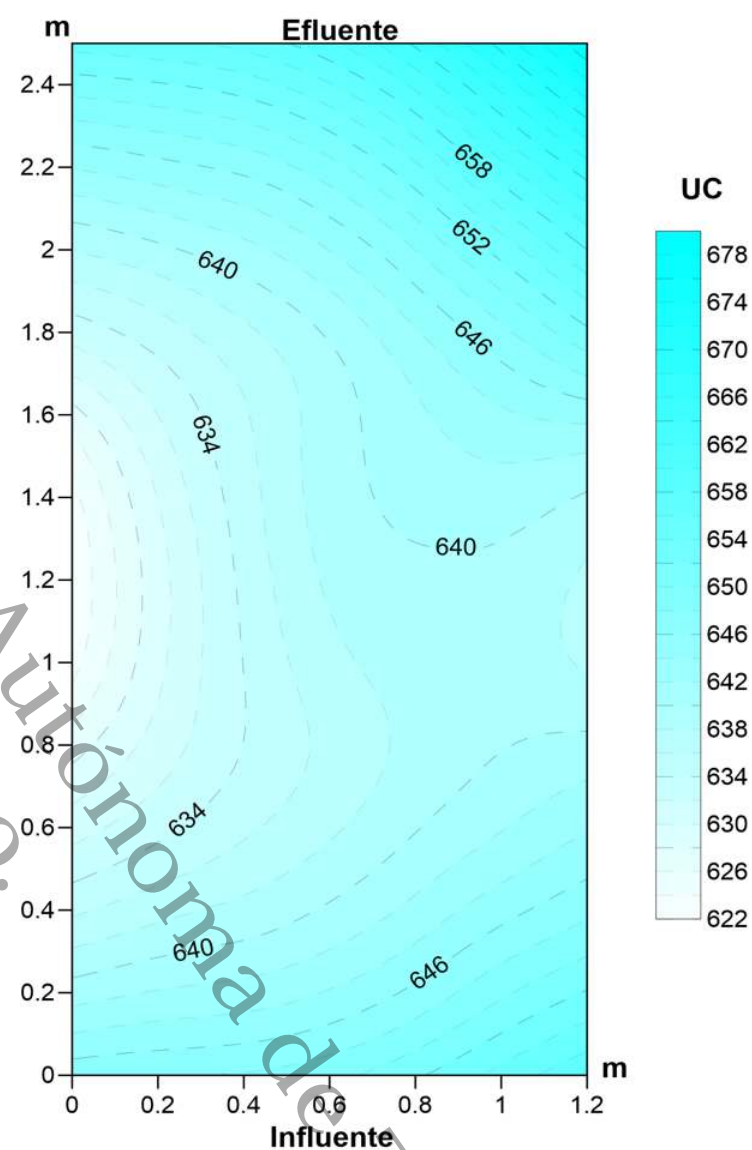


Figura 76. Comportamiento del color aparente en el HAFL con *Cladium jamaicense* – etapa de estabilización.

En la figura 76 se observa que el color aparente del agua residual desciende de 1169 UC (tanque de control) a valores cercanos a 630 UC. Nuevamente este tratamiento se comporta como un sistema de laguna (homogéneo en su mayoría). Al igual que para la turbiedad, el efecto del material vegetal que muere puede incrementar la concentración de material orgánico disuelto, ocasionando que el color aparente del agua no disminuya.



9.5.2 Etapa de evaluación

9.5.2.1 Potencial de hidrógeno

Se observa que la reducción del pH es mayor en el tratamiento HAFS-C en comparativa con el tratamiento HAFL-C, esto pudiera deberse a lo recalado por Díaz et al., 2014, que debido a los subproductos que se pueden generar en la degradación anaerobia de los tratamientos subsuperficiales ayudan en la reducción del pH. Así mismo, Chen et al. (2015), encontró que la presencia de plantas influye positivamente en los valores de pH y potencial oxido-reducción, por lo que la reducción del pH a niveles neutro en el HAFS-C pudiera estar estrechamente relacionado con estas afirmaciones.

En el tratamiento de flujo libre (figura 78), la reducción del pH es menor, con un comportamiento ligeramente alcalino. Esto puede deberse a la presencia de algas en el sistema, que debido a su alta actividad fotosintética pueden incrementar el pH del agua, según lo expuesto por Ortiz y Matsumoto (2012).

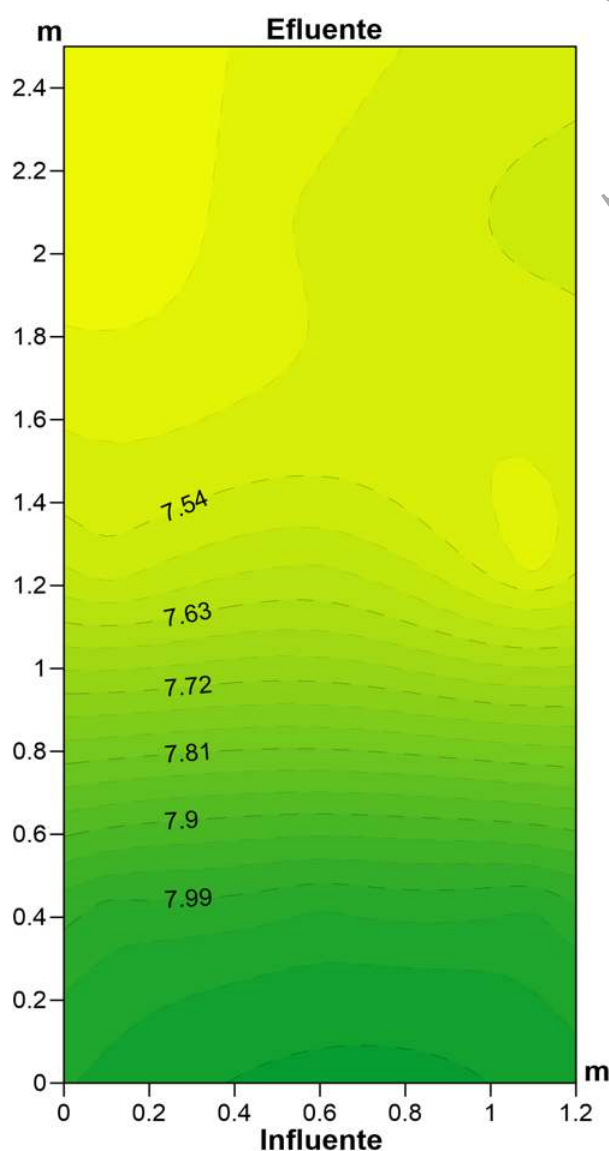


Figura 77. Comportamiento de pH en el HAFS con *Cladium jamaicense* – etapa de evaluación.

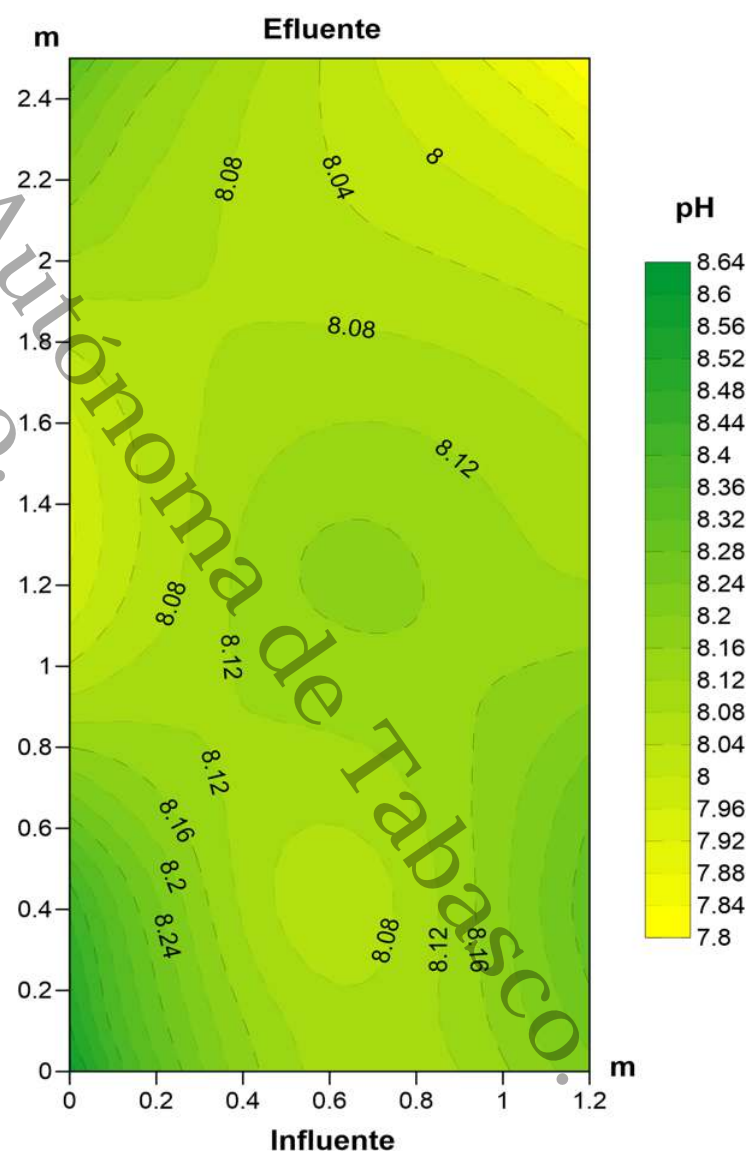


Figura 78. Comportamiento de pH en el HAFL con *Cladium jamaicense* – etapa de evaluación.

9.5.2.2 Temperatura

Se observa que en el tratamiento HAFS-C (figura 79), la temperatura disminuye progresivamente del influente hacia el efluente, en este tratamiento la reducción de la temperatura del agua es ocasionada por la alta densidad de plantas (130.3 plantas/m²) y al medio de soporte, como se ha mencionado antes.

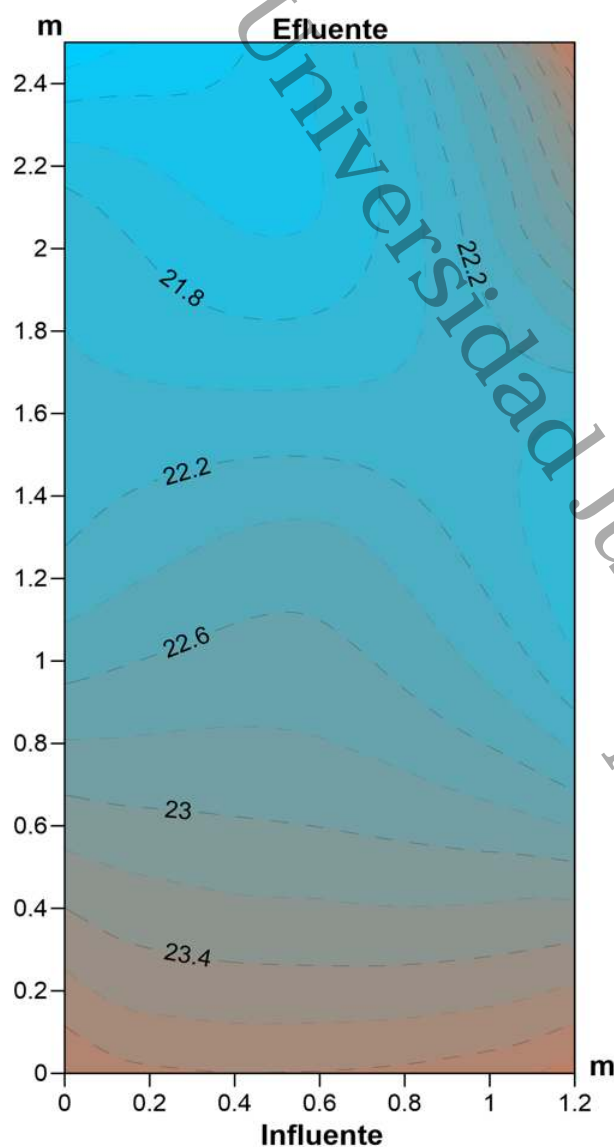


Figura 79. Comportamiento de temperatura en el HAFS con *Cladium jamaicense* – etapa de evaluación.

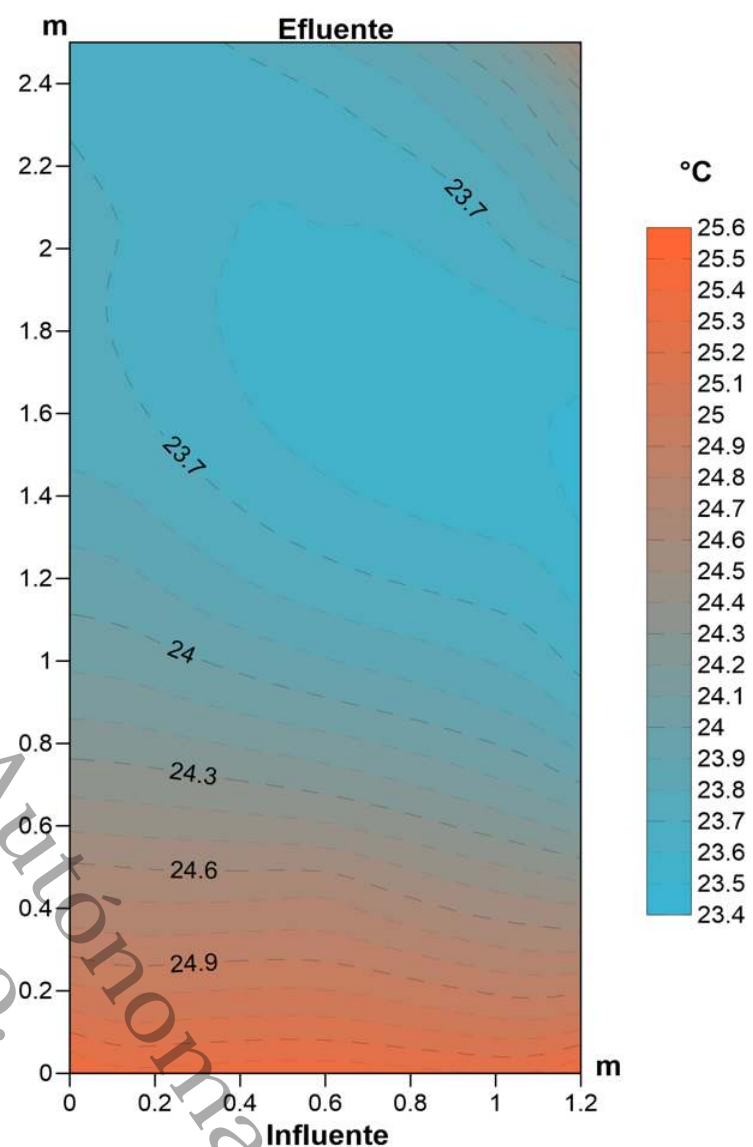


Figura 80. Comportamiento de temperatura en el HAFL con *Cladium jamaicense* – etapa de evaluación.

En la figura 80 se observa que el abatimiento de la temperatura es menor, esto pudiera ser también un factor clave en la cercanía de las concentraciones de DQO de los tratamientos HAFS-C y HAFL-C, debido al vínculo directo entre la actividad microbiana y la temperatura en los humedales y el impacto posterior en la eficiencia de eliminación de contaminantes, que generalmente disminuirá a bajas temperaturas debido a la reducción de las actividades microbianas (Zhang et al., 2014). A pesar de que en el tratamiento HAFS-C la temperatura del agua desciende hasta niveles cercanos a los 21 °C, la temperatura media en todo el tratamiento sigue estando dentro del rango óptimo para el establecimiento de bacterias mesófilas, de 20 a 40 °C (Manahan, 2007).



9.5.2.3 Conductividad eléctrica

Las Figuras 81 y 82 muestran el comportamiento de la conductividad eléctrica del agua residual en los tratamientos evaluados. En el tratamiento HAFS-C se observó una ligera reducción de la conductividad eléctrica, de 2300 a 2000 $\mu\text{S}/\text{cm}$, esto puede deberse a muchos factores, sin embargo, considerando la alta densidad de plantas en este tratamiento, no se observó un efecto marcado por las plantas. Es de esperarse que, las plantas absorban una parte del total de los iones causantes de la conductividad eléctrica en el agua, sin embargo, no fue el caso de la especie *Cladium jamaicense*.

En particular en el tratamiento HAFL-C, se consigue reducir la conductividad eléctrica en al menos 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ más que en el tratamiento HAFS-C. Como ya se ha señalado en el punto 7.4.2., este tratamiento presentó algunos afloramientos de algas (figura A30 – anexo fotográfico) razón por la cual (y a otros procesos químicos) se consigue reducir un poco más la conductividad eléctrica.

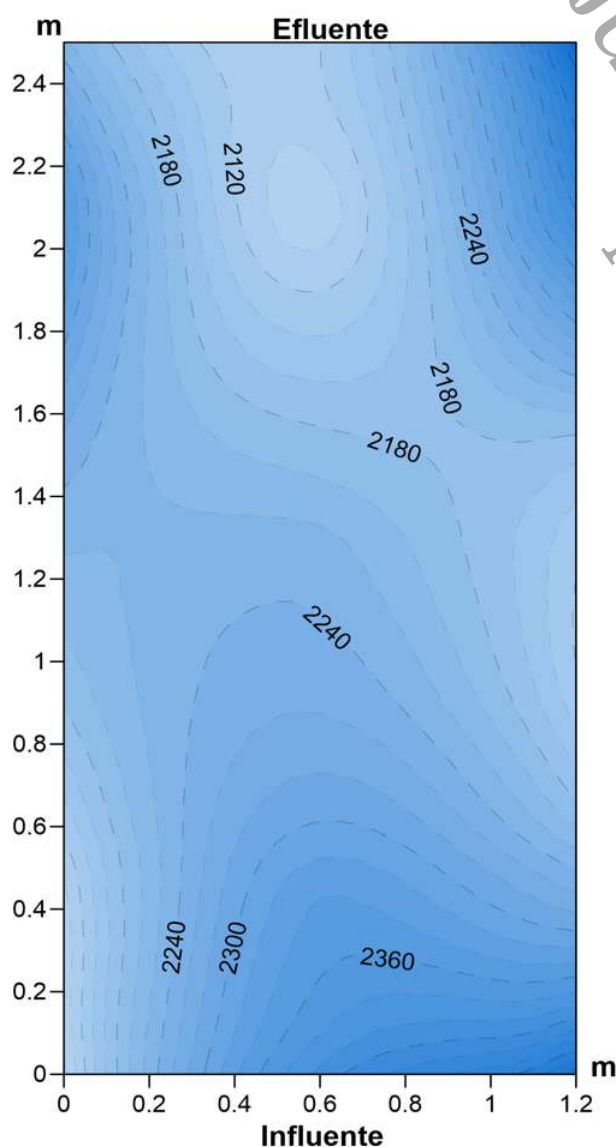


Figura 81. Comportamiento de CE en el HAFS con *Cladium jamaicense* – etapa de evaluación.

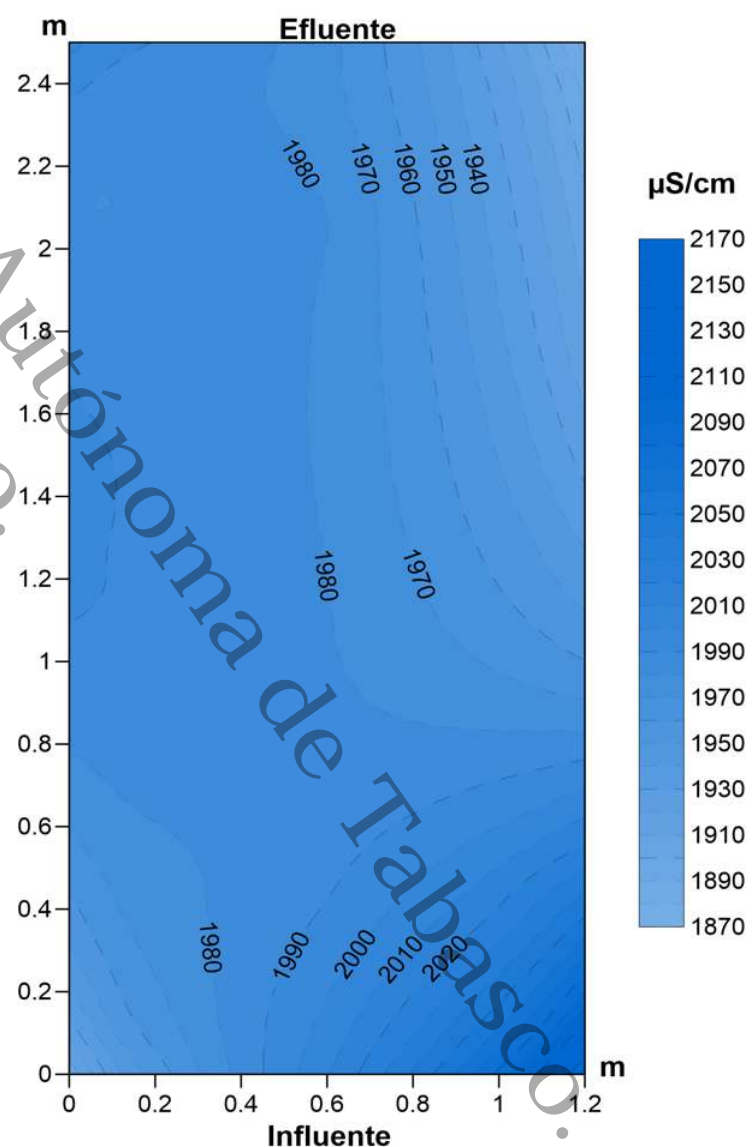


Figura 82. Comportamiento de CE en el HAFL con *Cladium jamaicense* – etapa de evaluación.



9.5.2.4 Sólidos disueltos totales

Las Figuras 83 y 84 muestran el comportamiento de la concentración de sólidos disueltos totales del agua residual en los tratamientos evaluados. La conductividad eléctrica, como ya se ha mencionado, está ligada a la cantidad de sólidos ionizantes presentes en el agua, por lo tanto, el patrón de comportamiento es cercanamente similar a los patrones obtenidos para la conductividad eléctrica. En ambos tratamientos la distribución de los SDT es homogénea, el tratamiento HAFS-C en un rango de 1130 a 1080 mg/L y de 1050 a 990 mg/L en el HAFL-C. Después de 1 año de operación el comportamiento es el mismo, sin obtener remociones de más del 11%.

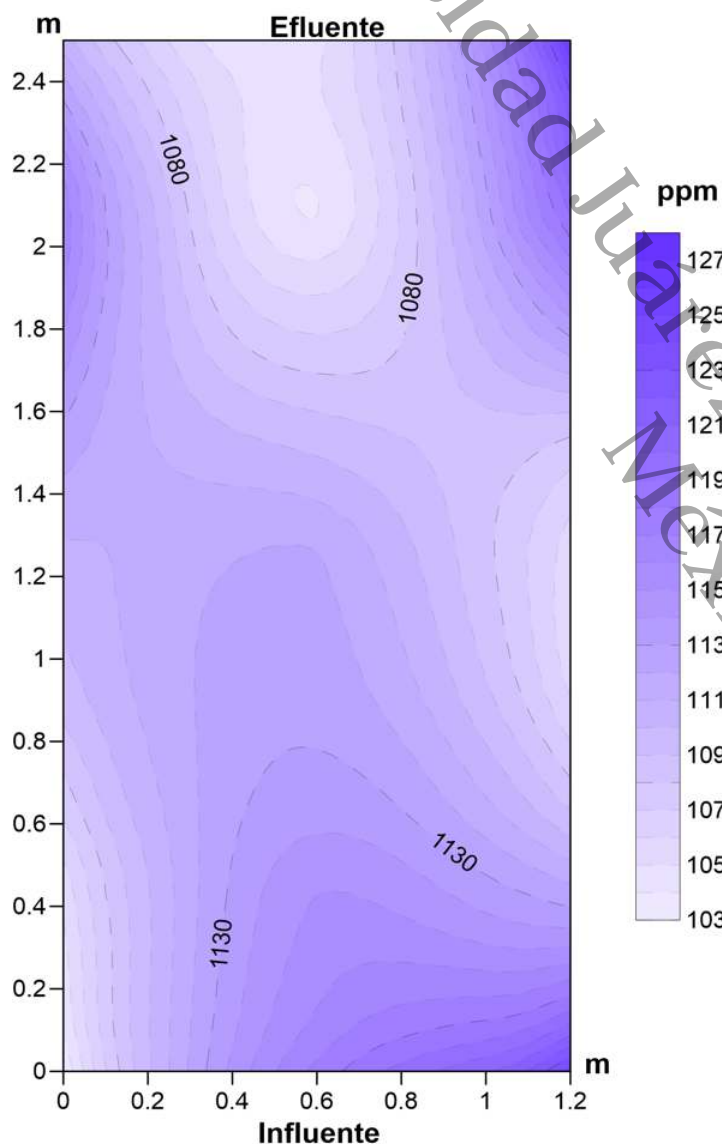


Figura 83. Comportamiento de SDT en el HAFS con *Cladium jamaicense* – etapa de evaluación.

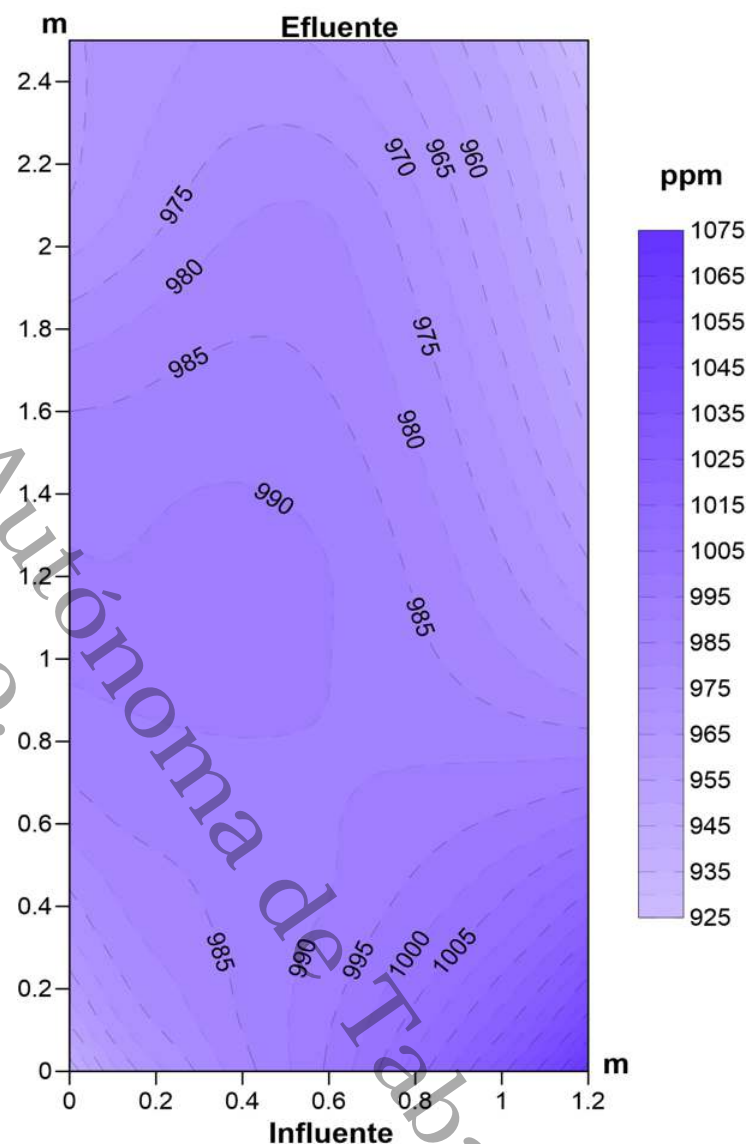


Figura 84. Comportamiento de SDT en el HAFL con *Cladium jamaicense* – etapa de evaluación.



9.5.2.5 Turbiedad

En la figura 85, se observa que en la zona del influente existe mayor turbiedad del lado izquierdo que en el derecho. Esto es debido principalmente a lo argumentado por Kadlec y Wallace (2009), quienes mencionan que la obstrucción del medio se produce inicialmente en la zona de entrada por la acumulación de sedimentos minerales y refractarios y la sedimentación de precipitados químicos. Por estas razones, las mayores reducciones en la conductividad hidráulica ocurren en esta zona, originando cambios en el comportamiento hidráulico y creando “flujos preferenciales”. Así mismo, Pedescoll et al. (2013), encontraron que la concentración de sólidos y los flujos de agua no solo cambian con respecto a la longitud (plano X-Y), sino también con respecto a la profundidad (Z) y se ven influenciados directamente por la presencia de plantas en el sistema.

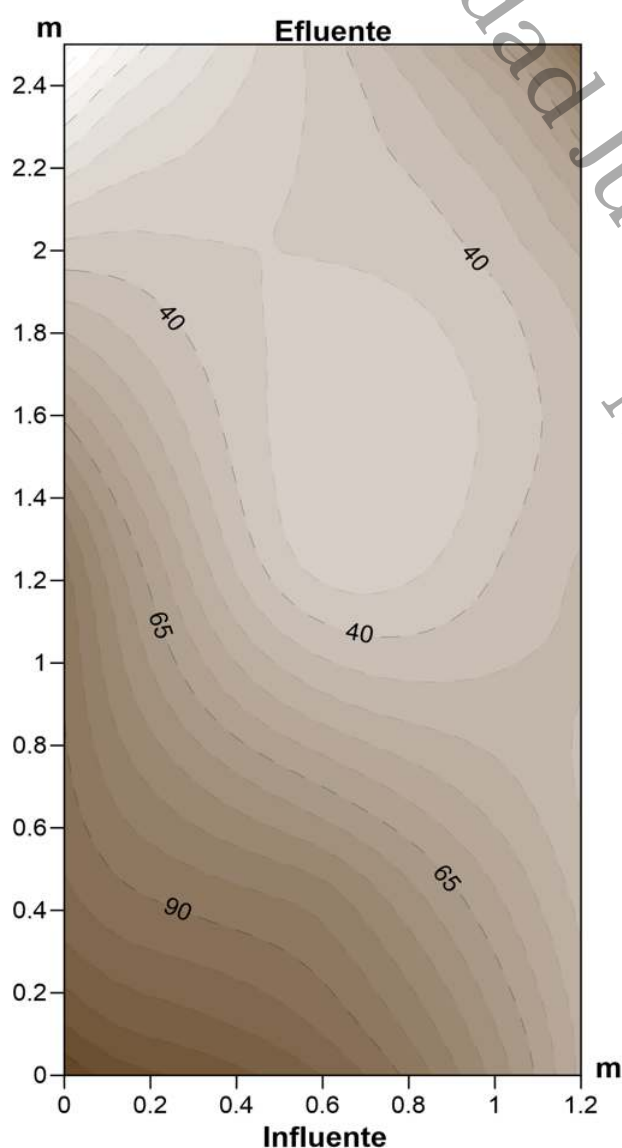


Figura 85. Comportamiento de la turbiedad en el HAFS con *Cladium jamaicense* – etapa de evaluación.

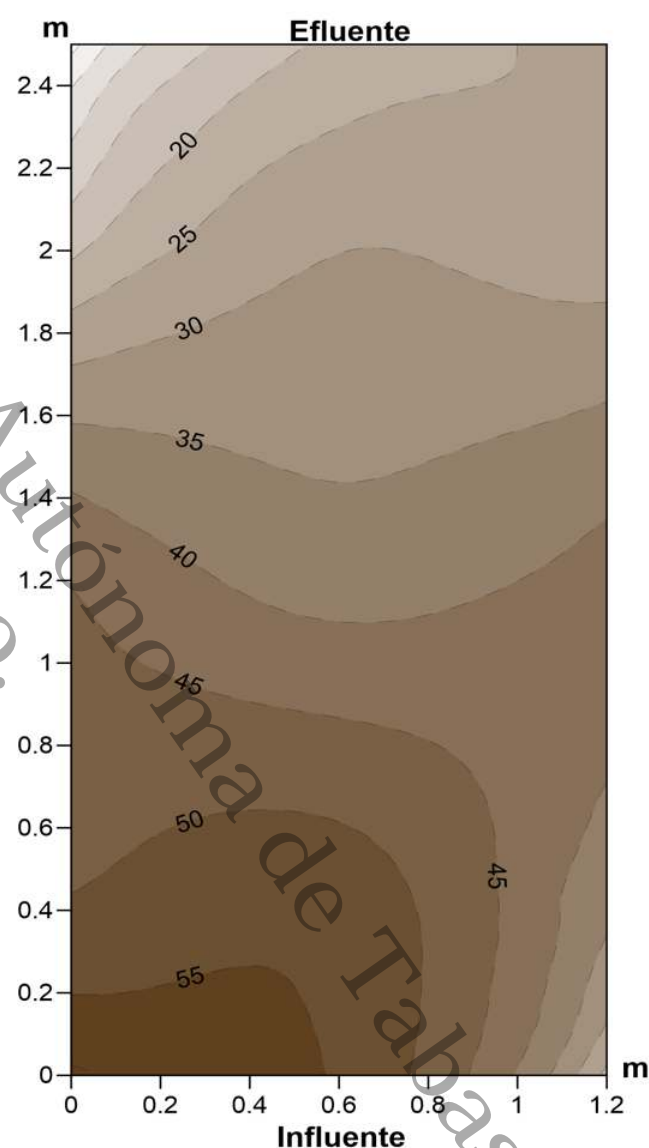


Figura 86. Comportamiento de la turbiedad en el HAFL con *Cladium jamaicense* – etapa de evaluación.

En el tratamiento HAFL-C, se observa un comportamiento parecido al de flujo pistón con disminución de la turbiedad hacia en efluente. Sabokrouhiyeh et al. (2020), menciona que la vegetación puede influir en la reducción de velocidades y regular el flujo hidráulico; razón por la cual pudiera deberse el nuevo comportamiento de este tratamiento, que en la fase de estabilización se comportó como un reactor de mezcla completa.

9.5.2.6 Color aparente

Las figuras 87 y 88 muestran el comportamiento del color aparente del agua residual en los tratamientos evaluados. En la figura 87 se observa la disminución del color aparente del agua residual en el tratamiento HAFS-C, el cual muestra tendencia a disminuir hacia el efluente, de 900 a 400 UC. Al igual que la turbiedad, en este tratamiento se observa que en la zona media (1.4 m), el flujo cambia hacia los laterales, esto pudiera deberse a la influencia de los rizomas que debido a su tamaño (tabla 10) pueden influir en la dirección del flujo del agua.

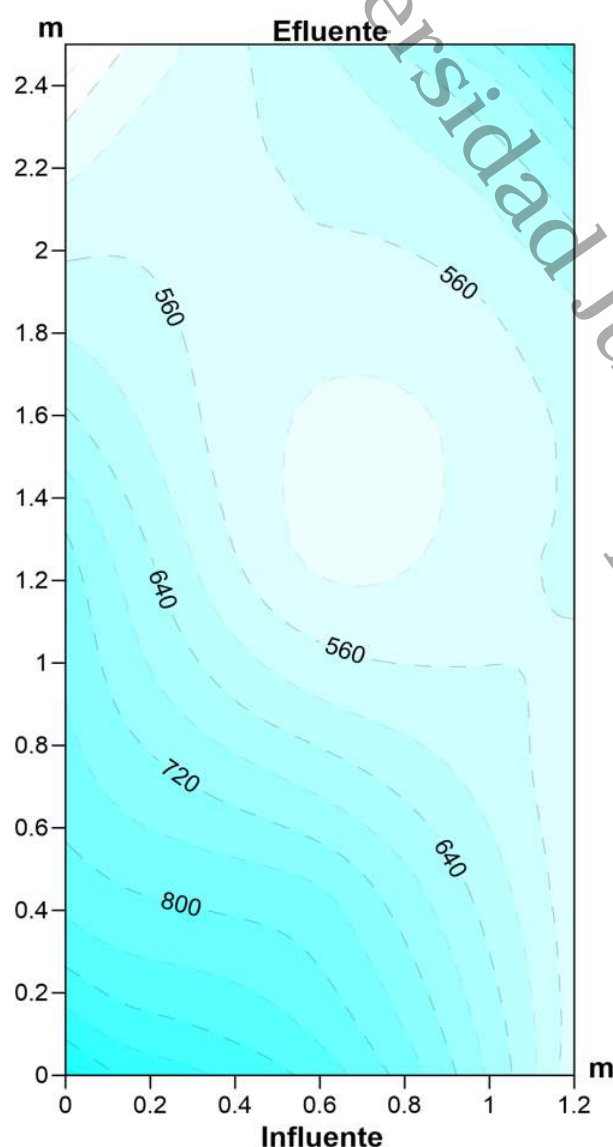


Figura 87. Comportamiento del color aparente en el HAFS con *Cladium jamaicense* – etapa de evaluación.

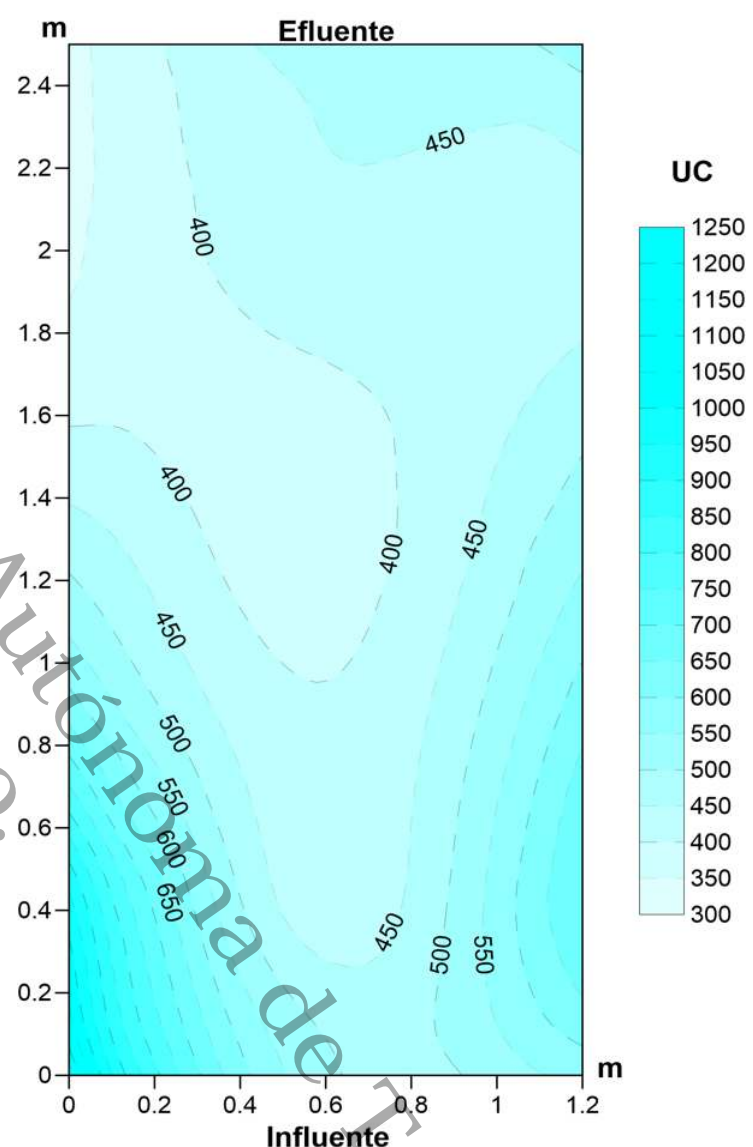


Figura 88. Comportamiento del color aparente en el HAFS con *Cladium jamaicense* – etapa de evaluación.

López-Ocaña et al. (2018), reportan disminuciones similares del color aparente de 900 a 200 UC en un humedal artificial subsuperficial plantado con *Thalia geniculata*, mismo comportamiento observado en esta investigación en el tratamiento HAFS con *Cladium jamaicense*.

En el tratamiento de flujo libre (figura 88), el comportamiento del color aparente muestra que existe una ligera tendencia a disminuir hacia el efluente, sin embargo, es importante mencionar que es posible que la presencia de restos vegetales, micro algas y sólidos disueltos incrementen el color aparente.



9.6 Ajuste de modelos matemáticos

9.6.1 Etapa de estabilización

9.6.1.1 Potencial de Hidrógeno

Las figuras 89 y 90 muestran el ajuste matemático aproximado al pH del agua dentro de los tratamientos. Para el tratamiento HAFL-C, el ajuste obtenido no es representativo a los datos ($R^2=0.80$), debido a que en esta etapa este tratamiento se comportó como un reactor de mezcla completa, lo cual ocasiona que el pH sea homogéneo en todo el humedal.

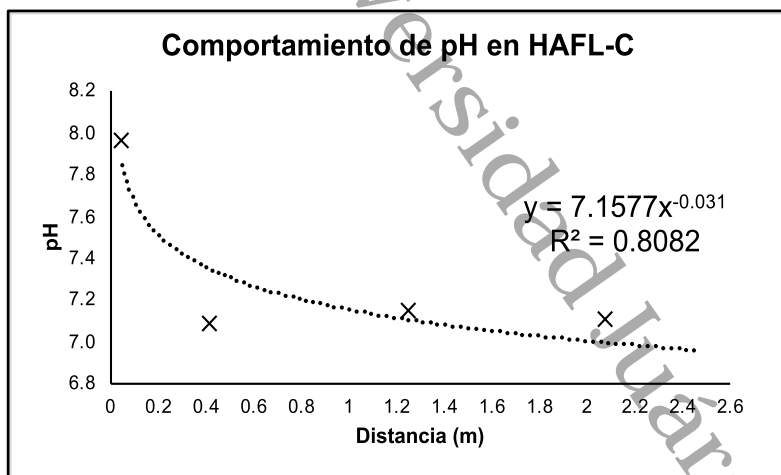


Figura 89. Modelo ajustado al pH en el HAFL-C – etapa de estabilización.

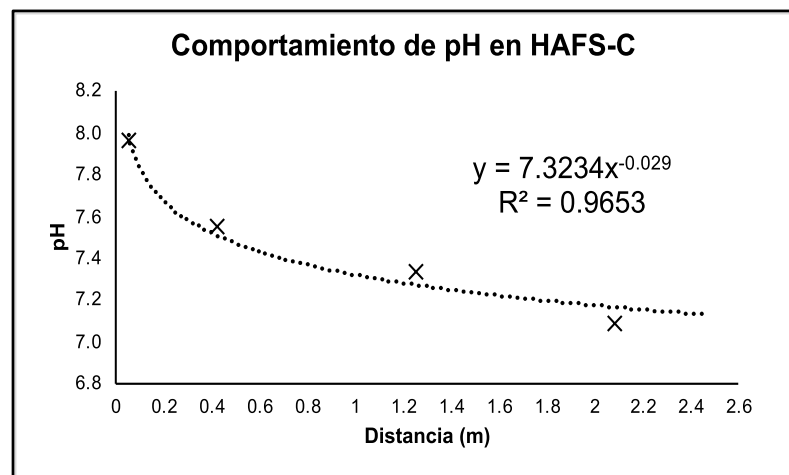


Figura 90. Modelo ajustado al pH en el HAFS-C – etapa de estabilización.

Para el tratamiento HAFS-C se logró obtener un modelo representativo a los datos ($R^2=0.96$) que expresa la reducción del pH en función de la distancia del humedal.

9.6.1.2 Temperatura

Las figuras 91 y 92 muestran el ajuste matemático aproximado a la temperatura del agua dentro de los tratamientos. Para el tratamiento HAFL-C no fue posible ajustar un modelo para los datos, se observa a la distancia de 0.42 m un pico en el cual la temperatura incrementa, lo cual pudiera deberse a la falta de vegetación por mortandad.

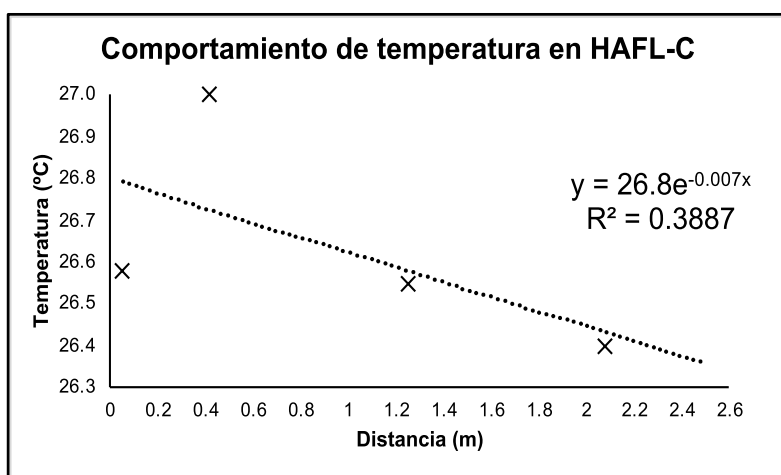


Figura 91. Modelo ajustado a la temperatura en el HAFL-C – etapa de estabilización.

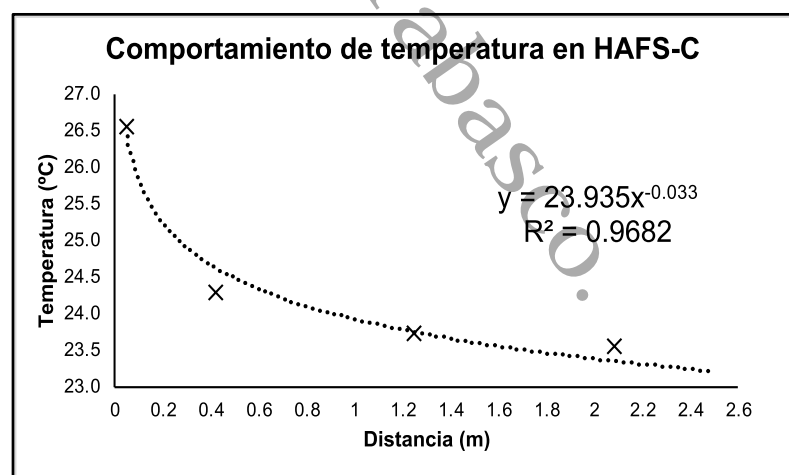


Figura 92. Modelo ajustado a la temperatura en el HAFS-C – etapa de estabilización.



Para el tratamiento HAFS-C, se obtuvo un buen ajuste ($R^2=0.96$) para los datos que expresa el abatimiento de la temperatura debido al aislamiento por la grava y a la intercepción por el *Cladium jamaicense*.

9.6.1.3 Conductividad eléctrica

Las figuras 93 y 94 muestran el ajuste matemático aproximado a la CE del agua dentro de los tratamientos. Para el tratamiento HAFL-C, se observa que la CE es casi homogénea en todo el tratamiento, por lo que no se puede conseguir un buen ajuste ($R^2=0.83$). En el tratamiento HAFS-C no existe disminución de la CE, a pesar de obtener un buen ajuste ($R^2=0.93$) no es representativo a los datos, lo cual se interpreta a que habrá tendencia de aumentar lo cual es erróneo.

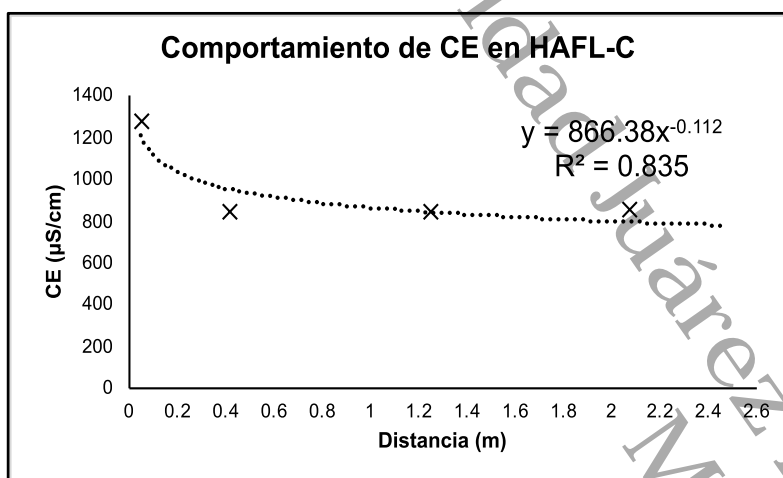


Figura 93. Modelo ajustado a la CE en el HAFL-C – etapa de estabilización.

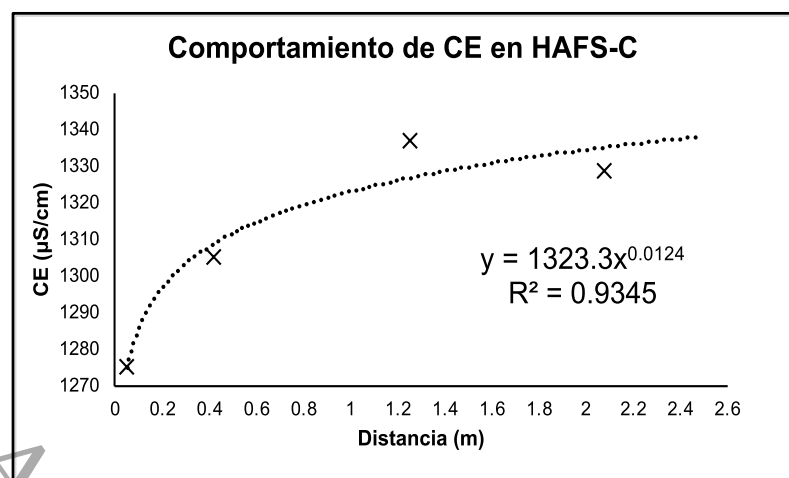


Figura 94. Modelo ajustado a la CE en el HAFS-C – etapa de estabilización.

9.6.1.4 Sólidos disueltos totales

Las figuras 95 y 96 muestran el ajuste matemático aproximado a la CE del agua dentro de los tratamientos. Para el tratamiento HAFL-C, se observa que los SDT son casi homogéneos en todo el tratamiento, por lo que no se puede conseguir un buen ajuste ($R^2=0.83$). En el tratamiento HAFS-C no existe disminución de los SDT, a pesar de obtener un buen ajuste ($R^2=0.93$) no es representativo a los datos.

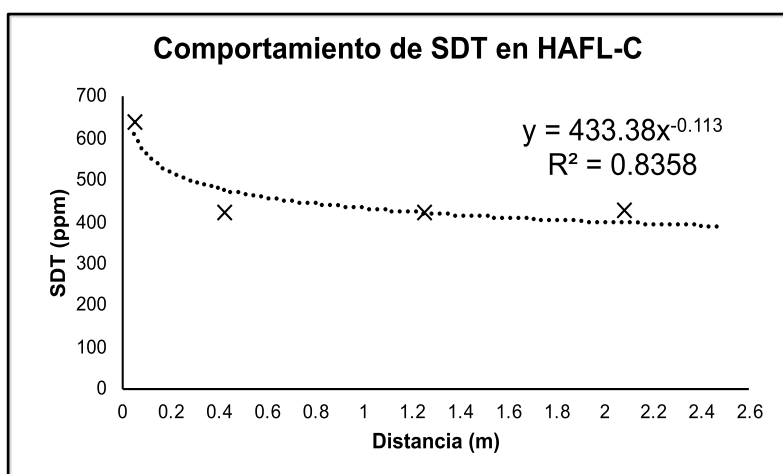


Figura 95. Modelo ajustado a los SDT en el HAFL-C – etapa de estabilización.

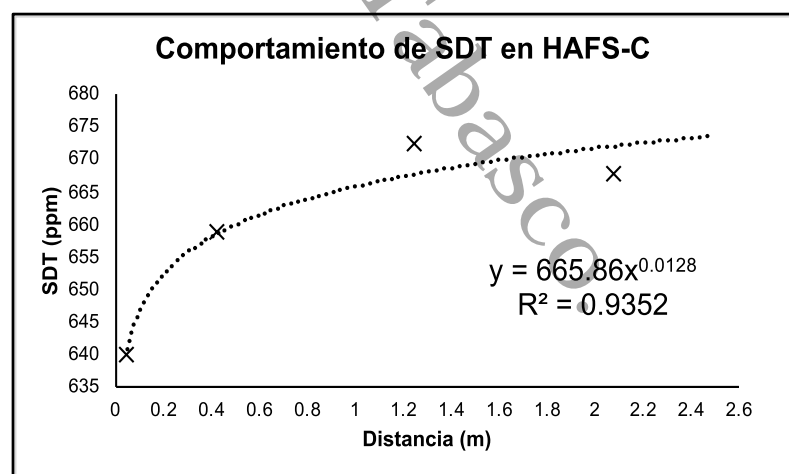


Figura 96. Modelo ajustado a los SDT en el HAFS-C – etapa de estabilización.



9.6.1.5 Color aparente

Las figuras 97 y 98 muestran el ajuste matemático aproximado al color aparente del agua dentro de los tratamientos. El tratamiento HAFL-C nuevamente muestra un comportamiento homogéneo en el humedal, sin embargo, el modelo obtenido en este tratamiento pudiera ser representativo ($R^2=0.82$), el cual presenta tendencia a disminuir ligeramente hacia el efluente. Para el tratamiento HAFS-C, se obtuvo un buen ajuste ($R^2=0.94$) representativo a los datos, el cual presenta una ligera tendencia de disminución con respecto a la distancia.

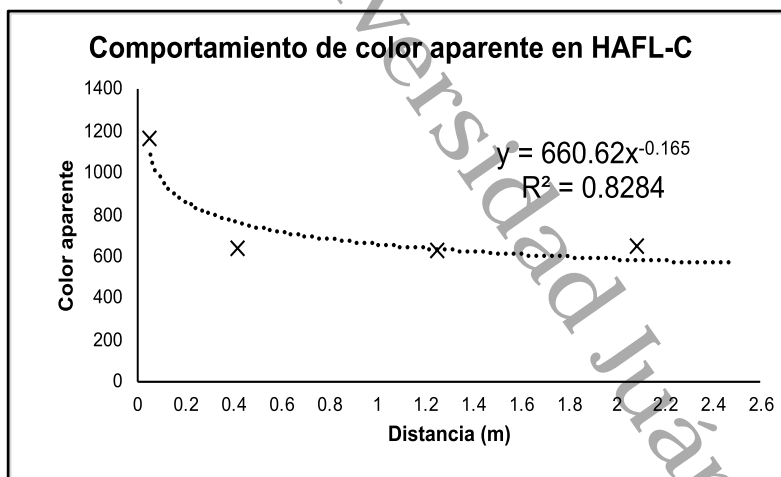


Figura 97. Modelo ajustado al color aparente en el HAFL-C – etapa de estabilización.

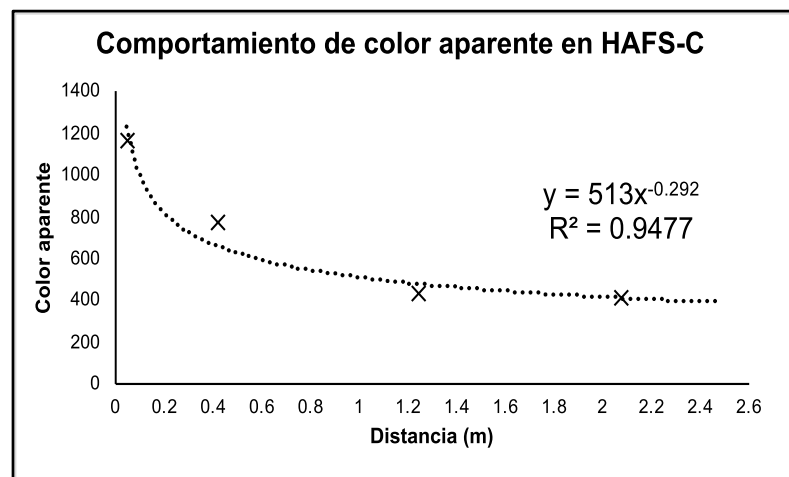


Figura 98. Modelo ajustado al color aparente en el HAFS-C – etapa de estabilización.

9.6.1.6 Turbiedad

Las figuras 99 y 100 muestran el ajuste matemático aproximado a la turbiedad del agua dentro de los tratamientos. Para el tratamiento HAFL-C el ajuste obtenido puede considerarse representativo ($R^2=0.89$). Para el tratamiento HAFS-C, se obtuvo un modelo representativo a los datos ($R^2=0.96$), en el cual se observa una disminución en función de la distancia.

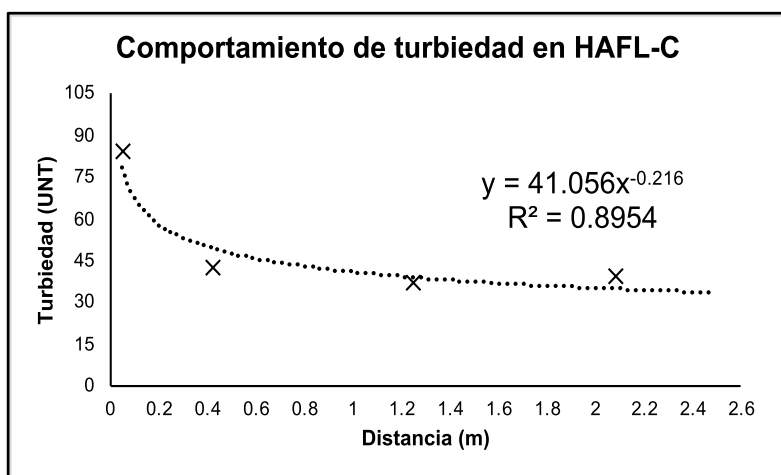


Figura 99. Modelo ajustado a la turbiedad en el HAFL-C – etapa de estabilización.

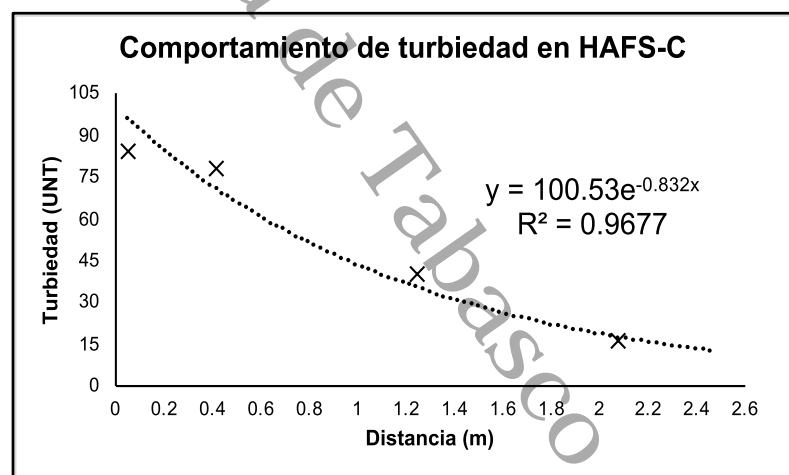


Figura 100. Modelo ajustado a la turbiedad en el HAFS-C – etapa de estabilización.

Los modelos ajustados para el tratamiento HAFS-C son bastante cercanos a los datos obtenidos experimentalmente (con excepción de la CE y SDT), los cuales muestran un comportamiento cercano a un reactor de flujo pistón ideal. Así mismo, los modelos ajustados para el tratamiento HAFL-C son representativos del comportamiento de un reactor de mezcla completa ideal.



9.6.2 Etapa de evaluación

9.6.2.1 Potencial de Hidrógeno

Las figuras 1001 y 102 muestran el ajuste matemático aproximado al pH del agua dentro de los tratamientos. En ambos tratamientos se consiguen buenos ajustes representativos a los datos, HAFL-C con $R^2=0.96$ y HAFS-C con $R^2=0.98$. Es importante mencionar que en ambos tratamientos la reducción del pH llegará a un punto cercano a neutro en el cual se mantendrá debido a los diversos procesos microbiológicos y fisicoquímicos que intervienen en la depuración de las aguas residuales.

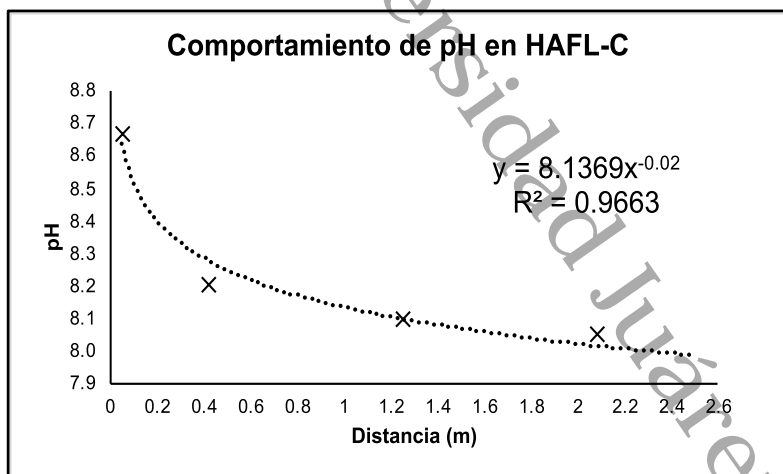


Figura 101. Modelo ajustado al pH en el HAFL-C – etapa de evaluación.

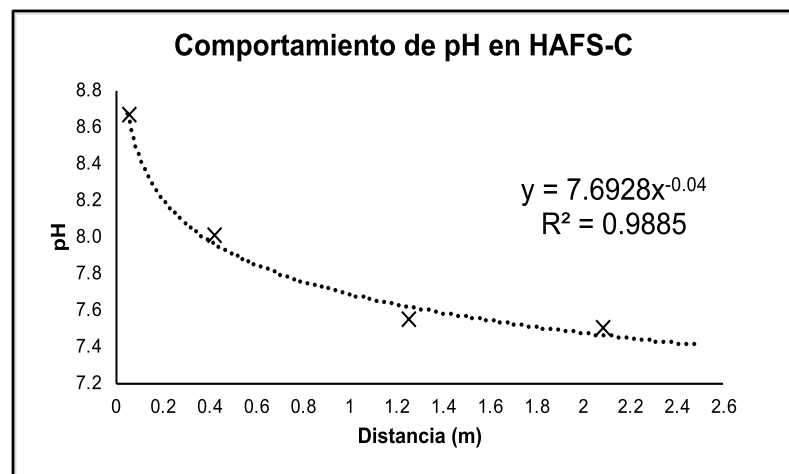


Figura 102. Modelo ajustado al pH en el HAFS-C – etapa de evaluación.

9.6.2.2 Temperatura

Las figuras 103 y 104 muestran el ajuste matemático aproximado a la temperatura del agua dentro de los tratamientos. En ambos tratamientos se consiguen buenos ajustes representativos a los datos, HAFL-C con $R^2=0.98$ y HAFS-C con $R^2=0.97$. En el tratamiento HAFL-C se observa que ya no existe un pico de incremento de temperatura a la distancia 0.4 m a como se argumentó en la etapa de estabilización, esto es gracias a que los surcos de la zona media (1.2 m) tuvieron buen desarrollo (figura 43) cubriendo gran parte de la zona inicial y de esta manera se evitó que la temperatura incrementara por la exposición directa del agua al sol.

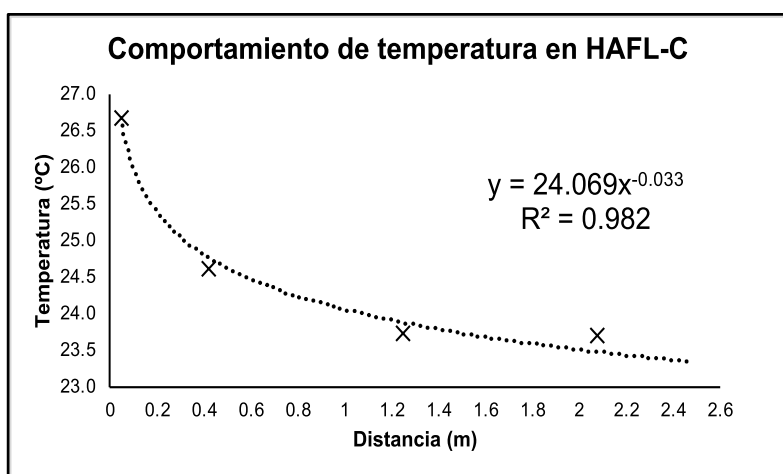


Figura 103. Modelo ajustado a la temperatura en el HAFL-C – etapa de evaluación.

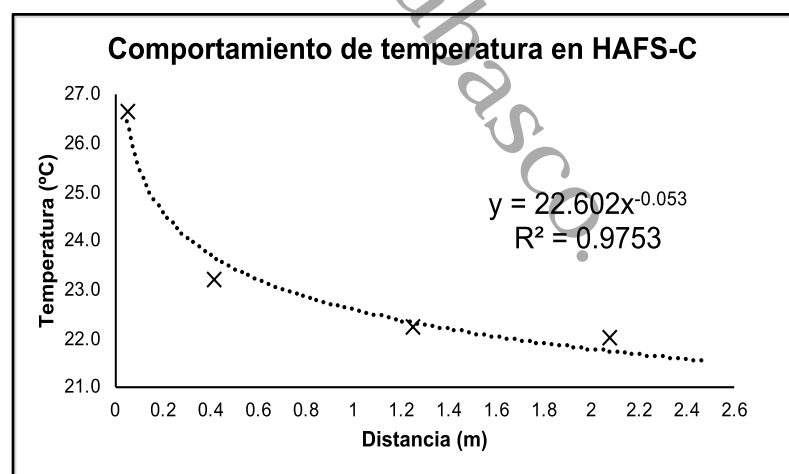


Figura 104. Modelo ajustado a la temperatura en el HAFS-C – etapa de evaluación.



9.6.2.3 Conductividad eléctrica

Las figuras 105 y 106 muestran el ajuste matemático aproximado a la CE del agua dentro de los tratamientos. En ambos tratamientos no fue posible ajustar un modelo representativo al comportamiento registrado en la fase experimental, solo se obtuvo una pequeña reducción de la CE en el tratamiento HAFL-C (tabla 14).

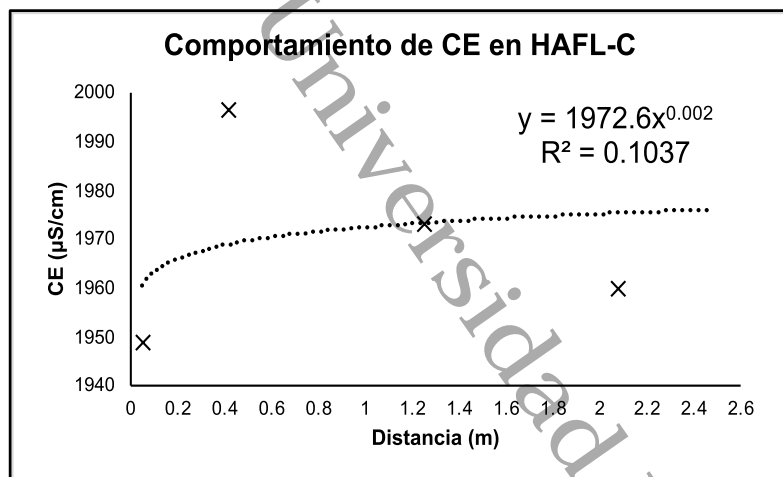


Figura 105. Modelo ajustado a la CE en el HAFL-C – etapa de evaluación.

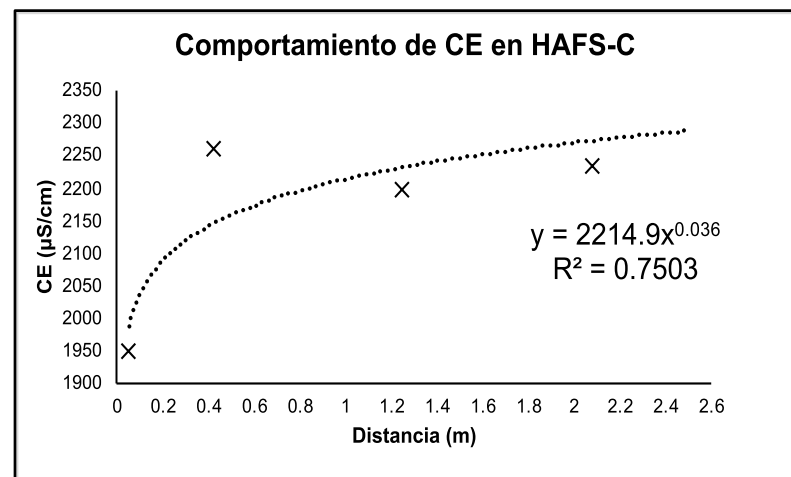


Figura 106. Modelo ajustado a la CE en el HAFS-C – etapa de evaluación.

9.6.2.4 Sólidos disueltos totales

Las figuras 107 y 108 muestran el ajuste matemático aproximado a los SDT del agua dentro de los tratamientos. Los SDT para ambos tratamientos tiene el mismo comportamiento que la CE, debido a que los sólidos ionizantes son los responsables de aumentar o disminuir la CE del agua. Para ambos tratamientos no fue posible ajustar un modelo representativo al comportamiento registrado en la fase experimental.

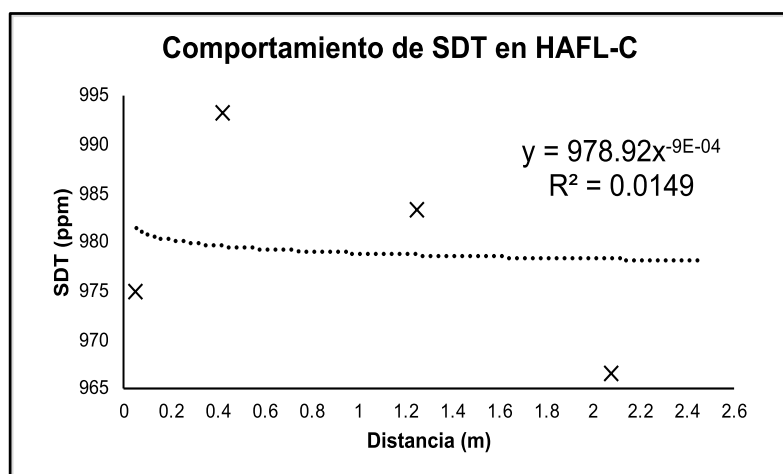


Figura 107. Modelo ajustado a los SDT en el HAFL-C – etapa de evaluación.

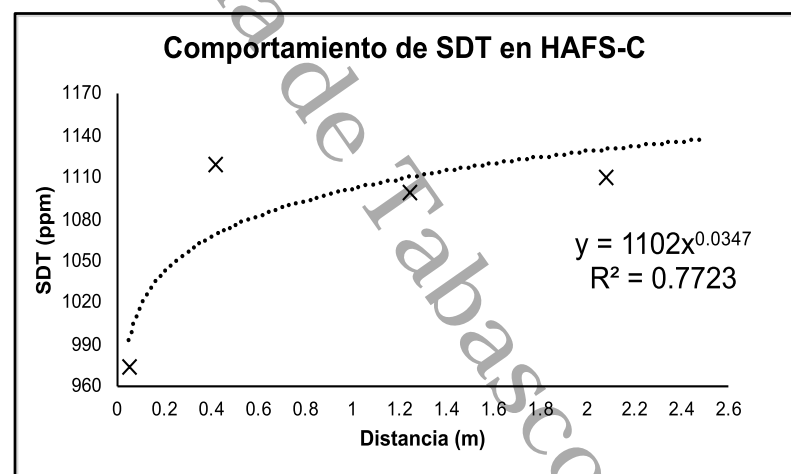


Figura 108. Modelo ajustado a los SDT en el HAFS-C – etapa de evaluación.



9.6.2.5 Color aparente

Las figuras 109 y 110 muestran el ajuste matemático aproximado al color aparente del agua dentro de los tratamientos. Para ambos se consiguen buenos ajustes representativos a los datos, HAFL-C con $R^2=0.99$ y HAFS-C con $R^2=0.97$. En ambos tratamientos se observa que en la zona inicial (0 – 0.6 m) es donde se remueve la mayor parte del material suspendido y disuelto, y que esta reducción continua lentamente hacia el efluente.

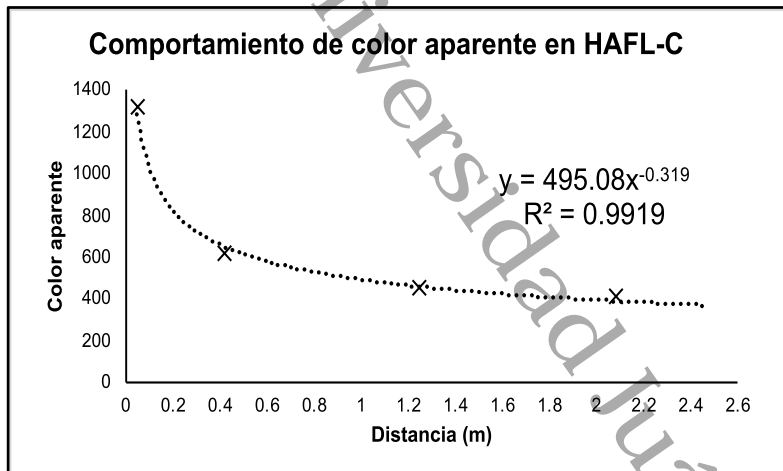


Figura 109. Modelo ajustado al color aparente en el HAFL-C – etapa de evaluación.

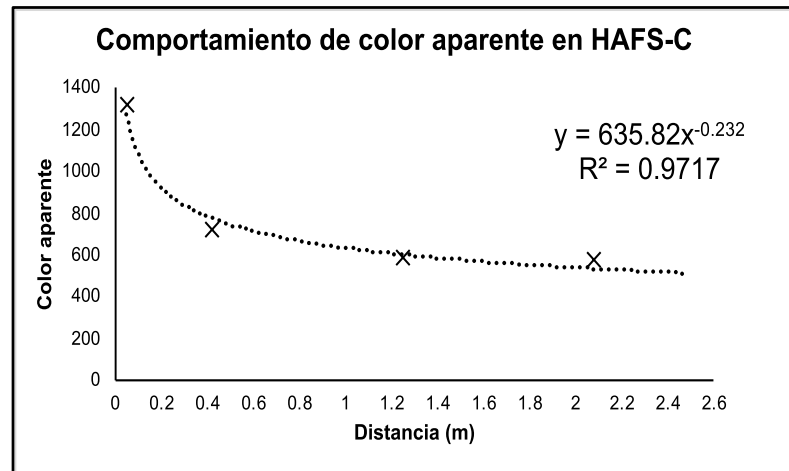


Figura 110. Modelo ajustado al color aparente en el HAFS-C – etapa de evaluación.

Los modelos obtenidos en esta investigación para el color aparente presentan un comportamiento similar a los modelos reportados por López-Ocaña et al. (2018), en un humedal artificial subsuperficial plantado con *Thalia geniculata*, con un ajuste de $R^2=0.93$.

9.6.2.6 Turbiedad

Las figuras 111 y 112 muestran el ajuste matemático aproximado a la turbiedad del agua dentro de los tratamientos. Para ambos se consiguen buenos ajustes representativos a los datos, HAFL-C con $R^2=0.95$ y HAFS-C con $R^2=0.94$.

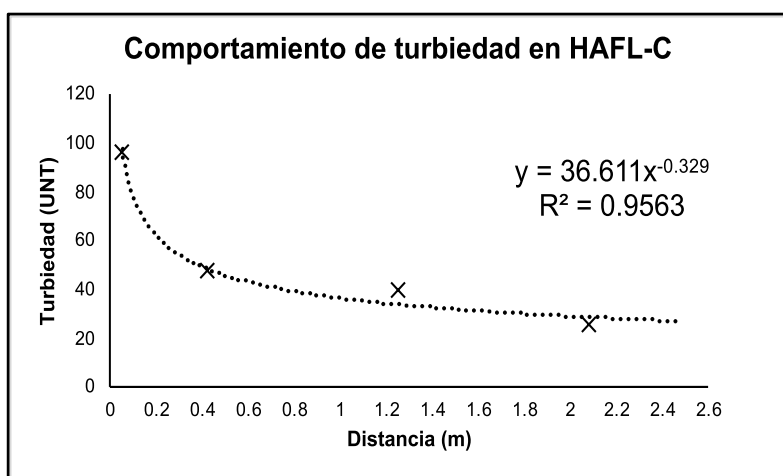


Figura 111. Modelo ajustado a la turbiedad en el HAFL-C – etapa de evaluación.

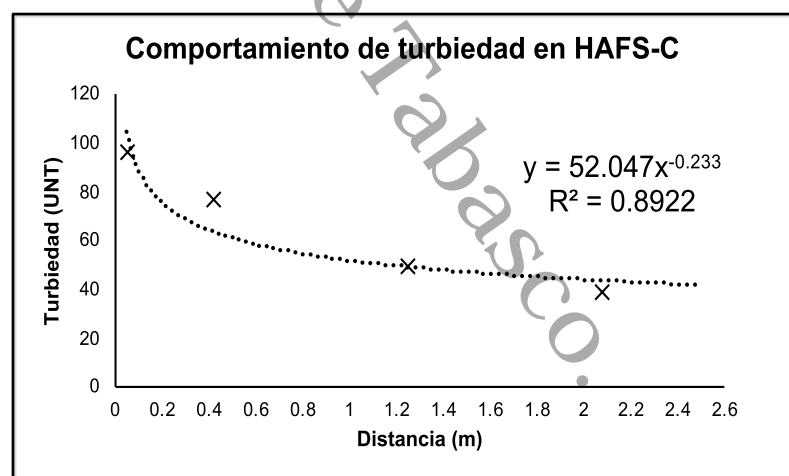


Figura 112. Modelo ajustado a la turbiedad en el HAFS-C – etapa de evaluación.



Los modelos obtenidos en esta investigación de turbiedad presentan un comportamiento similar a los reportados por López-Ocaña et al. (2018), en un humedal subsuperficial plantado con *Thalia geniculata*, con un ajuste de $R^2=0.99$.

La importancia de los modelos ajustados en esta investigación radica en la obtención de datos extrapolables a diferentes distancias, los cuales, con una aproximación de la velocidad del flujo, se pudiera calcular el tiempo necesario para reducir aún más algún contaminante de interés. Es de gran importancia hacer mención que, la bondad de los modelos aquí presentados solo nos aproxima a un comportamiento real, sin dejar por un lado que dentro de los humedales artificiales ocurren un gran número de procesos físicos, químicos y biológicos que influyen directamente en el rendimiento de tratamiento y que son necesarios considerar en el modelo.

9.7 Coeficientes cinéticos de degradación

9.7.1 Etapa de estabilización

Los coeficientes cinéticos calculados para los tratamientos de flujo libre y subsuperficial después de 6 meses de operación se muestran en la tabla 15.

Tabla 15. Valores promedios ($\pm DE$) de los coeficientes cinéticos de degradación calculados para los tratamientos – etapa de estabilización ($N=10$).

| Tanque de control | HAFL-C | | HAFS-C | |
|-------------------|------------|--|------------|---------------------------------------|
| DQO (mg/L) | DQO (mg/L) | "k" mezcla completa (día ⁻¹) | DQO (mg/L) | "k" flujo pistón (día ⁻¹) |
| Media | 216 | 51.8 | 20.6 | 0.70 |
| $\pm DE$ | 13.5 | 6 | 1.9 | 0.04 |

Con base a las figuras de modelado de distribución espacial en el punto 7.5, se concluyó que el tratamiento HAFS-C se asemejó a un comportamiento de flujo pistón, para el cual se obtuvo un coeficiente de degradación "k" promedio de 0.7 días⁻¹, mientras que el tratamiento HAFL-C se observó un comportamiento casi homogéneo similar al de un reactor de mezcla completa, para el cual se obtuvo un coeficiente de degradación "k" promedio de 0.63 días⁻¹. Con base a los coeficientes cinéticos obtenidos, se puede determinar el tiempo de retención hidráulico necesario para obtener una concentración de DQO menor a 30 mg/L en los tratamientos HAFS y HAFL con *Cladium jamaicense* (figuras 113 y 114).

En la figura 114, se observa que para reducir la DQO por debajo de 25 mg/L en el tratamiento HAFL-C, tomaría más de 15 días lo cual es operacionalmente incorrecto, sin embargo, hay que considerar que este tratamiento presentó mala adaptación de la especie plantada durante esta etapa, por lo cual el tiempo de retención hidráulico necesario se prolonga hasta niveles irreales (>15 días).

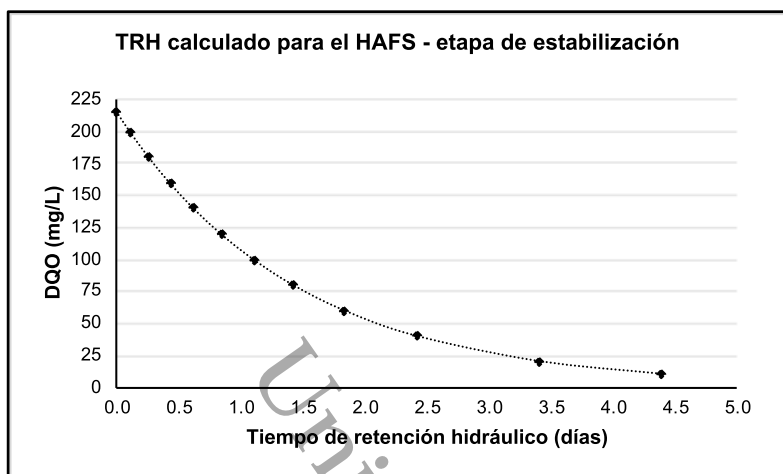


Figura 113. Curva de decaimiento de la DQO ($k=0.7 \text{ d}^{-1}$) en HAFS-C – etapa de estabilización ($N=10$).

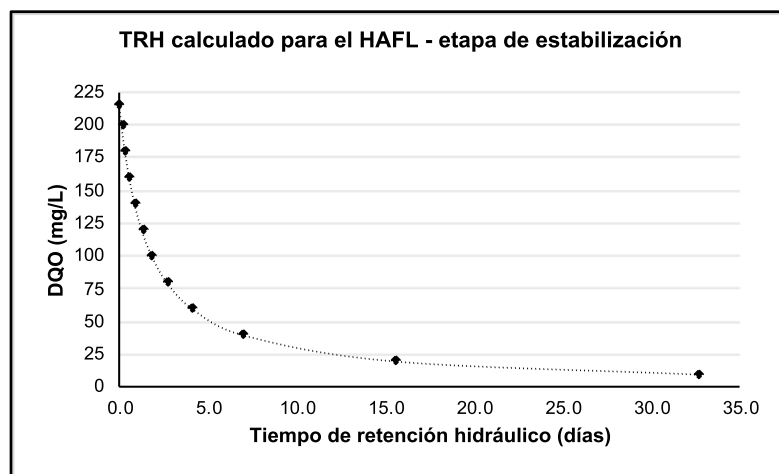


Figura 114. Curva de decaimiento de la DQO ($k=0.63 \text{ d}^{-1}$) en HAFL-C – etapa de estabilización ($N=10$).

9.7.2 Etapa de evaluación

Los coeficientes cinéticos calculados para los tratamientos de flujo libre y subsuperficial después de 1 año de operación se muestran en la tabla 16.

Tabla 16. Valores promedios ($\pm DE$) de los coeficientes cinéticos de degradación calculadas para los tratamientos – etapa de evaluación ($N=10$).

| | Tanque de control | HAFL-C | | HAFS-C | |
|----------|-------------------|------------|--|------------|--|
| | DQO (mg/L) | DQO (mg/L) | "k" flujo pistón (día^{-1}) | DQO (mg/L) | "k" flujo pistón (día^{-1}) |
| Media | 306.6 | 44 | 0.38 | 29.2 | 0.70 |
| $\pm DE$ | 8.8 | 3.3 | 0.020 | 1.6 | 0.024 |

A diferencia de la etapa de estabilización, el tratamiento HAFL-C mostró un comportamiento más alejado a un reactor de mezcla completa y más cercano a un reactor de flujo pistón. Como ya fue mencionado, a medida que aumenta la densidad media del tallo, la velocidad en el humedal disminuye, lo que a su vez regula el flujo hidráulico en el humedal y reduce la carga de contaminantes en la salida (Sabokrouhiyeh et al., 2020). Debido a la alta densidad de hojas que desarrolla el *Cladium jamaicense*, puede actuar como un filtro vegetal que aparte de regular la dirección y velocidad del flujo, funciona como soporte para el establecimiento de la biopelícula (figura A29 – anexo fotográfico).

Villaseñor et al. (2011) realizaron un estudio cinético con humedales subsuperficiales pilotos para tratar aguas residuales domésticas de una granja cerca de Ciudad Real, en el sur de España, con tres diferentes macrófitas: *Phragmites australis*, *Lithrum salicaria* e *Iris pseudacorus*. Aplicando el modelo de flujo pistón obtuvieron coeficientes cinéticos de 0.22, 0.37 y 0.55 d^{-1} respectivamente, a una temperatura media de 19 °C y TRH de 9.6 días. Sperling y de Paoli (2013), realizaron un estudio cinético con humedales subsuperficiales para tratar aguas residuales domésticas con *Typha latifolia*, en Belo Horizonte, Brasil. Aplicando el modelo de flujo pistón y flujo pistón con dispersión obtuvieron coeficientes cinéticos de 0.81 y 0.85 d^{-1} respectivamente, a una temperatura media de 20 °C y TRH de 1.2 días.



Thomaz et al. (2017), realizaron un estudio cinético con humedales subsuperficiales pilotos plantados con *Typha latifolia* para tratar aguas residuales domésticas de la Escuela de Agricultura, Universidad Estatal de São Paulo (UNESP), Botucatu, São Paulo, Brasil. Aplicando el modelo de flujo pistón obtuvieron un coeficiente cinético de 0.4 d^{-1} , a un TRH de 3.2 días. López-Ocaña et al. (2018), realizaron un estudio cinético con humedales subsuperficiales pilotos plantados con *Thalia geniculata* para tratar aguas residuales domésticas de la DACBiol-UJAT, Tabasco, México. Aplicando el modelo de flujo pistón obtuvieron un coeficiente cinético de 0.43 d^{-1} , a una temperatura media de 27 °C y TRH de 4.5 días

Los coeficientes cinéticos obtenidos para los tratamientos de flujo libre y subsuperficial fueron de 0.38 y 0.70 d^{-1} respectivamente a una temperatura media de 26.6 °C y TRH de 5.13 y 3.37 días respectivamente. Los coeficientes obtenidos en esta investigación son cercanos y en algunos casos superiores a los reportados en la literatura. Una de las principales razones a esto, es el tipo de vegetación utilizada, que a través de su sistema radicular puede albergar a una gran cantidad de microorganismos aerobios, favorecidos por la transferencia de oxígeno (Bharagava, 2020).

Así mismo es importante mencionar que, los coeficientes cinéticos calculados en esta investigación, también están directamente influenciadas por la ubicación particular donde se desarrolló esta investigación, debido a que, bajo condiciones climáticas de las zonas tropicales, los coeficientes de degradación cinética parecen ser significativamente más altos que los reportados previamente para los humedales artificiales en zonas templadas, y las temperaturas más altas de estas zonas son un factor importante a considerar (Diem et al., 2012).

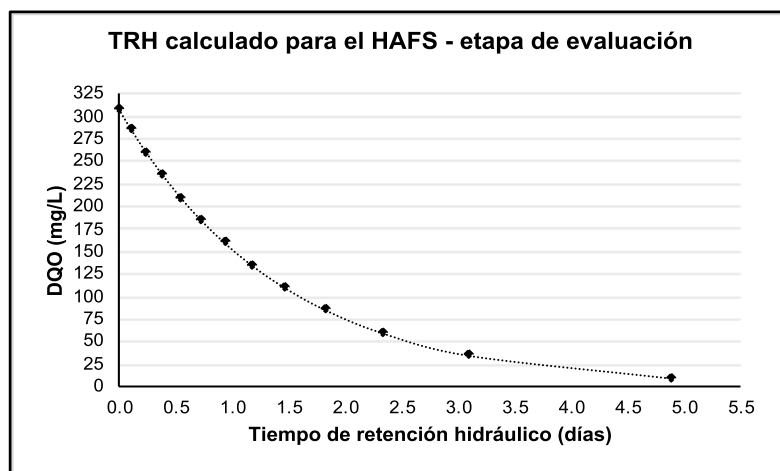


Figura 115. Curva de decaimiento de la DQO ($k=0.7 \text{ d}^{-1}$) en HAFS-C – etapa de evaluación ($N=10$).

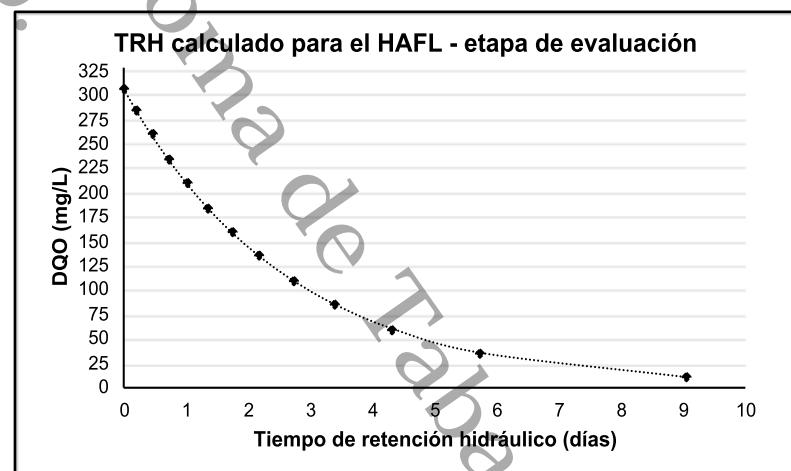


Figura 116. Curva de decaimiento de la DQO ($k=0.38 \text{ d}^{-1}$) en HAFL-C – etapa de evaluación ($N=10$).

Con base a los coeficientes cinéticos obtenidas, se determinó el tiempo de retención hidráulico necesario para obtener una concentración de DQO menor a 25 mg/L en los tratamientos HAFS y HAFL con *Cladium jamaicense* (figuras 115 y 116).



Considerando los TRH planteados por López et al. (2014) en el diseño de los humedales artificiales evaluados, donde el TRH para los tratamientos subsuperficiales es de 4.2 días y de 7.1 días para los tratamientos de flujo libre y con base a los coeficientes cinéticos obtenidos (tabla 16) fue posible estimar la concentración de efluente de DQO en cada tratamiento si el TRH fuese respetado. Con lo que se obtendría una concentración de DQO de efluente en el HAFS-C de 10 mg/L y de 33 mg/L en el HAFL-C, esto ayuda a comprender como el TRH fue un factor totalmente influyente en el rendimiento de los tratamientos evaluados.

Así mismo, como se esperaba, los tratamientos ya en operación se alejaron de un comportamiento ideal. Alasino et al. (2015) mencionan que, a través del tiempo se produce una variación del volumen efectivo del humedal y cambio en su morfología debido a poros ocupados por raíces de la vegetación y acumulación de sólidos, asentamiento de la grava, crecimiento de tallos y hojas, entre otros. Como tal fue el caso del tratamiento de flujo libre que, debido a la densidad de hojas, se alejó completamente de un comportamiento del modelo de mezcla completa.

Debe recordarse que esta investigación se basa completamente en modelos de descomposición simples para las prácticas de diseño tradicionales. Teniendo en cuenta esta comprensión y suponiendo que estos dos modelos hidráulicos son realmente la mejor representación simple posible, los valores de k obtenidos aquí son los que más se parecen a los coeficientes cinéticos "verdaderos" para la descomposición de primer orden de DQO a lo largo del tratamiento con humedales artificiales. Sin embargo, son coeficientes agrupados, que agregan fenómenos físicos y bioquímicos y que pueden diferir si las condiciones cambian como el tipo de vegetación, medio de soporte, carga orgánica, entre otros.



10. CONCLUSIONES

La especie *Cladium jamaicense* mostró muy buena adaptación en el tratamiento de flujo subsuperficial, el crecimiento registrado fue mayor a lo encontrado en los ambientes naturales de Tabasco, Sureste de México y Florida.

A pesar de la mortandad registrada en el tratamiento de flujo libre, las plantas sobrevivientes lograron adaptarse y también mostraron un buen crecimiento, mostrando que los surcos más pequeños no sobrevivieron debido al tirante de agua.

Al final de la etapa de evaluación, las mayores eficiencias de remoción se consiguen con el tratamiento HAFL-C de 80% para color aparente, 86.94% para turbiedad 7 87.62% para SST, con excepción de la DQO con 85.65% de remoción, ya que la mayor reducción de la DQO se consiguió en el tratamiento HAFS-C, con 90.48% de remoción. Es importante mencionar que el *Cladium jamaicense* no mostró reducción de la conductividad eléctrica, por lo cual será necesario disponer de un segundo tratamiento para poder contrarrestarlo.

Comparando las etapas de estabilización y evaluación, se consigue ver la influencia de la carencia de un pretratamiento, ya que el tiempo para la saturación de sólidos del sistema se reduce, provocando que el rendimiento de tratamiento disminuya tempranamente. Así mismo, debido a la naturaleza de los rizomas del *Cladium jamaicense*, es posible que el TRH inicial haya sido reducido conforme la vegetación se desarrolló y por consecuencia, se haya disminuido el tiempo de tratamiento.

Con los gráficos de distribución espacial se pudo identificar y confirmar el comportamiento hidráulico y su tendencia a lo largo de todo el periodo de evaluación. Los ajustes de los modelos matemáticos fueron acertados en todos los tratamientos para las variables color y turbiedad, los cuales pueden ser una herramienta útil que pueden ayudar a estimar nuevos TRH y dimensionamiento necesario para reducir aún más algún parámetro de interés.

Los coeficientes cinéticos obtenidos para los tratamientos de flujo libre y subsuperficial fueron de 0.38 y 0.70 d⁻¹ respectivamente a una temperatura media de 26.6 °C y TRH de 5.13 y 3.37 días respectivamente. Estos pueden considerarse más acertados y significativos a los estimados matemáticamente, ya que su obtención es a base de datos totalmente reales (experimentables) y representativos al comportamiento particular de humedales artificiales con una vegetación específica, en este caso, del *Cladium jamaicense*.

A pesar de que la especie *Cladium jamaicense* requiere un manejo más cuidadoso (riesgo de pequeñas cortaduras), muestra un desempeño bastante competitivo con las especies recomendadas en la literatura, y que tal vez su utilización sea más adecuada en comunidades pequeñas o rurales, donde no se requiera grandes extensiones de terreno.



11. RECOMENDACIONES

Tal vez utilizar surcos de menor tamaño ayude a una mejor distribución de la vegetación en toda el área superficial de tratamiento.

Realizar campañas de limpieza de hojas muertas al menos cada tres semanas. En tiempos de sequía, es necesario monitorear constantemente el sistema ya que debido a la alta densidad de biomasa aérea que la especie puede producir, puede existir un alto riesgo de incendio.

No exceder más de 30 cm de tirante de agua debido a que puede causar la mortandad de más del 50% de los individuos.

Considerar un pos-tratamiento para la reducción de la conductividad eléctrica. No obstante, el agua tratada sin pos-tratamiento puede considerarse para utilizar en sistemas de riego, siempre y cuando cumpla con los estándares biológicos establecidos por el organismo regulador pertinente.

Considerar en el diseño el volumen ocupado por rizomas y estimar un volumen creciente a largo plazo, ya que los rizomas de *Cladium jamaicense* pueden crecer considerablemente ocupando parte del volumen efectivo de tratamiento.

Los parámetros de calidad del agua evaluados en esta investigación son solo los referidos a la remoción de sólidos y carga orgánica, es necesario determinar las eficiencias de remoción de nutrientes, ya que pueden causar un gran impacto en los ecosistemas naturales.



12. REFERENCIAS

"2120 COLOR (2017)", Métodos estándar para el examen de aguas y aguas residuales. DOI: 10.2105 / SMWW.2882.017.

"2510 CONDUCTIVITY (2017)", Métodos estándar para el examen de aguas y aguas residuales. DOI: 10.2105 / SMWW.2882.027.

"5220 DEMANDA DE OXÍGENO QUÍMICO (DQO) (2017)", Métodos estándar para el examen de agua y aguas residuales. DOI: 10.2105 / SMWW.2882.103.

"4500-H + pH VALUE (2017)", Métodos estándar para el examen de aguas y aguas residuales. DOI: 10.2105 / SMWW.2882.082.

"2540 SÓLIDOS (2017)", Métodos estándar para el examen de aguas y aguas residuales. DOI: 10.2105 / SMWW.2882.030.

"2550 TEMPERATURE (2017)", Métodos estándar para el examen de aguas y aguas residuales. DOI: 10.2105 / SMWW.2882.031.

"2130 TURBIDEZ (2017)", Métodos estándar para el examen de aguas y aguas residuales. DOI: 10.2105 / SMWW.2882.018.

Abou-Elela, S. I. y Hellal, M. S. (2013). Municipal wastewater treatment in horizontal and vertical flows constructed wetlands. *Ecological Engineering*, 61, 460 – 468. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2013.10.010.

Adams, C. D. 1994. Cyperaceae: Cladium, Cyperus, Oxycaryum, Remirea, Schoenoplectus, Schoenus, Fimbristylis, Scleria. En: G. Davidse, M. Sousa y A. O. Chater (eds.). Universidad Nacional Autónoma de México (Instituto de Biología), Missouri Botanical Garden y #e Natural History Museum (London). *Flora Mesoamericana* 6: 402-404, 423-444, 448-449, 455-457, 476-484.

Adrados, B., Sánchez, O., Arias, C. A., Becares, E., Garrido, L., Mas, J., Brix, H., y Morato, J. (2014). Microbial communities from different types of natural wastewater treatment systems: Vertical and horizontal flow constructed wetlands and biofilters. *Water research*, 55, 304 – 312. DOI: 10.1016/j.watres.2014.02.011.

Akinbile, C., Ahmad, A., y Suffian, M. (2012). Landfill leachate treatment using sub-surface flow constructed wetland by *Cyperus haspan*. *Waste Management*, 32(7), 1387 – 1393. DOI: 10.1016/j.wasman.2012.03.002.

Alarcón H, M., Zurita, F., Hadad, H., Garcia P, A., Vidal, G., Maine, M., y Vera, I. (2018). Humedales de tratamiento: alternativa de tratamiento de aguas residuales aplicable en América Latina. Bogotá. Pontificia Universidad Javeriana.



Alasino, N., Nadal, F., Primo, L., Bollo, P., y Larrosa, N. (2015). Comportamiento cinético e hidráulico de un humedal construido a escala real. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 6(3), pp. 93 – 104. Recuperado el 15 de marzo de 2019, de: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=353541047007>.

Alfaro, C., Pérez, R. y Solano, M. (2015). Saneamiento de aguas residuales mediante humedales artificiales en el Museo de Cultura Popular de la Universidad Nacional. *Revista de Ciencias Ambientales*, 45(1) 63 – 71. DOI: <http://dx.doi.org/10.15359/rca.45-1.6>.

Almuktar, S. A. A. N., Abed, S. N., y Scholz, M. (2018). Wetlands for wastewater treatment and subsequent recycling of treated effluent: a review. *Environmental Science and Pollution Research*, 25, 23595 – 23623. DOI: 10.1007/s11356-018-2629-3.

Arias, S., Ferney, M., Gómez, G., Salazar, J., y Hernández, M. (2010). Fitorremediación con humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales porcinas. *Informador Técnico (Colombia)*. 74, 15 – 23. Recuperado el 28 de octubre de 2018, de <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=3638734>.

Badhe, N., Saha, S., Biswas, R., y Nandy, T. (2014). Role of algal biofilm in improving the performance of free surface, up-flow constructed wetland. *Bioresource Technology*, 169, 596 – 604. DOI: 10.1016/j.biortech.2014.07.050.

Barco, A. y Borin, M. (2017). Treatment performance and macrophytes growth in a restored hybridconstructed wetland for municipal wastewater treatment. *Ecological Engineering*, 107, 160 – 171. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2017.07.004.

Bharagava, R. N. (2020). Emerging Eco-friendly Green Technologies for Wastewater Treatment, *Microorganisms for Sustainability*. Springer, 18, 311 – 327. DOI: 10.1007/978-981-15-1390-9_14.

Biones S, G. (2008). Aforo del agua: en canales y tuberías. México. Trillas

Bixquert, J. (2013). Estudio de la vegetación en el humedal artificial Tancat de la Pipa y en el Filtro Verde V-30: determinación de la biomasa vegetal y su contenido nutritivo, evaluación de la velocidad de crecimiento y asimilación de nutrientes. Tesina final de master. Master en Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente. Universidad Politécnica de Valencia. Recuperado el 5 de marzo de 2018, de <http://hdl.handle.net/10251/35383>.

Bhavik K, A., Hilar, P., Sarayu, M., Yogesh, S., Vasdev, S., y Datta, M. (2011). Kinetic modelling and microbial community assessment of anaerobic biphasic fixed film bioreactor treating distillery spent wash. *Water research*, 45, 4248 – 4259. DOI: 10.1016/j.watres.2011.05.048.



Carreño, U. (2016). Diseño y evaluación de un biosistema de tratamiento a escala piloto de aguas de curtiembres a través de la *Eichhornia crassipes*. *Revista Colombiana de Biotecnología*, 18(2), 74 – 81. DOI: 10.15446/rev.colomb.biote.v18n2.52271.

Carvajal R, A., Zapattini I, C., y Quintero Z, C. (2015). Humedales Artificiales, una alternativa para la depuración de Aguas Residuales en el Municipio de Mizque, Bolivia. *DisTecD. Diseño y Tecnología para el Desarrollo*, 5, 88 – 108. Recuperado el 5 de marzo de 2018, de <http://polired.upm.es/index.php/distecd/article/view/3744>.

Caselles-Osorio, A., Vega, H., Camilo, J., Casierra, H. y Euliser, J. (2017). Horizontal subsurface-flow constructed wetland removal efficiency using *Cyperus articulatus* L. *Ecological Engineering*, 99, 479 – 485. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2016.11.062.

Casierra-Martínez, H.A., Charris-Olmos, J.C., Caselles-Osorio, A., y Parody-Muñoz, A. E. (2017). Eliminación de materia orgánica y nutrientes en humedales tropicales construidos utilizando *Cyperus ligularis* (Cyperaceae) y *Echinochloa colona* (Poaceae). *Contaminación del agua, el aire y el suelo*, 228(9), 3 – 10. DOI: 10.1007/s11270-017-3531-1

Caso C, M., Ezcurra, E., y Pisanty, I. (2004). Diagnóstico ambiental del Golfo de México Volumen 1. SEMARNAT, INE, IN, IE y HRIGMS. Recuperado el 28 de enero de 2019, de http://cambioclimatico.gob.mx:8080/xmlui/bitstream/handle/publicaciones/127/435_2004_Diag_ambiental_Golfo_Mexico.pdf?sequence=1&isAllowed=y.

Castañeda V, A. A., y Flores L, H. E. (2020). Tratamiento de aguas residuales domésticas mediante plantas macrófitas típicas en Los Altos de Jalisco, México. *PAAKAT: Revista de Tecnología y Sociedad*, 5(3), 1 – 13. Recuperado el 20 de abril de 2020, de <http://www.udgvirtual.udg.mx/paakat/index.php/paakat/article/view/208/298>.

Cervantes, S. P., Londoño, Y. A., Gutiérrez, F. R., y Peñuela, G. A. (2017). Evaluación de humedales artificiales de flujo subsuperficial en la remoción de diferentes concentraciones de ibuprofeno empleando *Cyperus papyrus*. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 8(5), 105 – 116. DOI: 10.24850/j-tyca-2017-05-07.

Charris, J. C., y Caselles-Osorio, A. (2016). Eficiencia de eliminación de contaminantes del agua residual doméstica con humedales construidos experimentales plantados con *Cyperus ligularis* (Cyperaceae) y *Echinochloa colona* (Poaceae). *Tecnología y Ciencias del Agua*, 7(6), 93 – 103. Recuperado el 2 de abril de 2020, de http://www.scielo.org.mx/scielo.php?pid=S2007-24222016000600093&script=sci_abstract.



Chen, Y., Wen, Y., Tang, Z., Huang, J., Zhou, Q., y Vymazal, J. (2015). Effects of plant biomass on bacterial community structure in constructed wetlands used for tertiary wastewater treatment. *Ecological Engineering*, 84, 38 – 45. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2015.07.013.

Chiang, C., Craft, C.B., Rogers, D.W., and Richardson, C.J. (2000). Effects of 4 years of nitrogen and phosphorus additions on Everglades plant communities. *Aquatic Botany*, 68, 61 – 78. DOI: 10.1016/S0304-3770(00)00098-X.

Choudhary, A. K., Kumar, S., y Sharma C. (2011). Constructed wetlands: An approach for wastewater treatment. *Elixir Pollution*. 37, 3666 – 3672. Recuperado el 11 de noviembre de 2018, de [https://www.elixirpublishers.com/articles/1350104218_37%20\(2011\)%203666-3672.pdf](https://www.elixirpublishers.com/articles/1350104218_37%20(2011)%203666-3672.pdf).

CONAGUA. (2012). *Atlas del agua en México*. Ciudad de México, México.

CONAGUA. (2015). Inventario Nacional de Plantas Municipales de Potabilización y de Tratamiento de Aguas Residuales en Operación. Recuperado el 26 de noviembre de 2019, de https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/197610/Inventario_2015.pdf.

CONAGUA. (2017). Situación del Subsector Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento. Recuperado el 26 de noviembre de 2019, de https://backend.aprende.sep.gob.mx/media/uploads/proedit/resources/situacion_d_el_subse_c220a56b.pdf.

Crites, R. y Tchobanoglous, G. (2000). Tratamiento de aguas residuales en pequeñas poblaciones. Santafé de Bogotá, Colombia. McGraw-Hill.

Crites, R. W., Middlebrooks, J., y Reed, S. C. (2006). Natural wastewater treatment systems. New York. Taylor & Francis Group.

Davis, M. (2004). Ingeniería y ciencias ambientales. Ciudad de México, México. McGraw-Hill.

Delgadillo O., Camacho A., Pérez L. y Andrade M. (2010). Depuración de aguas residuales por medio de humedales artificiales (serie técnica). Centro Andino para la Gestión y Uso del Agua, Cochabamba, Bolivia. ISBN: 978-99954-766-2-5.

De la Mora O, C., Saucedo T, R., Barrientos J, E., Gómez R, S., González A, I., y Domínguez A, G. (2015). Eficiencia de un humedal artificial en serie para el tratamiento de aguas residuales provenientes de granjas porcícolas. Informe Técnico Núm. 2 ISBN: 978-607-37-0533-2.



Departamento de Sanidad del Estado de New York - DSENY. (2014). Manual de tratamiento de aguas negras. México. Limusa.

Díaz, S., García, M. T., y Martín G, A. (2014). Aprendiendo metabolismo microbiano en una EDAR (Estación Depuradora de Aguas Residuales). *Reduca (Biología). Serie Microbiología. Microbiología ambiental*, 7(1), 15 – 32. Recuperado el 10 de noviembre de 2019, de <http://www.revistareduca.es/index.php/biologia/article/view/1538/1746>.

Diem, N. T., Konnerup, D., Schierup, H., Huu, N., Tuan, L. A., y Brix, H. (2012). Kinetics of pollutant removal from domestic wastewater in a tropical horizontal subsurface flow constructed wetland system: Effects of hydraulic loading rate. *Ecological engineering*, 36, 527 – 535. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2009.11.022.

Brown, D. S., Kreissl, J. F., y Gearhart, R. A. (2000). Manual - Constructed wetlands treatment of municipal wastewaters. EPA / 625 / R-99/010 (NTIS PB2001-101833).

EPA, U.S. Environmental Protection Agency (2006). Performance of stormwater retention ponds and constructed wetlands in reducing microbial. Washington, EUA. EPA/600/R-06-102. Recuperado el 15 de agosto de 2018, de <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi/P10089WM.PDF?Dockey=P10089WM.PDF>.

Escutia L, Y., de la Barrera, E., Martínez, Y., y Lindig C, R. (2010). Respuesta a la adición de nitrógeno y fósforo en el crecimiento de *Typha domingensis* y *Schoenoplectus americanus*. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, 87, 83 – 87. Recuperado el 7 de abril de 2018, de http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0366-21282010000200007&lng=es&tlng=es.

Fonder, N. y Headley, T. (2013). The taxonomy of treatment wetlands: A proposed classification and nomenclature system. *Ecological Engineering*, 51, 203 – 211. DOI: [10.1016/j.ecoleng.2012.12.011](https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.12.011).

Ferrer, J. (2008). Tratamientos biológicos de aguas residuales. Ciudad de México, México. Almaomega Grupo Editor.

Gallegos-Rodríguez, J., López O, G., Bautista-Margulis, R.G., y Torres-Balcázar, C.A. (2018). Evaluación de humedales artificiales de flujo libre con *Sagittaria latifolia* y *Sagittaria lancifolia* en el tratamiento de aguas residuales domésticas. *Ingeniería agrícola y biosistemas*, 10(2), 49 – 65. DOI: 10.5154/r.inagbi.2017.03.005.

García, J., y Corzo, A. (2010). Depuración con Humedales construidos: guía práctica de diseño, construcción y explotación de sistemas de humedales de flujo subsuperficial. obtenido de: http://upcommons.upc.edu/eprints/bitstream/2117/2474/1/JGarcia_and_ACorzo.pdf



GARCÍA, J., ROUSSEAU, P. L., MORATÓ, J., LESAGE, E., MATAMOROS, V. y BAYONA, J. (2010). Contaminant Removal Processes in Subsurface-Flow Constructed Wetlands: A Review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 40(7), 561 – 661. DOI: 10.1080/10643380802471076.

García O, J. A., López O, G., y Torres B, C. (2019). Evaluación de medios de soporte en humedales artificiales con vegetación *Sagittaria latifolia* en la remoción de contaminantes básicos. *Revista Iberoamericana de las Ciencias Biológicas y Agropecuarias*, 8(15), 16 – 31. DOI: 10.23913/cibav8i15.82.

Garfí, M., Pedescoll, A., Bécares, E., Hijosa, M., Sidrach, R., y García, J. (2012). Effect of climatic conditions, season and wastewater quality on contaminant removal efficiency of two experimental constructed wetlands in different regions of Spain. *Science of the Total Environment*, 437, 61 – 67. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2012.07.087.

Garzón Z, M.A., González Z, J., y García B, R. (2016). Evaluación de un sistema de tratamiento doméstico para reúso de agua residual. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 32(2), 199 – 211. DOI: 10.20937/RICA.2016.32.02.06.

Geissler, G. (2011). El agua como un recurso natural renovable. México. Trillas.

Gökalp, Z., Karaman, S., Tas, I., y Kirnak, H. (2016). Constructed wetland technology to prevent water resources pollution. *Current Trends in Natural Sciences*, 5(9), 125 – 132. Recuperado el 15 de diciembre de 2019, de https://www.upit.ro/document/10001/paper_19.pdf.

Guadarrama, P., Salinas P, L., Chiappa C, X., y Ramos Z, J. A. (2018). Florística, composición y estructura de las comunidades vegetales de la porción occidental de la Reserva Estatal Ciénegas y Manglares de la Costa Norte de Yucatán. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 89, 784 – 805. DOI: 10.22201/ib.20078706e.2018.3.1746.

Gupta, P., Roy, S., y Mahindrakar, A. (2012). Treatment of Water Using Water Hyacinth, Water Lettuce and Vetiver Grass - A Review. *Resources and Environment*, 2(5), 202 – 215. DOI: 10.5923/j.re.20120205.04.

Haddis, A., Van der Bruggen, B., y Smets, I. (2020). Constructed wetlands as nature based solutions in removing organic pollutants from wastewater under irregular flow conditions in a tropical climate. *Ecohydrology & Hydrobiology*, 20, 38 – 47. DOI: 10.1016/j.ecohyd.2019.03.001.



Haiming, W., Jian, Z., Huu H, N., Wenshan, G., Zhen, H., Shuang, L., Jinlin, F., y Hai, L. (2015). A review on the sustainability of constructed wetlands for wastewater treatment: Design and operation. *Bioresource Technology*, 175, 594 – 601. DOI: 10.1016/j.biortech.2014.10.068.

Heike Hoffmann, C. P. (2011). *Technology Review of Constructed. Subsurface flow constructed wetlands for greywater and domestic wastewater treatment*. Eschborn, Alemania: Ancia de Cooperación Internacional de Alemania.

Henry, J. G. y Heike, G. W. (1999). *Ingeniería ambiental*. México. Pearson Educación.

Hernández-Gutiérrez, L.E., Santamarta, J.C., Tomás, R., Cano, M., García-Barba, J., Piñero-García, A. (2013). *Prácticas de Ingeniería del Terreno*. Universidades de Alicante y de La Laguna.

Hernández M, Aurelio. (2004). *Manual de depuración uralita – Sistemas para depuración de aguas residuales en núcleos de hasta 20,000 habitantes*. Madrid, España. Thomson Editores.

Hua, Y., Peng, L., Zhang, S., Heal, K. V., Zhao, K., y Zhu, D. (2017). Effects of plants and temperature on nitrogen removal and microbiology in pilot-scale horizontal subsurface flow constructed wetlands treating domestic wastewater. *Ecological Engineering*, 108, 70 – 77. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2017.08.007.

Huma, I., y Masih, I. (2017). The performance of the intensified constructed wetlands for organic matter and nitrogen removal: A review. *Journal of Environmental Management*, 198, 372 – 383. DOI: 10.1016 / j.jenvman.2017.04.098.

Jiménez-López, E. C., López O, G., Bautista M, R. G., Castelán E, M., Guerrero P, A., Hernández B, J. R., Torres B, C. A., De la Cruz L, E., Romellón C, M. J., y Solís S, R. (2017). Wastewater treatment by constructed wetlands with *Thalia geniculata* and *Paspalum paniculatum* in a tropical system of Mexico. *Water pollution*, 12(1), 42 – 50. DOI: 10.2495/SDP-V12-N1-42-50.

Kadlec, R. H., y Wallace, S. (2009). *Treatment wetlands*. Segunda edición. Boca Raton: CRC Press Taylor & Francis Group.

Kale, V. S. (2016). Consequence of temperature, pH, turbidity and dissolved oxygen water quality parameters. *International Advanced Research Journal in Science, Engineering and Technology*, 3, 1 – 5. DOI: 10.17148/IARJSET.2016.3834.



Khalifa, M.E., El-Reash, Y.G.A., Ahmed, M.I., y Rizk, F.W. (2020). Effect of media variation on the removal efficiency of pollutants from domestic wastewater in constructed wetland systems. *Ecological Engineering*, 143, 1 – 8. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2019.105668.

Koyama, T. 1956. Taxonomic studies of the Cyperaceae 5. A new classification of the genus *Cladium* in a wide meaning. *Botanical magazine (Tokyo)* 69: 59-67.

Lancheros, J.C., Mosquera, J.E., y Caselles-Osorio, A. (2013). Aspectos hidráulicos de un humedal construido de flujo sub superficial horizontal, y su relación con la eficiencia de eliminación en la zona rural de Santa Marta Colombi. In *Sociedad y Servicios Ecosistémicos: Perspectivas Desde La Gestión Del Agua, Las Inundaciones y el Saneamiento Sostenible* 303 – 314. Santiago de Cali, Colombia: Centro Editorial de la Universidad Del Valle.

Ledesma, C., Bonansea, M., Rodríguez, C. y Sánchez, A. (2013). Determinación de indicadores de eutrofización en el embalse Río Tercero, Cordoba (Argentina). *Revista Ciencia Agronómica*, 44(3), 419 – 425. Recuperado el 20 de agosto de 2019, de http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S1806-66902013000300002&script=sci_abstract&tlng=es.

Leto, C., Tuttolomondo, T., La Bella, S., Leone, R., y Licatam M. (2013). Effects of plant species in a horizontal subsurface flow constructed wetland – phytoremediation of treated urban wastewater with *Cyperus alternifolius* L. and *Typha latifolia* L. in the West of Sicily (Italy). *Ecological Engineering*, 61(1), 282 – 291. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2013.09.014.

Llanos-Lizcano, A., Barraza, E., Narvaez, A., Varela, L., y Caselles-Osorio, A. (2019). Efficiency of pilot-scale horizontal subsurface flow constructed wetlands and microbial community composition operating under tropical conditions. *International Journal of Phytoremediation*, 30(8), 1 – 9. DOI: 10.1080/15226514.2018.1523874

Lodge, T. E. (2005). *The Everglades Handbook: Understanding the Ecosystems*, 2da edición. CRC Press LLC. Boca Raton, Florida.

López, O. G., Torres B, C. A., Bautista M, R. G., Hernández B, J. R., Gutiérrez V, J. J., De la Cruz L, E., y Ferrer S, M. I. (2014). Diseño de sistemas experimentales de humedales artificiales de flujo libre y subsuperficial. *Compilación de investigaciones científicas, Universidad Juárez Autónoma de Tabasco*. Recuperado el 20 de enero de 2019, de:

<http://www.archivos.ujat.mx/2014/divulgacion%20cientifica/SDDC2013final.pdf>

López-Ocaña, G., Bautista M, R. G., Ramos H, S., Torres B, C. A., López V, R., y Pampillón G, L. (2018). Phytoremediation of wastewater with *Thalia geniculata* in constructed wetlands: basic pollutants distribution. *Water Pollution*, 228, 53 – 63. DOI: 10.2495/WP180071.



López-Ocaña. G., Bautista M, R. G., Valdes M, A., Torres B, C. A., López V, R., Pérez S, E., y Pampillón G, L. (2019). Spatial distribution behavior of basic Pollutants in a subsurface-flow wetland with *Thalia geniculata*. *Int. J. Environ. Impacts*, 2(2), 145 – 160. DOI: 10.2495/EI-V2-N2-145-160.

Machado, R. (2011). Caracterización morfológica y productiva de procedencias de *Jatropha curcas* L. *Pastos y Forrajes*, 34(3), 267 – 279. Recuperado el 7 de abril de 2018, de http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0864-03942011000300003&lng=es&tlng=es.

Madrigal, L. A., y Vargas C, V. (2016). Densidad del estrato herbáceo y su relación con luminosidad, pH y cantidad de hojarasca en la Reserva Biológica Alberto Manuel Brenes, San Ramón, Costa Rica. *Cuadernos de Investigación UNED*, 8(2), 195 – 199. DOI: 10.22458/urj.v8i2.1561.

Manahan, S. E. (2007). Introducción a la química ambiental. México. Editorial Reverté UNAM.

Marín A, C., Solís S, R., López O, G., Bautista M, R. G., y Romellón C, M. J. (2016). Tratamiento De Aguas Residuales Por Humedales Artificiales Tropicales En Tabasco, México. *Ciba Revista Iberoamericana De Las Ciencias Biológicas Y Agropecuarias*, 5(10) 1 – 20. Recuperado el 17 de abril de 2019, de: <http://www.ciba.org.mx/index.php/CIBA/article/view/54/253>

Martínez, E. y C. Galindo (2002). La vegetación de Calakmul, Campeche, México: clasificación, descripción y distribución. *Boletín de la Sociedad Botánica Mexicana*, 71, 7 – 32.

Matheson, F. E. y Sukias, J. P. (2010). Nitrate removal processes in a constructed wetland treating drainage from dairy pasture. *Ecological Engineering*, 36, 1260 – 1265. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2010.05.005.

Matos, M.P., von Sperling, M., Matos, A.T., Miranda, S.T., Souza, T.D., y Costa, L.M. (2017). Key factors in the clogging process of horizontal subsurface flow constructed wetlands receiving anaerobically treated sewage. *Ecological Engineering*, 106, 588 – 596. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2017.06.013.

Mburu, N., Tebitendwa, S., Rousseau, D., van Bruggen, J. y Lens, P. (2013). Performance Evaluation of Horizontal Subsurface Flow–Constructed Wetlands for the Treatment of Domestic Wastewater in the Tropics. *Journal of environmental engineering*, 139(3), 358 – 367. DOI: 10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0000636.

Mendes D, L., Tonderski, K. y Kjaergaard, C. (2018). Phosphorus accumulation and stability in sediments of surface-flow constructed wetlands. *Geoderma*, 331, 109 – 120. DOI: 10.1016/j.geoderma.2018.06.015.



Miao, S. L., Borer, R. E., y Sklar, F. H. (1997). Sawgrass seedling responses to transplanting and nutrient addition. *Ecological Restoration*, 5(2), 162 – 168. DOI: 10.1046/j.1526-100X.1997.09719.X.

Mihelcic, J. y Zimmerman, J. (2011) Ingeniería ambiental: fundamentos, sustentabilidad y diseño. México. Alfaomega.

Moeller, G., Sandoval, L., y Ramírez, A. (2015) Tratamiento de aguas residuales. 2a ed. Jiutepec: ANEAS.

NMX-AA-034-SCFI-2001 – Análisis de agua. Determinación de sólidos y sales disueltas en aguas naturales, residuales y residuales tratadas. Método de prueba.

Norma oficial mexicana NOM-021-RECNAT-2000. Especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudios, muestreos y análisis. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. México.

Novelo R, A. (2006). Plantas acuáticas de la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla. CONABIO. México.

Ojeda, L., Romero, S., Reyes, J. A., Gallegos, R., y Herrera, A. (2014). Evaluación de la depuración de agua gris en un humedal artificial a escala piloto. Memorias de la segunda conferencia Panamericana en sistemas de humedales para el manejo, tratamiento y mejoramiento de la calidad del agua, Morelia, Michoacán, México. 66 – 69.

ONU-HABITAT. (2008). Manual de humedales artificiales. Programa Agua para las ciudades asiáticas de ONU-HABITAT, Nepal, Katmandú. Recuperado el 20 de enero de 2019, de <https://vdocuments.mx/manual-humedales-2.html>.

Ortiz S, I. A., y Matsumoto, T. (2012). Evaluación del desempeño de la planta de tratamiento de aguas residuales urbanas de ILHA Solteira (SP) por lagunas facultativas primarias. *Ingeniería y Desarrollo*, 30(2), 199 – 222. Recuperado el 5 de abril de 2020, de <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=85224945005>.

Palta, G. H., y Morales V., S. (2013). Fitodepuración de aguas residuales domésticas con Poaceas: *Brachiaria mutica*, *Pennisetum purpureum* y *Panicum maximun*, en el Municipio de Popayán, Cauca. *Bioteología en el Sector Agropecuario y Agroindustrial*, 11(2), 57 – 65. Recuperado el 10 de marzo de 2019, de: <http://www.scielo.org.co/pdf/bsaa/v11n2/v11n2a07.pdf>.

Pedescoll, A., Sidrach-Cardona, R., Sánchez, J. C., Carretero, J., Garfi, M., y Bécares, E. (2013). Design configurations affecting flow pattern and solids accumulation in horizontal free water and subsurface flow constructed wetlands. *Water research*, 47, 1448 – 1454. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2012.12.010>.



Perbangkhem, T., y Polprasert, C. (2010). Biomass production of *papyrus* (*Cyperus papyrus*) in constructed wetland treating low-strength domestic wastewater. *Bioresource Technology*, 101, 833 – 835. DOI: 10.1016/j.biortech.2009.08.062.

Pérez L, M., González, G., y Prado, A. (2011). Selección de plantas acuáticas para establecer humedales artificiales. México. Editorial Académica Española.

Pérez, R., Alfaro, C., Sasa, J. y Agüero, J. (2013). Evaluación del funcionamiento de un sistema alternativo de humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales. *Uniciencia*, 27(1), 332 – 340. Recuperado el 20 de diciembre de 2018, de <https://www.revistas.una.ac.cr/index.php/uniciencia/article/view/4958>.

Poorter, H., Bühler, J., van Dusschoten, D., Climent, J., y Postma, J. A. (2012). Pot size matters: a meta-analysis of the effects of rooting volume on plant growth. *Functional Plant Biology*, 39, 839 – 850. <http://dx.doi.org/10.1071/FP12049>.

Quintero C, J. A. (2014). Evaluación de humedales artificiales pilotos de flujo horizontal y tipo superficial y subsuperficial para el tratamiento de aguas residuales. *Ingenium*, 15(29), 85 – 112. Recuperado el 1 de abril de 2020, de

Quispe, L., Arias, J., Martínez, C., y Cruz, M. (2017). Eficiencia de la especie macrófita *Eichhornia crassipes* (Jacinto de agua) para la remoción de parámetros fisicoquímicos, metal pesado (Pb) y la evaluación de su crecimiento en función al tiempo y adaptación al medio en una laguna experimental. *Revista de Investigación: Ciencia, Tecnología y Desarrollo*, 1(1). DOI: 10.17162/rictd.v3i1.650.

Rai, U. N., Tripathi, R. D., Singh, N. K., Upadhyay, A. K., Dwivedi, S., Shukla, M. K., Mallick, S., Singh, S. N., y Nautiyal, C. S. (2013). Constructed wetland as an ecotechnological tool for pollution treatment for conservation of Ganga river. *Bioresource Technology*, 148, 535 – 541. DOI: 10.1016/j.biortech.2013.09.005.

Reddy, K.R., and D'Angelo, E.M., (1996). Biogeochemical indicators to evaluate pollution removal efficiency in constructed wetlands, in: Proc. 5th Internat. Conf. Wetland Systems for Water Pollution Control, Universität für Bodenkultur, Vienna, Austria, Keynote address I.

Rivas, A. (2015). Diseño de plantas de tratamiento de aguas residuales municipales: Humedales artificiales. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. México. ISBN: 978-607-626-010-4.

Rivera, D. (2015). Humedales de flujo subsuperficial como biofiltros de aguas residuales en Colombia. *Cuaderno Activa*, 7, 99 – 107. Recuperado el 5 de abril de 2019, de <http://ojs.tdea.edu.co/index.php/cuadernoactiva/article/view/251>.



Romero, M., Colin, A., Sánchez, E., y Ortiz, M. (2009). Tratamiento de aguas residuales por un sistema piloto de humedales artificiales - Evaluación de la remoción de la carga orgánica. *Revista Internacional Contaminación Ambiental* 25(3), 157 – 167. Recuperado el 10 de marzo de 2019, de http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0188-49992009000300004.

Ruiz-Rueda, O., Hallin, S., BaA-Eras, L. (2009). Structure and function of denitrifying and nitrifying bacterial communities in relation to the plant species in a constructed wetland. *FEMS Microbiol Eco.* 67(2), 308 – 319. DOI:10.1111/j.1574-6941.2008.00615.x

Sabokrouhiyeh, N., Bottacin-Busolin, A., Tregnaghi, M., Nepf, H., y Marion, A. (2020). Variation in contaminant removal efficiency in free-water surface wetlands with heterogeneous vegetation density. *Ecological Engineering*, 143, 105662. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2019.105662>.

Saeed, T. y Sun, G. (2011). A comparative study on the removal of nutrients and organic matter in wetland reactors employing organic media. *Chemical Engineering Journal*, 171, 439 – 447. DOI: 10.1016/j.cej.2011.03.101.

Saeed, T. y Sun, G. (2012). A review on nitrogen and organics removal mechanisms in subsurface flow constructed wetlands: dependency on environmental parameters, operating conditions and supporting media. *Journal of Environmental Management*, 112, 429 – 448. DOI: 10.1016/j.jenvman.2012.08.011.

Schulte, P. M. (2015). The effects of temperature on aerobic metabolism: towards a mechanistic understanding of the responses of ectotherms to a changing environment. *The Journal of Experimental Biology*, 218, 1856 – 1866. DOI: 10.1242/jeb.118851.

Seoáñez C, M. (1999). Aguas residuales urbanas – Tratamientos naturales de bajo costo y aprovechamiento. Madrid, España. Ediciones Mundi-Prensa.

Seoáñez C, M. (1999). Aguas residuales urbanas: Tratamiento por humedales artificiales – Fundamentos científicos, tecnologías y diseño. Madrid, España. Ediciones Mundi-Prensa.

Sierra R, C.A. (2011). Calidad del agua – Evaluación y diagnóstico. 1ra edición. Bogotá, Colombia. Ediciones de la U.

Solís S, R., López O, G., Bautista M, R. G., Hernández B, J. R., y Romellón C, M. J. (2016). Evaluación de humedales artificiales de flujo libre y subsuperficial en la remoción de contaminantes de aguas residuales utilizando diferentes especies de vegetación macrófita. *Interciencia*, 41(1), 40 – 47. Recuperado el 1 de abril de 2020, de <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=5307282>.



Sperling, M., y de Paoli, A. C. (2013). First-order COD decay coefficients associated with different hydraulic models applied to planted and unplanted horizontal subsurface-flow constructed wetlands. *Ecological engineering*, 57, 205 – 209. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2013.04.036.

Steward, K. K., y Ornes, W. H. (1975). The autecology of sawgrass in the Florida Everglades. *Ecology*, 56(1), 162 – 171. DOI: 10.2307/1935308.

Tapia G, F., Giacoman V, G., Herrera S, J., Quintal F, C., García, J., y Puigagut, J. (2009). Treatment of swine wastewater with subsurface-flow constructed wetlands in Yucatán, Mexico: Influence of plant species and contact time. *African Journals Online (AJOL)*, 35(3), 335 – 342. DOI: 10.4314/wsa.v35i3.76778.

Thomaz Q, J. G., Drizo, A., y Sánchez-Román, R. M. (2017). Performance Evaluation of First-Order Hydraulic Models for COD Removal in Horizontal Subsurface-Flow Constructed Wetlands. *Journal of Environmental Engineering*, 143(10), 06017008. DOI: 10.1061/(asce)ee.1943-7870.0001273.

Torres, B., Lugo, C., Gordon, E., y Suárez V., L. (2012). *In situ* leaf decomposition of *Heliconia marginata* in a herbaceous wetland (barlovento, venezuela). *Polibotánica*, 34, 157 – 176. Recuperado el 3 de noviembre de 2019, de <http://www.scielo.org.mx/pdf/polib/n34/n34a7.pdf>.

Toth, L. A. (1987). Effects of Hydrologic Regimes on Lifetime Production and Nutrient Dynamics of Sawgrass. Technical Publication 87-6. West Palm Beach, FL: South Florida Water Management District. Recuperado el 30 de agosto de 2019, de <http://dpanther.fiu.edu/sobek/FI12090235/00001>.

Tucker, G. C. 2002. *Lipocarpa*, *Schoenus* y *Cladium*. En: Flora of North America Editorial Committee (eds.). Magnoliophyta: *Commelinidae* (en parte): *Cyperaceae*. Oxford University Press. New York. Flora of North America North of Mexico 23: 195-197, 239-240, 240-242.

Villaseñor, J., Mena, J., Fernández, F. J., Gómez, R., y de Lucas, A. (2011). Kinetics of domestic wastewater COD removal by subsurface flow constructed wetlands using different plant species in temperate period. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 91(7-8), 693 – 707. DOI: 10.1080/03067319.2010.497918.

Vymazal, J. (2011). Plants used in constructed wetlands with horizontal subsurface flow: a review. *Hydrobiologia*, 674(1), 133 – 156. DOI: 10.1007/s10750-011-0738-9.

Vymazal, J., y Kröpfelová, L. (2008). Wastewater Treatment in Constructed Wetlands with Horizontal Sub-Surface Flow. *Environmental Pollution*, 14, Springer. ISBN 978-1-4020-8579-6.



Xie, A., Chen, H., y You, S. (2018). Advance of Nitrogen Removal in Constructed Wetland. *PIO Conf. Ser.: Mater. Sci. Ing.* 301, 1. DOI: 10.1088/1757-899X/301/1/0121.

Yousefi, Z. y Mohseni B, A. (2010). Nitrogen and phosphorus removal from wastewater by subsurface wetlands planted with *Iris pseudacorus*. *Ecological Engineering*, 36, 777 – 782. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2010.02.002.

Zhang, D., Tan, S., Gersberg, R., Zhu, J., Sadreddini, S. y Li, Y. (2013). Nutrient removal in tropical subsurface flow constructed wetlands under batch and continuous flow conditions. *Journal of Environmental Management*, 96, 1 – 6. DOI: 10.1016/j.jenvman.2011.10.009.

Zhang D., Jinadasa KBSN, Gersberg RM et al (2014) Application of constructed wetlands for wastewater treatment in developing countries - a review of recent developments (2000–2013). *Journal of Environmental Management*, 141, 116 – 131. DOI: 10.1016/j.jenvman.2014.03.015.

ANEXO FOTOGRÁFICO



Figura A1. Colecta de *C. jamaicense*.



Figura A2. Surcos colectados de *C. jamaicense*.



Figura A3. Ejemplar de *C. jamaicense*.



Figura A4. Siembra de *C. jamaicense* en el HAFS-C.



Figura A5. Siembra de *C. jamaicense* en el HAFL-C.



Figura A6. Biomasa aérea colectada en tareas de mantenimiento.



Figura A7. Medición de largo de hojas de *C. jamaicense*.



Figura A8. Medición de ancho de hojas de *C. jamaicense*.



Figura A9. Medición del gasto de operación.



Figura A10. Toma de muestras en los tratamientos.



Figura A11. Toma de muestras en el afluente.



Figura A12. Análisis del color aparente del afluente y efluentes.



Figura A13. Análisis de la DQO del afluente y efluentes.



Figura A14. Análisis de la turbiedad del afluente y efluentes.



Figura A15. Análisis de los SST del afluente y efluentes.



Figura A16. HAFS-C previo a la poda final.



Figura A17. HAFL-C previo a la poda final.



Figura A18. Inicio de afloramiento de *C. jamaicense* – marzo de 2020.



Figura A19. Flor de *C. jamaicense*.



Figura A20. Inicio de poda final en el HAFS-C.



Figura A21. Retiro de surco en el HAFS-C.



Figura A22. Nido de ave abandonado en surcos de *C. jamaicense*.



Figura A23. Retiro de surcos restantes en el HAFS-C.



Figura A24. Surcos retirados del HAFS-C.



Figura A25. Medición del largo de hojas de *C. jamaicense*.



Figura A26. Raíces de *C. jamaicense* en el HAFS-C.



Figura A27. Surco retirado del HAFS-C.



Figura A28. Retiro de surcos en el HAFL-C.



Figura A29. Surco de *C. jamaicense* con hojas oscuras debido al biofilm en el HAFL-C.



Figura A30. Macroalgas encontradas en el HAFL-C.



Figura A31. Raíces con crecimiento obstruido debido a la pared lateral en el HAFL-C.



Figura A32. Ejemplar de *Basiliscus vittatus* (toloque) que habitaba en el HAFL-C.



Figura A33. Separación de raíz de la biomasa aérea.



Figura A34. Medición del peso húmedo de la biomasa aérea.



Figura A35. Biomasa aérea total en los tratamientos.



Figura A36. Biomasa aérea después del secado.