



Yoma Isabel Mendoza Guerra - Fernando Luis Castro Echavez - Julio César Marín Leal

***Eichhornia crassipes* como tratamiento biológico de aguas residuales**

**Fitorremediación con plantas acuáticas como
alternativa de tratamiento para aguas
domésticas**



Eichhornia crassipes como Tratamiento Biológico de Aguas Residuales.
Fitorremediación con plantas acuáticas como alternativa
de tratamiento para aguas domésticas

***Eichhornia crassipes* como Tratamiento
Biológico de Aguas Residuales.
Fitorremediación con plantas acuáticas
como alternativa de tratamiento
para aguas domésticas**

Yoma Isabel Mendoza Guerra
Fernando Castro Echavez
Julio César Marín Leal



***Eichhornia crassipes* como Tratamiento Biológico de Aguas Residuales. Fitorremediación con Plantas Acuáticas como Alternativa de Tratamiento para Aguas Domésticas**

© Yoma Isabel Mendoza Guerra
Fernando Luis Castro Echavez
Julio César Marín Leal

© Universidad de La Guajira
Primera edición, 2019

ISBN: 978-958-5534-58-2

Carlos Arturo Robles Julio

Rector

Hilda María Choles Almazo

Vicerrectora Académica

Víctor Pinedo Guerra

Vicerrector de Investigación y Extensión

Sulmira Patricia Medina

Directora Centro de Investigaciones

Fotografía de Portada e Interiores

Yoma Mendoza

Transcripción y Corrección de Texto

Yoma Mendoza, Fernando Castro y Julio Marín

Diseño / diagramación

Luz Mery Avendaño

Impresión:

Editorial Gente Nueva

Depósito legal

Impreso en Colombia

Printed in Colombia

Todos los derechos reservados. Bajo las sanciones establecidas en las leyes, queda rigurosamente prohibida la reproducción total o parcial de la obra por cualquier medio o procedimiento, comprendidos la reprografía y el tratamiento informático, sin autorización escrita de los titulares del copyright. La responsabilidad de los textos, comentarios y fotografías es de sus autores.

Dedicatoria

A Dios por ser nuestro padre celestial y principal guía en cada uno de los pasos importantes de nuestras vidas, quien nos llena de luz en momentos de oscuridad y de esperanza cuando nos sentimos vencidos, y es la alegría cuando estamos tristes.

Agradecimientos

Al Centro de Investigaciones de la Universidad de la Guajira, por facilitar los recursos económicos y logísticos necesarios para el desarrollo de la investigación, en especial al Profesor Carlos Doria Argumedo, Coordinador del Instituto de Aprovechamiento del Agua y Estudios Ambientales de la Universidad de la Guajira, por permitir instalar los experimentos y utilizar los laboratorios de este departamento y facilitar los procesos internos que permitieron realizar con éxito la investigación.



Yoma Isabel Mendoza Guerra. Ingeniera del Medio Ambiente de la Universidad de La Guajira; Riohacha (Colombia) en 2002, MSc. Ciencias Ambientales de la Universidad de Zulia, Maracaibo (Venezuela) en 2012. Actualmente se desempeña como Docente Ocasional y miembro del Grupo de Investigación en Sistemas Ambientales GISA de la Universidad de La Guajira, en donde ha participado en la ejecución de proyectos de investigación y

ha publicado artículos científicos relacionados con la calidad ambiental del aire y agua como estudios de emisiones de fuentes fijas y móviles que generan contaminación atmosférica, mediciones de la concentración de contaminantes, tratamiento biológico para aguas residuales, fitorremediación y vigilancia de la normatividad vigente.



Fernando Luis Castro Echavez. Cristiano - Evangélico, Licenciado en Biología y Química de la Universidad del Atlántico, Barranquilla (Colombia) en 1992; Especialista en Ciencias Ambientales de la Universidad del Magdalena, Santa Marta (Colombia) en 1999; MSc. Ciencias Ambientales de la Universidad de Zulia en Maracaibo (Venezuela) en 2004 y Doctor en Ingeniería Ambiental de la misma Universidad en 2018. En la actualidad es

profesor asociado y docente investigador en la Universidad de la Guajira y además es miembro del Grupo de Investigación PICHIHÜEL de dicha universidad. Es autor de varios artículos científicos en las áreas de Limnología Continental y Costera, Medicina Tradicional, Biorremediación de Aguas Contaminadas y Ecotoxicología Acuática. Coautor de los libros "Laguna salá. Su Biología y Ambiente, Comportamiento de las variables fisicoquímicas en los diferentes recursos hídricos del departamento de La Guajira.



Julio Cesar Marín Leal. Biólogo de la Universidad del Zulia (LUZ) en Venezuela, Magister Scientiarum en Ciencias Ambientales (LUZ, Venezuela) y Doctor en Fisiología, Biología de Organismos, Poblaciones e Interacciones de la UNIVERSITE DE CAEN BASSE NORMANDIE en Francia. Es autor de varios artículos científicos en las áreas de Calidad de Agua, Ecotoxicología Acuática, Sedimentos, Análisis Ambiental y Biotecnología.

Contenido

Prefacio	13
Introducción	17

Capítulo I

Marco Teórico

1.1. Aguas residuales domésticas	23
1.1.1 Características de las aguas residuales domésticas	24
1.1.2 Efectos de las aguas residuales domésticas	27
1.2 Tratamiento de las aguas residuales.....	31
1.2.1 Tratamiento biológico de aguas residuales.	34
1.3 Parámetros de calidad de agua	47
1.3.1 Temperatura	47
1.3.2 Potencial de hidrógeno.....	47
1.3.3 Conductividad eléctrica	48
1.3.4 Salinidad.	48
1.3.5 Alcalinidad total	48
1.3.6 Oxígeno disuelto (OD).	49
1.3.7 Sólidos suspendidos totales (SST), sólidos suspendidos volátiles (SSV) y sólidos fijos totales (SFT).	50
1.3.8 Demanda bioquímica de oxígeno (DBO ₅).....	51
1.3.9 Demanda química de oxígeno (DQO).....	51
1.3.10 Cloruro (Cl ⁻).....	52
1.3.11 Amonio (NH ₄ ⁺), nitrito (NO ₂ ⁻), y nitrato (NO ₃ ⁻).....	52
1.3.12 Ortofosfato (PO ₄ ³⁻).....	53
1.3.13 Coliformes totales y fecales	53
1.4 Normativa legal vigente en la República de Colombia en materia de vertidos a cuerpo de aguas naturales	54
1.4.1 Decreto 1594 del 26 de Junio de 1984, del Ministerio de Salud (Usos del agua y residuos líquidos).....	54

Capítulo II Metodología Experimental

2.1	Área de estudio	59
2.2	Efluente	61
2.3	Diseño del sistema de tratamiento	62
2.4	Recolección y toma de las muestras.....	65
2.5	Procesamiento de las muestras.....	65
2.5.1	Temperatura (Método 2550).	65
2.5.2	Potencial de hidrógeno (pH) (Método 4500 H+ B).	66
2.5.3	Conductividad eléctrica (Método 2510 B).....	67
2.5.4	Salinidad (Método 2520 B).	67
2.5.5	Alcalinidad total (Método 2320 B).....	68
2.5.6	Oxígeno disuelto (Método 2500- O -C).	68
2.5.7	Sólidos suspendidos totales (SST), sólidos suspendidos volátiles (SSV) y sólidos fijos totales (SFT) (Método 2540 E y 2540 D).	69
2.5.8	Demanda bioquímica de oxígeno (DBO ₅) (Método 5210 B).	70
2.5.9	Cloruro (Cl ⁻).	72
2.5.10	Amonio (NH ₄ ⁺), nitrito (NO ₂ ⁻), y nitrato (NO ₃ ⁻).....	73
2.5.11	Ortofosfato (PO ₄ ³⁻).....	74
2.5.12	Coliformes totales y termotolerantes (fecales).....	75
2.6	Análisis estadístico de resultados	77

Capítulo III Resultados y discusión

3.1	Tratamiento con <i>Eichhornia crassipes</i> : Tasa de renovación 25% del efluente.....	81
3.1.1	pH y Alcalinidad Total	87
3.1.2	Temperatura y oxígeno disuelto.....	90
3.1.3	Conductividad eléctrica, salinidad y cloruros.....	92
3.1.4	Nitrógeno y fósforo.....	97
3.1.5	Demanda química de oxígeno y demanda bioquímica de oxígeno	105
3.1.6	Sólidos.....	108
3.1.7	Coliformes	113
3.2.	Tratamiento con <i>Eichhornia crassipes</i> : tasa de renovación 50% del efluente.....	116
3.2.1	pH y alcalinidad total	122
3.2.2	Temperatura y oxígeno disuelto.....	125
3.2.3	Conductividad eléctrica, salinidad y cloruro.....	128
3.2.4	Nitrógeno y fósforo.....	132

3.2.5	Demanda química de oxígeno y demanda bioquímica de oxígeno.....	138
3.2.6	Sólidos.....	142
3.2.7	Coliformes.....	146
3.3.	Tratamiento con <i>Eichhornia crassipes</i> : tasa de renovación 75% del efluente.....	150
3.3.1	pH y alcalinidad total.....	156
3.3.2	Temperatura y oxígeno disuelto.....	158
3.3.3	Conductividad eléctrica, salinidad y cloruro.....	161
3.3.4	Nitrógeno y fósforo.....	164
3.3.5	Demanda química de oxígeno y demanda bioquímica de oxígeno.....	170
3.3.6	Sólidos.....	176
3.3.7	Coliformes.....	178
3.4	Comparación del tratamiento con <i>E. crassipes</i> bajo diferentes tasas de renovación del efluente y porcentaje de cobertura de la planta.	181
3.4.1	pH y Alcalinidad Total.....	182
3.4.2	Temperatura y oxígeno disuelto.....	183
3.4.3	Conductividad eléctrica, salinidad y cloruro.....	185
3.4.4	Nitrógeno y fósforo.....	186
3.4.5	Demanda química de oxígeno y demanda bioquímica de oxígeno.....	189
3.4.6	Sólidos.....	190
3.4.7	Coliformes.....	192
	Conclusiones.....	195
	Recomendaciones.....	198
	Referencias Bibliográficas.....	200



Prefacio

La contaminación del agua es un problema ambiental importante y día a día aumenta debido al rápido crecimiento de la industrialización y la urbanización en todo el mundo. Por la complejidad del problema y los riesgos propios para la biota acuática, se necesitan tecnologías de tratamiento amigables con el ambiente que impidan los impactos de la contaminación acuática, o las mitiguen como mínimo; el tratamiento biológico es una parte importante e integral de cualquier planta de tratamiento de aguas residuales que tenga impurezas orgánicas solubles o una combinación de los dos tipos de fuentes de estas aguas. Las ventajas económicas de aplicar estas tecnologías en dichas instalaciones están en la inversión de capital y los costos operativos del tratamiento biológico, si se comparan con otros procesos de tratamiento como la oxidación química, la oxidación térmica, entre otros.

La fitorremediación es uno de los métodos biológicos de tratamiento de aguas residuales: consiste en utilizar sistemas basados en plantas y procesos microbiológicos para eliminar contaminantes. Existen muchos tipos diferentes de sistemas alternativos que se basan en las relaciones simbióticas entre sus componentes básicos: plantas acuáticas, microorganismos, algas, sustratos y agua que tienen la capacidad de eliminar materia orgánica e inorgánica, nutrientes, patógenos, metales pesados y otros contaminantes del agua residual de manera completamente natural.

En el presente estudio, el uso de *Eichhornia crassipes* como parte activa de unos humedales artificiales demostró ser eficiente y tiene potencial para tratar las aguas residuales domésticas de la ciudad de Riohacha por su gran capacidad de absorción de nutrientes y otras sustancias del agua, garantizando así la reducción de la carga contaminante.

RESUMEN

En la ciudad de Riohacha (La Guajira) las aguas residuales no reciben tratamiento y son arrojadas al mar por medio de un emisario final, debido a las deficiencias en la infraestructura sanitaria y el mal estado de tuberías, lo que genera problemas políticos, sociales, económicos y ambientales. Como alternativa de solución la presente investigación diseñó un sistema de fitorremediación a escala de laboratorio, para evaluar la capacidad de *Eichhornia crassipes* (Jacinto de agua) para disminuir la carga orgánica y los indicadores de contaminación fecal. Para ello se diseñaron 9 estanques que operaron a flujo semicontinuo y con un Tiempo de Retención Hidráulico (TRH) de 7 días: en tres de ellos se trataron las aguas residuales con *Eichhornia crassipes* con cobertura de 100%; en otros tres las plantas sólo cubrieron el 50% de la superficie de los contenedores y los restantes permanecieron sin plantas acuáticas para ser usados como control. El monitoreo duró ocho meses durante este periodo se aplicaron tasas de renovación de efluentes de 25, 50 y 75%, y, los siguientes parámetros se evaluaron de acuerdo con los métodos estándares: temperatura, pH, alcalinidad total, oxígeno disuelto, conductividad eléctrica, salinidad, cloruro, nitrato, nitrito, amonio, ortofosfato, demanda química de oxígeno (DQO), demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅), sólidos suspendidos totales (SST), sólidos suspendidos volátiles (SSV), sólidos suspendidos fijos (SSF), y coliformes totales y fecales. Los resultados mostraron que los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos del efluente tratado en su mayoría se mantuvieron por debajo de los valores máximos establecidos en el Decreto 1594 de 1984. Además, la mejor eficiencia del sistema se presentó al aplicar la tasa de renovación de 25% en los estanques cubiertos 100% con las plantas: registrándose altos porcentajes de remoción de hasta 99,9% para nitrato, nitrito y amonio; de 79,6% para ortofosfato; 91,1% de DQO; 89,8% de DBO₅; 95,9% de SST; 79,7% de SSV; 95,4% de SSF; y 99,9% de Coliformes. Por todo lo anterior, la fitorremediación es una alternativa eficiente para el tratamiento de las aguas residuales domésticas de la población de Riohacha.

Palabras Clave: Fitorremediación, *Eichhornia crassipes*, tratamiento biológico, remoción de carga orgánica, aguas residuales domésticas.

ABSTRACT

In Riohacha city (La Guajir) the untreated wastewater and are thrown into the sea through an outfall end. Deficiencies in health infrastructure and the poor condition of pipes, generate political, social, economic and environmental. As an alternative solution in the present investigation was designed phytoremediation systems at laboratory scale to evaluate the capacity of *Eichhornia crassipes* in reducing the organic load and indicators of fecal contamination. To this end were designed 9 ponds operated semi-flow with a HRT of 7 days in three of them were treated wastewater *Eichhornia crassipes*, with coverage of 100% in three other plants covered only 50% surface and the three remaining ponds remained without water plants (control). Monitoring lasted eight months, during which were applied effluent renewal rates of 25, 50 and 75%, and evaluated according to standard methods, the following parameters: temperature, pH, total alkalinity, dissolved oxygen, electric conductivity, salinity, chloride, nitrate, nitrite, ammonium, orthophosphate, chemical oxygen demand (COD), biochemical oxygen demand (BOD₅), total suspended solids (TSS), volatile suspended solids (VSS), fixed suspended solids (FSS), total and fecal coliforms. The results show that the physicochemical and microbiological parameters of treated effluent remained mostly below the maximum set out in Decree 1594 of 1984 (Colombian law). In addition, the improved efficiency of the system is presented to implement the renewal rate of 25% in ponds covered 100% with plants, recorded high percentages of removal of up to 99,9% for nitrate, nitrite and ammonium of 79.6% for orthophosphate, 91.1% of COD, 89.8% of BOD₅, 95.9% of TSS, 79.7% of VSS, 95.4% of SSF, and 99.9% of coliforms. Based on the foregoing, phytoremediation is an efficient alternative for the treatment of domestic wastewater of the population of Riohacha.

Keywords: phytoremediation, *Eichhornia crassipes*, biological treatment, removal of organic load, domestic wastewater.



Introducción

El agua es uno de los recursos naturales que forma parte del desarrollo de cualquier país; es el compuesto químico más abundante del planeta y es indispensable para el desarrollo de la vida. Su disponibilidad se ha reducido paulatinamente debido a su contaminación por diversos medios, lo cual conduce a un desequilibrio ambiental, económico y social (Esponda, 2001).

Se considera que el agua está contaminada cuando sus características químicas, físicas, biológicas o su composición se ven alteradas y en consecuencia pierde su potabilidad para el consumo diario o su uso en actividades domésticas, industriales o agrícolas. Las aguas residuales se definen como aguas de composición variada provenientes de las descargas de usos municipales, industriales, comerciales, de servicios, agrícolas, pecuarios, domésticos, incluyendo fraccionamientos y en general, de cualquier otro uso, así como la mezcla de ellas (Rodríguez y Durán, 2006).

El tratamiento de las aguas residuales es una cuestión prioritaria a nivel mundial, ya que es importante disponer de agua de calidad y en cantidad suficiente para mejorar del ambiente, la salud y la calidad de vida (Romero, *et al.*, 2009). En Colombia se tratan las aguas residuales domésticas solo en 235 de sus 1092 municipios, o cerca del 8% de las aguas vertidas. Considerando que en los centros urbanos de Colombia se vierten 67 m³/s de aguas residuales, y que gran parte de los sistemas de tratamiento instalados presentan deficiencias operativas y no cumplen con el proceso completo de tratamiento, es una situación en extremo complicada cuya solución involucra grandes esfuerzos políticos, económicos y tecnológicos (Departamento Nacional de Planeación, 2002).

El panorama que se desprende de lo informado en los planes de desarrollo municipales del Departamento de la Guajira es grave. La descarga de aguas residuales domésticas y los vertimientos agroindustriales están

contaminando las fuentes superficiales, subterráneas, humedales y represas de agua, causando daño al ambiente y a la salud humana. Desde finales de 1999, se están realizando obras del Plan Maestro de Alcantarillado de Riohacha financiado por la Gobernación del Departamento de La Guajira, pero en realidad es que en la ciudad las aguas residuales no reciben ningún tipo de tratamiento. La causa principal de este problema es que las entidades gubernamentales, a pesar de plantear desde hace varios años proyectos para la realización de un tratamiento con lagunas de estabilización, aún no logran ejecutarlos por problemas con comunidades indígenas residentes en el área.

En la actualidad, los residuos líquidos de la cabecera municipal de Riohacha no reciben ningún tipo de tratamiento y son arrojados al mar por medio de un emisario final ubicado en el sector occidental del casco urbano, próximo al barrio Marbella. Este emisario está diseñado en una tubería de concreto de treinta pulgadas, en muy mal estado, con una estructura de descarga que ya no existe, y hay un tramo de la tubería totalmente desprendido lo que la convierte en un canal abierto por la erosión de la descarga de las aguas. El sistema no tiene sistema alternativo de descarga ni aliviaderos de emergencia, por lo que el vertimiento de las aguas servidas se hace mediante una estación de bombeo que consta de cuatro bombas de 130 L/s de capacidad cada una. La cobertura de las redes de alcantarillado de la ciudad de Riohacha es del 55%: en la actualidad existen tramos colmatados que presentan una obstaculización notoria de las redes por el rebosamiento de los registros. Las graves deficiencias en la infraestructura sanitaria de la cabecera municipal y de los centros poblados ubicados en el espacio de influencia de la franja costera ó ecosistema de playas conllevan severos problemas de contaminación, y estos causan fenómenos de eutrofización, pérdida de vegetación de manglar, alteración de los ecosistemas acuáticos, riesgos a la salud pública, y problemas estéticos, sanitarios y ambientales de gran importancia (Orozco, 2002).

La Constitución Política de Colombia establece que la solución de las necesidades básicas insatisfechas es uno de los fines principales de la actividad del Estado, entre estas está el alcantarillado y el tratamiento de las aguas residuales como factor importante en la salud y la calidad de vida de la población como parte del derecho a disfrutar de un ambiente sano que permita desarrollar plenamente las capacidades de las personas. Se pueden señalar como marco jurídico importante: El Decreto 1594 de 1984 (normas

de uso de agua y residuos líquidos), cuyo Artículo 90 afirma que en ningún caso se permitirán vertimientos de residuos líquidos que alteren las características existentes en un cuerpo de agua que sea aptos para todos los usos que este Decreto enuncia.

En muchos casos, llevar estas aguas a niveles tolerables y no contaminantes para cumplir con las normativas establecidas es un proceso muy costoso por los equipos empleados y el grado de tratamiento que requieren. Una manera de minimizar estos costos es usando métodos menos sofisticados, que sean económicos, prácticos y más ecológicos: un ejemplo es la fitorremediación: es un tratamiento pasivo que aprovecha los procesos biológicos como las plantas acuáticas para el tratamiento de aguas residuales (Scavo *et al.*, 2005).

Una de las plantas acuáticas más utilizadas en el tratamiento biológico es *Eichhornia crassipes*, o jacinto de agua, por su capacidad de precipitar, absorber o descomponer contaminantes tóxicos que provocan problemas ambientales; además esta planta posee un buen desarrollo y se adapta fácilmente a diferentes grados de contaminación y/o concentración de material orgánico. La presencia de determinadas plantas acuáticas en lagos y canales genera un gran interés, por su capacidad de ayudar en el proceso de descontaminación de las aguas al contribuir a la reducción de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅), demanda química de oxígeno (DQO), sólidos solubles, nitritos, fosfatos y bacterias patógenas y metales pesados, entre otros (Lara *et al.*, 2007; Romero *et al.*, 2007).

El uso de la fitorremediación como depuradora natural de aguas residuales es un campo en creciente auge en los últimos años debido a que pueden ser utilizada para el tratamiento de aguas residuales de una manera segura, confiable, estética, de bajo costo de operación y mantenimiento, y no requiere una inversión adicional para suministrar otras fuentes de energía para su funcionamiento (Romero *et al.*, 2009).

Debido a que actualmente en Riohacha no se hace ningún tipo de tratamiento a las aguas residuales domésticas, ha surgido la necesidad de investigar técnicas innovadoras y exploratorias para el tratamiento de las aguas residuales en la ciudad de Riohacha. En este estudio se diseñó un sistema de tratamiento biológico con *Eichhornia crassipes*, con el objeto principal de evaluar su eficiencia en la remoción de la carga orgánica e indicadores de contaminación fecal para mejorar la calidad de las aguas residuales do-

místicas generadas en el Municipio de Riohacha (Colombia), y así cumplir con los estándares establecidos en la normativa colombiana en materia de vertido a cuerpos de agua receptores.

Capítulo I

Marco Teórico



1.1 Aguas residuales domésticas

El agua posibilita la gran diversidad de la vida en el planeta. Su ciclo natural afecta a todos los biomas existentes y afecta también los múltiples aspectos de la vida humana: al impulsar el desarrollo de la sociedad y determinar el asentamiento de los grupos humanos. Sin embargo el agua disponible para el consumo humano representa una fracción muy pequeña de la existente en el planeta, y está distribuida de forma desigual por este. Por otra parte, la acción humana de los últimos dos siglos ha degradado el medio natural y ocasionado escasez de los recursos hídricos (Miranda, 2010).

Se consideran aguas residuales domésticas los líquidos provenientes de las viviendas o residencias, edificios comerciales e institucionales; transportados por el alcantarillado de una ciudad o población (Collazos, 2008). Se originan por diferentes usos, y contienen sólidos que se introducen en las cloacas de diversas maneras y son transportados mediante el sistema de alcantarillado.

Por otra parte, las aguas pluviales que provienen de las zonas urbanas aportan también una carga importante de contaminación. Este tipo de aguas al igual que otras aguas residuales producen contaminación por la presencia de materia orgánica en suspensión y disolución que en gran parte es de tipo biodegradable. Los aportes de este tipo de agua son aguas negras, aguas de lavado doméstico, aguas lluvia, aguas comerciales e institucionales (Bejarano y Cortes, 2017).

Las aguas residuales también se denominan servidas y grises, las primeras provienen de inodoros y transportan excrementos humanos y orina y son ricas en sólidos suspendidos, nitrógeno y coliformes fecales; y las grises son aguas residuales domésticas excluyendo las de inodoros: provienen de tinas, duchas, lavamanos y lavadoras; aportan DBO_5 , sólidos suspendidos, fósforo, grasas, y coliformes fecales (Romero, 2008).

Las aguas residuales urbanas o domésticas presentan una cierta homogeneidad en cuanto a composición y carga contaminante, ya que sus aportes van a ser siempre los mismos. Pero esta homogeneidad tiene unos márgenes muy amplios, debido a que el caudal y las características de cada vertido urbano dependen del número de habitantes e incluso de la existencia de industria dentro del núcleo (Bejarano y Cortes, 2017).

La generación de las aguas residuales es un producto inevitable de la actividad humana. El tratamiento y disposición de las aguas residuales supone conocer las características físicas, químicas y biológicas de dichas aguas, su significado y principales efectos sobre la fuente receptora. En los estudios de diseño y operación de sistemas de tratamiento de aguas residuales domésticas, municipales e industriales, es necesario aplicar una metodología que permita identificar cada problema específico, caracterizarlo, determinar los criterios de tratamiento y establecer las operaciones y procesos de tratamiento óptimos para lograr los requerimientos definidos y concretar el diseño correspondiente (Romero, 2008).

1.1.1 Características de las aguas residuales domésticas

Un 99,9 % de las aguas residuales domésticas están constituidas, si hablamos de peso, por agua, y solo un 0,1 % de sólidos suspendidos, coloidales y disueltos. Esta pequeña fracción de sólidos es la que presenta los mayores problemas para su tratamiento y disposición, mientras que el líquido es apenas el medio de transporte de aquellos (GEIA, 2001).

El agua residual doméstica es una mezcla de sustancias orgánicas e inorgánicas, suspendidas o disueltas. La fracción orgánica corresponde al 70% de la cantidad de materia sólida existente; consiste en residuos alimenticios, desechos de digestión, materia vegetal, sales minerales, materiales diversos como jabones y detergentes sintéticos, y compuestos orgánicos sintéticos como glúcidos, lípidos, proteínas y sus derivados. Por su parte la fracción inorgánica incluye todos los sólidos de origen mineral como sales minerales, arcillas, lodos, arenas y gravas no biodegradables, y ciertos compuestos como sulfatos, carbonatos, y otros, que pueden sufrir algunas transformaciones, y otros fenómenos como la óxido-reducción (GEIA, 2001).

El agua residual doméstica posee propiedades físicas, químicas y biológicas. Las primeras en su mayor parte las primeras son determinadas por el contenido total de sólidos en sus diferentes variantes de materiales flo-

tantes, sustancias coloidales y productos disueltos. Generalmente, la coloración indica la concentración y composición de las aguas contaminadas y puede variar del gris al negro. En la medida que éste es más intenso, la capacidad de absorción de energía solar es mayor, y esto conduce a una ligera elevación de la temperatura; en los efluentes urbanos este hecho no plantea graves problemas, ya que oscila entre 10 y 20 °C facilitando el desarrollo de una fauna bacteriana y una flora autóctona, lo que amortigua los efectos de la temperatura ambiente tanto en periodo seco como en periodo lluvioso y en cualquier tipo de tratamiento biológico. El olor causado por la digestión anaerobia es un proceso bioquímico en el cual diferentes tipos de microorganismos promueve la transformación de compuestos orgánicos complejos en productos más simples como metano, gas carbónico, gas sulfhídrico y amonio, sin la necesidad de oxígeno (Ortíz, 2011).

Las aguas residuales obtienen sus propiedades químicas de componentes que pueden agruparse en tres categorías según su naturaleza: materia orgánica, compuestos inorgánicos y componentes gaseosos; las cuales se pueden reunir, a su vez, en dos grandes grupos: sólidos en suspensión y compuestos en disolución. El componente biológico es básico en las aguas residuales por su capacidad metabólica y en consecuencia su potencialidad de transformación de los restos químicos, orgánicos y físicos. Ante todo, este componente biológico se manifiesta en remover principalmente sustancias orgánicas biodegradables, coloidales o disueltas del agua residual al convertirlas en gases que escapan a la atmósfera y en biomasa extraíble mediante sedimentación. La actividad biológica también se usa para remover nitrógeno y fósforo del agua residual. En general, todo proceso biológico para el desarrollo apropiado de los microorganismos requiere nutrientes suficientes, ausencia de compuestos tóxicos y condiciones ambientales apropiadas (Romero, 2013)

La cantidad de los constituyentes de las aguas residuales varía marcadamente según el porcentaje y tipo de desechos presentes y la dilución ocasionada por la entrada de agua subterránea a la red de alcantarillado. La caracterización de las aguas residuales implica un programa de muestreo apropiado para asegurar representatividad de la muestra y un análisis de laboratorio conforme con normas estándar que aseguren precisión y exactitud en los resultados. En la práctica existen caracterizaciones típicas de aguas residuales que son importantes como referencia de los parámetros por analizar y su magnitud; sin embargo, hay que aclarar que cada agua

residual es única en sus características y que en lo posible los parámetros de polución deben evaluarse en el laboratorio. En la Tabla 1 se presentan valores típicos de los constituyentes más importantes del agua residual (Romero, 2008).

Tabla 1.
Composición típica de las aguas residuales domésticas

Constituyente	Concentración, mg/L.		
	Fuerte	Media	Débil
Sólidos totales	1200	720	350
Sólidos disueltos totales	850	500	250
Sólidos fijos	525	300	145
Sólidos volátiles	325	200	105
Sólidos suspendidos totales	350	220	100
Sólidos suspendidos fijos	75	55	20
Sólidos suspendidos volátiles	275	165	80
Sólidos sedimentables	20	10	5
Demanda bioquímica de oxígeno (DBO)	400	220	110
Carbono orgánico total	290	160	80
Demanda química de oxígeno (DQO)	1000	500	250
Nitrógeno total	85	40	20
Nitrógeno orgánico	35	15	8
Nitrógeno amoniacal	50	25	12
Nitrito	0	0	0
Nitrato	0	0	0
Fósforo total	15	8	4
Fósforo orgánico	5	3	1
Fósforo inorgánico	10	5	3
Ortofosfato	-	10	-
Cloruro	100	50	30
Alcalinidad	200	100	50
Grasas	150	100	50

Fuente: Metcalf y Eddy, 2003.

1.1.2 Efectos de las aguas residuales domésticas

1.1.2.1 Efectos de las aguas residuales domésticas en el ambiente

Toda agua residual afecta en alguna manera la calidad del agua de la fuente o cuerpo de agua receptor. Sin embargo, se dice que un agua residual causa contaminación solamente cuando introduce condiciones o características al agua de la fuente o cuerpo receptor que la vuelven inútil para su uso propuesto. En la Tabla 2 se presentan los efectos más importantes de los agentes de contaminación de las aguas residuales (Romero, 2008).

Tabla 2.
Contaminantes de importancia y los efectos indeseables de las aguas residuales

Contaminante	Parámetro típico de medida	Efecto
Materia orgánica biodegradable	DBO, DQO	Desoxigenación del agua, generación de olores indeseables.
Materia suspendida	SST, SSV	Causa turbiedad en el agua, deposita lodos, e interfiere con la reproducción de los peces o trastorna la cadena alimenticia y causa problemas estéticos.
Patógenos	CF	Hace el agua insegura para consumo y recreación, producen enfermedad.
Amoníaco	$\text{NH}_4^+ -\text{N}$	Desoxigena el agua, es tóxico para organismos acuáticos y puede estimular el crecimiento de algas.
Fósforo	Ortofosfato	Puede estimular el crecimiento de algas.
Materiales tóxicos	Cada material tóxico específico	Peligroso para la vida vegetal y animal.
Sales inorgánicas	SDT	Limita los usos agrícolas e industriales del agua.
Energía térmica	Temperatura	Reduce la concentración de saturación de oxígeno en el agua, acelera el crecimiento de organismos acuáticos.
Iones hidrógeno	pH	Riesgo potencial para organismos acuáticos.
Sustancias corrosivas	Cianuros, metales y fenoles.	Extinción de peces y vida acuática, destrucción de bacterias, interrupción de la autpurificación.
Constituyentes minerales	Minerales	Aumenta la dureza, incrementa el contenido de sólidos disueltos a niveles perjudiciales para los peces o vegetación, contribuye a la eutrofización del agua.

Fuente: Romero (2008).

Cuando las aguas servidas son recolectadas, pero no tratadas correctamente antes de su eliminación o reutilización, existen los mismos peligros para la salud pública en las proximidades del punto de descarga. Si dicha descarga es en aguas receptoras, se presentarán peligrosos efectos adicionales como afectación de el hábitat para la vida acuática y marina por la acumulación de los sólidos; disminución del oxígeno por la descomposición de la materia orgánica; y los organismos acuáticos y marinos pueden ser perjudicados aún más por las sustancias tóxicas incluyendo a los organismos superiores por la bioacumulación en las cadenas alimenticias.

Si la descarga entra en aguas confinadas, como un lago o una bahía, su contenido de nutrientes puede ocasionar eutrofización y surgimiento de vegetación molesta que puede afectar a las pesquerías y áreas recreativas; los desechos sólidos generados en el tratamiento de las aguas servidas (grava, cerniduras, y fangos primarios y secundarios) pueden contaminar el suelo y las aguas si no son manejados correctamente, y las aguas residuales procedentes de centros urbanos, presentan sustancias químicas de carácter tóxico o de lenta degradación, que pueden causar daños a la flora o fauna acuática o terrestre si permanecen por largo tiempo en el agua (Moreno *et al.*, 2001).

1.1.2.2 Efectos de las aguas residuales domésticas en la salud humana

El conjunto de valores y normas de una sociedad determina de diferentes maneras, la salud y el bienestar de los individuos y las poblaciones y estabilidad social; además proporcionan una sociedad de apoyo que reduce o evita muchos riesgos potenciales a la buena salud (Romero *et al.*, 2007). Estudios ambientales han permitido constatar que incluso en países altamente industrializados existe una alta prevalencia de virus en el ambiente, lo que afecta significativamente a la salud pública y causa importantes pérdidas económicas, principalmente a través de la transmisión de virus por agua y alimentos que afectan al hombre. Entre estos existen muchos tipos diferentes que se excretan en grandes concentraciones en las heces u orina de personas, por lo que están presentes en grandes cantidades en aguas residuales urbanas y son considerados contaminantes ambientales (Bofill-Mas *et al.*, 2005).

Para la protección de la salud, el acceso al suministro de agua e instalaciones de saneamiento son indispensables, más aún teniendo en cuenta que en el mundo la mitad de las camas de hospital están ocupadas por personas

que sufren de enfermedades relacionadas con el uso del agua. La contaminación a través del desecho inadecuado de aguas servidas es responsable de la gran mayoría de las muertes ocasionadas por estas afecciones; en América Latina, un gran número de personas son afectadas por enfermedades como la malaria, dengue, fiebre amarilla, ascariasis, que son transmitidas por vectores y están directamente relacionadas con la carencia de servicios de agua y saneamiento básico. En el 2004 fueron reportados más de 200,000 casos de dengue y más de 800,000 casos de malaria (OPS, 2005).

Las sustancias químicas presentes en el agua pueden clasificarse según su impacto en la salud, en: sustancias que forman parte esencial de la dieta como flúor, yodo y selenio; sustancias que pueden provocar toxicidad aguda o crónica por su consumo como nitratos, cianuro y ciertos metales, y sustancias genotípicas que pueden causar efectos carcinogénicos, mutagénicos o teratogénicos como plaguicidas, arsénico y compuestos orgánicos (Méndez *et al.*, 2009).

Tabla 3.
Patógenos comunes transportados por el agua

	Microorganismos	Enfermedades
Bacterias	<i>Francisella tularensis</i> <i>Leptospira</i> <i>Salmonella paratyphi (A, B, C)</i> <i>Salmonella typhi</i> <i>Shigella (S. flexneri, S. sonnei, S. dysenteriae, S. boydii)</i> <i>Vibrio comma (Vibrio cholerae)</i>	Tularemia Leptospirosis Paratifoidea (fiebre entérica) Fiebre tifoidea, fiebre entérica Shigelosis (disentería bacilar) Cólera
Virus	<i>Poliomyelitis (3 tipos)</i> <i>Virus desconocidos</i>	Poliomyelitis aguda, parálisis infantil Hepatitis infecciosa
Protozoarios	<i>Entamoeba histolytica</i> <i>Giardia lamblia</i>	Amebiasis (disenteria amebiana, enteritis amebiana, colitis amebiana) Giardiasis (enteritis giardia, lambliasis)
Helmintos (gusanos parásitos)	<i>Dracunculus medinensis</i> <i>Echinococcus</i> <i>Shistosoma (S. mansoni, S. japonicum, S. haematobium)</i>	Dracontiasis (dracunculiasis; dracunculosis; medina; infección serpiente, dragón o gusano-guinéa) Equinococosis Squistosomiasis (bilharziasis o enfermedad de "Bill Harris")

Fuente: Metcalf y Eddy, 2003.

Tabla 4.

Parámetros de interés de salud pública para vertimientos

Parámetro	Toxicidad
Aluminio	Existen evidencias entre la relación del mal de Alzheimer y el aluminio
Arsénico	Cancerígeno en los humanos por vía oral
Bario	Existen evidencias que puede llegar a causar hipertensión a los humanos
Boro	En experimentos en animales han demostrado afinidad de este compuesto por el órgano reproductivo masculino.
Bromo	Existen evidencias que este compuesto es cancerígeno para los humanos por inhalación
Cadmio	Cadmio se acumula en los humanos por largos periodos en los riñones [10-35 años]. Existen evidencias que este compuesto es cancerígeno para los humanos por inhalación
Cianuro	Se han evidenciado efectos adversos en la tiroides y sistema nervioso
Cromo	Cromo hexavalente produce cáncer en los humanos.
Flúor	Estudios epidemiológicos han determinado que el Flúor produce efectos primarios sobre los huesos y dientes
Formaldehído	Probablemente cancerígeno para los humanos
Hierro	Existen evidencias de efectos adversos en el tracto intestinal por consumo de agua potable con alto contenido de hierro
Manganeso	Existen evidencias que la inhalación de Manganeso causa afectos adversos al sistema neurológico
Mercurio	Produce efectos adversos a los riñones de los humanos. Existen evidencias que el Mercurio [II] de cloro tiene el potencial de ser cancerígeno
Molibdeno	Se considera un elemento esencial para la dieta humana [0.1-0.3 mg/L]
Níquel	Inhalación de compuestos de níquel produce cáncer en los humanos
Nitritos y nitratos	Formación de metahemoglobina en los niños,
Plomo	Se bioacumula en los huesos. Evidencias han demostrado ser cancerígeno.
Selenio	Efectos tóxicos debido a largos periodos de exposición afecta las uñas, cabello y pulmones

Fuente: OMS, 2008.

La capacidad del agua para transmitir enfermedades depende de su calidad microbiológica; estas pueden ser causadas por virus, bacterias o protozoarios (Tabla 3); El 50% de estas se debe al consumo de agua contaminada por heces de origen humano y animal; son atribuídas a microorganismos específicos o toxinas generadas por estos (Solarte *et al.*, 2006), o a bacterias que llegan a los cursos de agua mediante las descargas de aguas residuales sin tratar o con tratamiento deficiente, del drenaje de lluvias, de las descargas provenientes de plantas de procesamiento de carne de ganado y aves, y de escorrentías que pasan por los corrales de ganado (Frers, 2008). La mayoría de los protozoarios pueden sobrevivir por a los tratamientos fisicoquímicos del agua para consumo humano por presentar formas resistentes a las condiciones ambientales.

Existen contaminantes que en ciertas concentraciones son tóxicos al ser humano y presentan efectos adversos a la salud. La OECD (The Organisation for Economic Cooperation and Development) ha diseñado guías de metodología para determinar los efectos tóxicos de una sustancia y su peligro potencial para la flora y fauna y la salud de los humanos en caso de exponerse a estos en dosis prolongadas. A partir de estas metodologías, La Organización Mundial para la Salud (OMS), en su guía *Guidelines for drinking-water quality (3rd Ed)*, lista algunos contaminantes con efectos adversos a la salud humana, como los problemas de salud generados por la exposición a ellos. En la Tabla 4 se resumen los contaminantes que se encuentran comúnmente en las aguas residuales y su toxicidad que en los humanos (Alcaldía Mayor de Bogotá, 2008).

1.2 Tratamiento de las aguas residuales

Todo proceso productivo genera un desecho después de obtener el producto deseado; este debe disponerse de manera definitiva de manera tal que no afecte al medio ambiente. En el caso específico en una industria se genera un efluente con alta carga de materia orgánica, sólidos y otras sustancias por lo que se necesita la instalación de una planta de tratamiento de aguas residuales (Yabroudi *et al.*, 2009).

Un sistema de tratamiento de aguas residuales es el conjunto de operaciones unitarias de tipo físico, químico o biológico que busca eliminar o reducir la contaminación o las características no deseables de las aguas, para que no sean una amenaza a la salud y/o medio ambiente al disponer

de esta en un cuerpo receptor natural (mar, ríos o lagos) o por su reuso en otras actividades de nuestra vida cotidiana excepto el consumo humano. En la formulación, planeación y diseño de un sistema de tratamiento se pueden considerar objetivos diferentes teniendo en cuenta la disponibilidad de recursos, así como los criterios establecidos para descarga de efluentes o eficiencias mínimas y, además, motivaciones ecológicas (CESPT, 2007).

Los impactos positivos directos que se generan al tratar las aguas residuales incluyen la disminución de molestias y peligros para la salud pública en el área de servicio, mejoras en la calidad de las aguas receptoras, y aumentos en los usos benéficos de los cuerpos receptoras. Además, la instalación de un sistema de recolección y tratamiento permite un control más efectivo de las aguas servidas industriales mediante su tratamiento previo y conexión con el alcantarillado público, y ofrece el potencial para la reutilización beneficiosa del efluente tratado y los fangos. Los impactos indirectos del tratamiento incluyen la provisión de sitios de servicio para el desarrollo, una mayor productividad de las pesquerías, mayores actividades turísticas y recreativas, mayor productividad agrícola y forestal o menores requerimientos de fertilizantes químicos en caso de un reuso del efluente y los fangos, y menores demandas de otras fuentes de agua como resultado de la reutilización del efluente.

Por lo general, los esfuerzos para recolectar y tratar las aguas residuales domésticas de la descarga están sujetos a regulaciones y controles (Carrión, 2008). El mecanismo de mayor impacto en la protección de los recursos hídricos es la acertada escogencia de las soluciones tecnológicas en el tratamiento de aguas residuales que considere aspectos técnicos, ambientales, sociales, culturales, económicos, políticos y normativos (Galvis *et al.*, 2006).

Los principales objetivos del tratamiento de aguas residuales son: remociones de DBO, sólidos suspendidos, patógenos, nitrógeno y fósforo, sustancias orgánicas refractarias como los detergentes, fenoles y pesticidas, metales pesados, y sustancias inorgánicas disueltas. Además, producir agua limpia, o efluente tratado, que sea reutilizable, y un residuo sólido o lodo que sirva como fertilizante orgánico después de pasar por un proceso adecuado (Romero, 2008).

La complejidad del sistema de tratamiento está en función de los objetivos propuestos. El tratamiento de aguas residuales o agua servida, domés-

tica, entre otros, incorpora procesos físicos químicos y biológicos que tratan y remueven contaminantes físicos, químicos y biológicos introducidos en ella por el uso humano cotidiano. Teniendo en cuenta el gran número de operaciones y procesos disponibles para tratamiento de agua residual, es común hablar de pretratamiento, tratamiento primario (físico o químico), tratamiento secundario (biológico) y tratamiento terciario o avanzado (fisi-químico y biológico) de aguas residuales (Romero, 2008).

El objetivo del pretratamiento es remover del agua residual aquellos constituyentes que puedan causar dificultades de operación y mantenimiento en los procesos posteriores; el tratamiento primario busca reducir la materia suspendida por medio de la precipitación o sedimentación con o sin reactivos o por medio de diversos tipos de oxidación química; la única excepción son aplicaciones especiales debido a su por su alto costo. Esto permite la remoción aproximada de 90% de las materias decantables, de 65% de las materias en suspensión y una disminución de la DBO que oscila entre 35%. El tratamiento secundario se emplea de forma masiva para eliminar la contaminación orgánica disuelta pues su eliminación por tratamientos físico-químicos es costosa; se usa para remoción de DBO soluble y sólidos suspendidos e incluye los procesos biológicos de lodos activados, filtros percoladores, sistemas de lagunas y sedimentación: este tratamiento remueve alrededor del 60% de los sólidos suspendidos del agua residual cruda y un 35 a 40% de la DBO. Por último, el tratamiento terciario y avanzado no aplica técnicas diferentes a los anteriores, sino que utiliza procedimientos de ambos tipos para pulir o afinar el vertido final, mejorando alguna de sus características: remueve nutrientes para prevenir la eutrofización de las fuentes receptoras o mejorar la calidad de un efluente secundario para adecuar el agua a fin de ser reutilizada; elimina un 99% de los sólidos y además en ella se emplean varios procesos químicos para garantizar que el agua esté tan libre de impurezas como sea posible (Romero, 2008).

Para operar exitosamente un sistema de tratamiento de agua residual se debe contar con un sistema de diseño excelente, un sistema de operación capacitado y con una dedicación a la par de los requerimientos de dicha operación. Por lo tanto, el período de arranque de cada sistema de tratamiento debe aprovecharse para entrenar a los operadores, conocer los equipos y modificar cualquier procedimiento con el objeto de asegurar obtener la calidad requerida del efluente (Romero, 2008).

1.2.1 *Tratamiento biológico de aguas residuales.*

Los tratamientos biológicos emplean organismos que degradan las sustancias orgánicas del vertido; por lo general se usan procesos bioquímicos y químicos. Este tipo de tratamiento remueve contaminantes mediante actividad biológica que se enfoca en sustancias orgánicas biodegradables, coloidales o disueltas que estén en el agua residual mediante su conversión en gases que escapan a la atmósfera y en biomasa extraíble mediante sedimentación (Romero, 2008).

Los objetivos del tratamiento biológico son reducir el contenido en materia orgánica de las aguas, reducir su contenido en nutrientes, y eliminar los patógenos y parásitos (Marsilli, 2005). Otros objetivos son la coagulación y eliminación de los sólidos disueltos principalmente orgánicos, y en suspensión no sedimentable y la estabilización de esta materia orgánica.

Los procesos biológicos de tratamiento de aguas residuales, son los procesos llevados a cabo por una o varias comunidades de microorganismos vivos, comúnmente bacterias, en presencia o ausencia de oxígeno disuelto. Los procesos biológicos aerobios son realizados por microorganismos vivos, cuyo metabolismo tiene lugar en presencia de oxígeno disuelto. La mayoría de productos finales es CO_2 y H_2O , con desprendimiento de energía que se emplea en parte en la formación de nuevos microorganismos de gran importancia en este proceso para las reacciones de síntesis. Los procesos anaerobios son realizados por microorganismos cuyo metabolismo se realiza en ausencia de oxígeno pues se verían gravemente afectados por la presencia de este elemento. Los productos finales mayoritarios de estas reacciones son CH_4 y CO_2 . Como las reacciones de síntesis se realizan con poca extensión, pero son requeridas para la multiplicación microbiana requerida durante los procesos de tratamiento, esto obliga a utilizar sistemas de retención de microorganismos que contribuyan con la eficiencia de los sistemas de tratamiento (Sáenz, 2002).

Los procesos biológicos, o secundarios, son eficientes en remoción de sustancias orgánicas que presentan un tamaño coloidal e inferior a diámetro de 10^{-5} m. Un tratamiento secundario típico remueve aproximadamente 85% de la DBO y de los sólidos suspendidos (SS); se utiliza además para remover nitrógeno y fósforo del agua residual, pero no remueve cantidades significativas de metales pesados ni organismos patógenos. Los procesos biológicos usados más comúnmente son: la fitorremediación, procesos de

lodos activados, lechos bacterianos, lagunas aireadas, filtros percoladores, biodiscos, lagunas de estabilización, fosa Imhoff, y fosas sépticas (Ministerio de Desarrollo Económico, 2000).

Los tratamientos biológicos son preferidos siempre que sea posible porque presentan mayores rendimientos con menores costos económicos de explotación y mantenimiento, y destruyen completamente los contaminantes, transformándolos en sustancias inocuas como el dióxido de carbono, el metano, el nitrógeno molecular, y el agua. Por esto, la mineralización de compuestos contaminantes mediante microorganismos es un proceso destructivo completo; por otra parte, los costos de inversión de los procesos biológicos son de 5 a 20 veces menores que los químicos. Es evidente que los tratamientos biológicos tienen sus límites frente a influentes que contengan moléculas xenobióticas, inhibitorias, o tóxicas para el cultivo biológico; en esos casos se pueden utilizar estrategias como el enriquecimiento en cultivos específicos o aclimatados y los tratamientos integrados (Arnáiz *et al.*, 2000).

1.2.1.1 Fitorremediación para aguas residuales.

La fitorremediación es el uso de plantas y su microbiota para limpiar ambientes contaminados y sus técnicas incluyen la utilización de enmiendas de agua, suelo, y técnicas agrónomas para trasladar, contener o convertir los contaminantes del medio en una forma química que disminuya su disponibilidad química o biológica. Aunque esta es una estrategia que se encuentra en desarrollo, es muy interesante debido a la capacidad de algunas especies vegetales de absorber, acumular y/o tolerar altas concentraciones de contaminantes como metales pesados, compuestos orgánicos y radiactivos entre otros. Las ventajas de esta técnica son el bajo costo y la rapidez con que realizarse ciertos procesos degradativos (Benítez, 2008). Además, en este tipo de sistemas se genera la reproducción controlada de las condiciones existentes en los sistemas lagunares someros o de aguas lenticas efectúan la purificación del agua en su entorno natural; esta involucra una mezcla de procesos bacterianos aerobios-anaerobios que suceden en el entorno de las raíces de las plantas hidrófilas, las cuales aportan oxígeno, consumen los elementos aportados por el metabolismo bacterial y lo transforman en follaje. Según la planta y el agente contaminante, la fitorremediación puede producirse por:

- Acumulación del contaminante en las partes aéreas de la planta.

- Absorción, precipitación y concentración del contaminante en raíces.
- Reducción de la movilidad del contaminante para impedir la contaminación de aguas subterráneas o del aire.
- Desarrollo de bacterias y hongos que crecen en las raíces y degradan contaminantes.
- Captación y modificación del contaminante para luego liberarlo a la atmósfera con la transpiración.
- Captación y degradación del contaminante para originar compuestos menos tóxicos.

La mayor parte de los sistemas de fitorremediación son sistemas de tratamientos acuáticos que están constituidos por marjales, pantanos, ciénagas, turberas y lagunas de poca profundidad en los cuales especies de plantas acuáticas como: el jacinto de agua, la espadaña, la enea, los juncos, y la vellorita o primavera crecen y se desarrollan. La cantidad y calidad de la vegetación acuática está asociada con su uso benéfico y con la necesidad de evitar problemas ligados a su crecimiento. Un sistema de tratamiento acuático se puede visualizar como un filtro percolador de tasa baja de flujo horizontal con sedimentación propia, en el que las plantas remplazan la piedra o el medio sintético como estructura de soporte del crecimiento bacterial. A diferencia de las lagunas de estabilización convencional donde el tratamiento depende de la población de algas en los sistemas de tratamiento acuático las plantas acuáticas remplazan las algas y permiten la remoción de los contaminantes del agua cruda (Romero, 2008).

De manera general, en el proceso de fitorremediación se aplican aguas residuales sobre terrenos húmedos naturales o artificiales con el propósito de remover contaminantes que de otra manera requerirían otros tipos de tratamiento secundario o terciario. Este sistema es el más amigable desde el punto de vista ambiental porque no requiere instalaciones complejas, tiene un costo de mantenimiento muy bajo y se integra al paisaje natural propiciando incluso refugio a la vida silvestre. Además, es un sistema de tratamiento alternativo por requerir poca o ninguna energía para funcionar y una alternativa de costo efectivo (Frers, 2008). Quizás su única desventaja es la mayor cantidad de superficie necesaria para su construcción y funcionamiento.

Este tipo de sistemas eliminan contaminantes aprovechando las interacciones suelo-planta-microorganismos; el sistema mencionado podría alcanzar

la eficiencia deseada de remoción de los contaminantes tales como: DBO_5 , nitrógeno amoniacal ($\text{NH}_3\text{-N}$), fósforo total (TP) y sólidos suspendidos totales (TSS) (Chan *et al.*, 2008). Los compuestos orgánicos, nitrogenados y fosforados son transformados a formas más simples y por lo tanto, son más fáciles de eliminar del sistema (Romero *et al.*, 2009); además, estudios han demostrado que existen especies vegetales con la capacidad de estabilizar arsénico, cadmio, plomo, cobre y zinc a través de las partes de sus estructuras como raíz, tallo, rama, hoja y flor (Santos *et al.*, 2009). Muchos estudios destacan la necesidad de caracterizar una fuente de aguas residuales antes de diseñar un sistema de tratamiento de humedales o fitorremediación, con el objeto de conocer las propiedades fisicoquímicas y microbiológicas del agua residual de entrada al sistema (afluente) y poder determinar la calidad del agua de salida (efluente), así como la eficiencia del sistema.

El establecimiento de bacterias en el sistema tanto en el sustrato como en las raíces de las plantas, es lo que ayuda a la remoción de la carga orgánica y los nutrientes del agua residual que está bajo tratamiento. Los microorganismos son la parte principal del funcionamiento de los sistemas de fitorremediación, ya que la eficiencia en la remoción de los contaminantes depende de estos. Los resultados ilustran cómo la variabilidad en las aguas residuales y características de los sistemas pueden influir en la adsorción, sedimentación y cinética de inactivación de la *E. coli*: si un agua residual ha sido objeto de un importante pre-tratamiento, el principal mecanismo de eliminación de *E. coli* será la inactivación (Boutiliera *et al.*, 2009).

En un estudio realizado en las sabanas de Bogotá (Colombia), se encontró que el uso de humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales municipales es una opción prometedora que debe ser considerada; la cual fue apoyada con el análisis de tres variables importantes en la selección de la tecnología óptima para el tratamiento de aguas residuales: la utilización del rendimiento, el costo y los recursos. El estudio permitió determinar, además, que las condiciones climáticas del país representan una ventaja para el óptimo funcionamiento de este tipo de sistema, que han venido remplazando los sistemas convencionales de tratamiento de aguas residuales debido al escaso capital para sus infraestructuras (Arias y Brown, 2009).

Con su facilidad de operación y el bajo costo como requisitos, el sistema de fitorremediación es una herramienta alternativa para el tratamiento de las aguas residuales domésticas en un área de población de suburbios que se encuentran fuera de la cobertura del tratamiento de la red de las aguas

residuales municipales. Por otra parte, la selección de especies de plantas y los medios de comunicación de apoyo en el sistema puede variar de acuerdo con diferentes características locales, a fin de preservar el medio ambiente y optimizar los recursos financieros en diferentes áreas (Chan *et al.*, 2008).

Es indudable que la fitorremediación es un sistema que puede ser utilizado para tratar aguas residuales de una manera segura, confiable, y estética; porque la remoción de contaminantes es eficiente, y los beneficios ambientales y económico son rentables. Como se ha mencionado anteriormente, el funcionamiento de estos sistemas de tratamiento se basa en la actividad combinada de plantas, microorganismos y sustrato, que en conjunto propician una depuración eficiente (Romero *et al.*, 2009).

1.2.1.2 Planta acuática “*Eichhornia crassipes*” (Jacinto de agua).

Existen dos tipos de plantas acuáticas: las flotantes y las sumergidas; las primeras tienen la habilidad de captar el dióxido de carbono y suplir las necesidades de oxígeno directamente de la atmósfera y reciben sus nutrientes minerales del agua. Las plantas sumergidas se distinguen por su habilidad para absorber oxígeno, dióxido de carbono, y minerales de la columna de agua; la turbiedad alta en el agua se inhibe fácilmente porque sus partes fotosintéticas están debajo del agua (Romero, 2008).

Las capacidades de la planta acuática *Eichhornia crassipes* fueron descubiertas por Sir Albert Howard en 1920, un científico especializado en agricultura que realizó estudios sobre la planta en India y publicó artículos relacionados con el aprovechamiento de ésta en la depuración de aguas residuales, usos derivados como abono orgánico y alimento para ganado (España, 2006).

La *E. crassipes*, también conocido comúnmente como jacinto de agua, lirio de agua, camalote, lampazo, violeta de agua, buchón, taruya, lechuga de agua, batata, oreja de mula, entre otros, es una planta acuática perenne, vascular y flotante que pertenece a la familia de las Pontederiaceas (Figura 1): son especies flotantes de raíces sumergidas que carecen de tallo aparente y están provistas de un rizoma emergente del que surge un rosetón de hojas de superficie esponjosa notablemente inflada en forma de globo que forma una vejiga llena de aire; esta superficie facilita la flotación sobre la superficie acuática. En verano el jacinto de agua producen espigas de flores lilas y azuladas, las cuales puede producir semillas, pero su método

principal de reproducción son los rizomas subacuáticos. Las raíces son muy particulares, de color negro con extremidades blancas cuando son jóvenes y negro violáceo cuando son adultas. Gracias a su extenso sistema de raíces tienen excelente poder de filtración y son capaces de absorber impurezas y contaminantes como el níquel, cadmio, plomo, mercurio, cromo, plata, cobre, fenoles y otros (España, 2006).

El *E. crassipes* se desenvuelve bien en un rango de temperaturas que está entre 18 y 30 °C, y los niveles óptimos son entre 22 y 25 °C. Tolera un pH entre 6,8 y 8,0. Sin embargo, puede ser tolerante a condiciones del agua diferentes a las óptimas en las que crece. El crecimiento de esta especie está favorecido por aguas ricas en nutrientes, particularmente nitrógeno, fósforo y potasio. Resiste los insectos y enfermedades, y general necesita aguas estancadas o con poca corriente e intensa iluminación (GEIB, 2006).

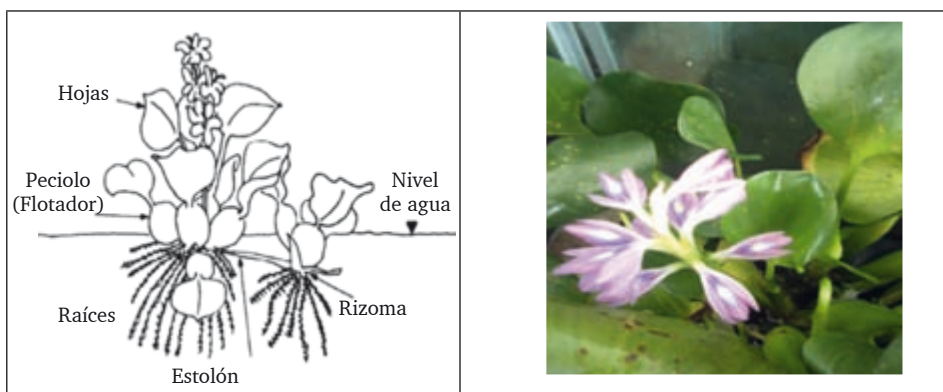


Figura 1. Especie Jacinto de Agua "*E. crassipes*" (Romero, 2008).

Así como las algas, la hierba del lecho del río y demás plantas acuáticas, el jacinto de agua tiene un alto contenido de agua (entre 93 y 95% de la masa total), factor de gran importancia en su disposición (Tabla 5). Esta composición varía dependiendo del medio en el cual crezca la planta: cuando hay escasez de elementos fertilizantes, se inhibe su crecimiento; con abundancia de nutrientes, la planta se desarrolla a su máximo límite, adquiriendo un intenso color azul-verdoso (Romero, 2008).

En el ambiente natural, cuando interactúan el agua, el suelo, las plantas y microorganismos y la atmósfera, se producen procesos físicos, químicos, y biológicos. A diferencia de los sistemas mecánicos, en los que los procesos se llevan a cabo de forma secuencial, en diferentes tanques y reactores a

velocidades aceleradas como consecuencia del aporte energético, en estos sistemas los procesos se producen a velocidades "naturales" y tienden a realizarse de forma simultánea en un único "ecosistema". El sistema del Jacinto de agua es un filtro vivo, es un sistema de tratamientos de aguas a bajo costo, hecho por el hombre de tal forma de emular y maximizar los procesos naturales de purificación conocidos (España, 2006).

Tabla 5.

Composición de la *E. crassipes* de aguas residuales

Constituyente	% de la masa seca	
	Promedio	Intervalo
Proteína cruda	18,1	9,7 – 23,4
Grasa	1,9	1,6 – 2,2
Fibra	18,6	17,1 – 19,5
Cenizas	16,6	11,1 – 20,4
Carbohidratos	44,8	36,9 – 51,6
NTK	2,9	1,6 -3,7
Fósforo	0,6	0,3 – 0,9

Fuente: Romero, (2008).

Las plantas acuáticas toman oxígeno del el aire (atmósfera) y lo llevan hacia las raíces para sobrevivir dentro de su hábitat. La fina capa de oxígeno que cubre las raíces de las plantas sostiene una población diversa de microbios aerobios que digieren moléculas orgánicas y a su vez liberan dióxido de carbono y agua. Estudios han demostrado que el Jacinto de agua transporta entre 6,6 y 7,3 mg /d.L de O₂, por lo que esta capacidad debe considerarse como un criterio en el diseño de lagunas que utilicen estas plantas acuáticas para el tratamiento de aguas residuales (Domínguez, 2003). Por otra parte, especies de microalgas como la *incrassatulus* son capaces de remover metales como el cromo (VI) hasta cierto punto (25-78%) (Peña *et al.*, 2004), y la microalga *Scenedesmus obliquus* elimina nitrógeno durante las horas de luz, con totales diarios de 9,27 y 8,45 mg/L (Voltolina *et al.*, 2005).

Los tratamientos con Jacinto de agua son capaces de eliminar, hasta cierto punto, casi todos los constituyentes del agua considerados como contaminantes (España, 2006):

- *Sólidos suspendidos*. Los sólidos suspendidos del agua se eliminan por sedimentación potenciada por las reducidas velocidades de

circulación y por la escasa profundidad, y por filtración a través de las formas vivas y los desechos vegetales. En la interfase suelo se produce una eliminación adicional.

- *Materia orgánica.* La materia orgánica degradable presente en el agua, ya sea soluble o insoluble, se elimina por degradación microbiana. Los microbios responsables de esta degradación suelen estar asociados a películas que se desarrollan sobre la superficie de las partículas del suelo, vegetación y desechos vegetales. En general, estos sistemas se diseñan y explotan de modo que sea posible mantener condiciones aeróbicas, con la intención de que los microorganismos aeróbicos degraden la materia orgánica, ya que la descomposición aeróbica tiende a ser más rápida y completa que la anaerobia evitando así los problemas de olores asociados a los procesos de descomposición anaerobia.
- *Nitrógeno.* El nitrógeno es un elemento esencial que hace parte de las proteínas. Las fuentes de nitrógeno en un estanque principales son el nitrógeno atmosférico (N_2) y productos de descomposición provenientes de materias orgánicas presentes en el estanque. La transformación y eliminación de nitrógeno en estos sistemas implica una serie de procesos y reacciones complejas que dependen de la forma en que está presente el nitrógeno: nitrógeno orgánico, nitrógeno amoniacal (NH_3 ; amoniacal libre o no Ionizado y NH_4^+ ; amonio Ionizado), nitrógeno en forma de nitrito (NO_2^-) y nitrato (NO_3^-), y desnitrificación biológica.

Nitrógeno orgánico. El nitrógeno orgánico asociado a los sólidos suspendidos presentes en el agua se elimina por sedimentación y filtración. El nitrógeno orgánico en fase sólida se puede incorporar directamente al humus del suelo, que consiste en moléculas orgánicas complejas de gran tamaño que contienen carbohidratos complejos, proteínas, sustancias proteínicas y ligninas. Parte del nitrógeno orgánico se hidroliza para formar aminoácidos que se pueden descomponer para producir iones amonio (NH_4^+).

Nitrógeno amoniacal. En estos sistemas de tratamiento, el nitrógeno amoniacal puede seguir diferentes vías de descomposición: El amoniacal soluble se puede eliminar por volatilización directa a la atmósfera en forma de gas amoniacal, que es una vía de eliminación de un 10%.

La mayor parte del amoníaco afluente y del amoníaco convertido se absorbe temporalmente mediante reacciones de intercambio iónico sobre las partículas del suelo y las partículas orgánicas dotadas de carga. El amoníaco absorbido es apto para el consumo por la vegetación y los microorganismos o para la conversión a nitrógeno en forma de nitrato mediante la nitrificación biológica bajo condiciones aeróbicas.

Nitrógeno en forma de nitrato. No sufre reacciones de intercambio iónico debido a su carga negativa, permanece en solución, y es transportado como parte del agua percolada. Si no se elimina por consumo de las plantas o por procesos de desnitrificación, el nitrato es lixiviado o percolado, alcanzando las aguas subterráneas subyacentes. La vegetación puede asimilar los nitratos, pero sólo en las proximidades de las raíces durante los periodos de crecimiento activo, posteriormente las raíces viejas o no activas se debería recoger y retirar de sistema.

Las plantas absorben los nitratos para usarlos en nuevos tejidos, o las bacterias los convierten en nitrógeno elemental mediante desnitrificación; algunos se pierden en los sedimentos.

Desnitrificación/Nitrificación Biológica: Los nitratos también se eliminan por desnitrificación biológica y posterior liberación del óxido nítrico gaseoso y el nitrógeno molecular a la atmósfera; en los sistemas acuáticos la desnitrificación biológica es el principal mecanismo de eliminación de nitrógeno. Para que este proceso sea completo, la relación carbono/nitrógeno debe ser de 2:1 como mínimo.

En la nitrificación, las bacterias del género *Nitrosomonas* convierten el amoníaco en nitrito, y aquellas del género *Nitrobacter* convierten nitrito en nitrato bajo ciertas condiciones. Como estas formas inorgánicas pueden ser tóxicas, la amonificación, nitrificación y desnitrificación son procesos importantes en los sistemas de acuicultura.

- **Fósforo.** Los principales procesos de eliminación de fósforo son por adsorción, precipitación química y consumo por parte de las plantas; Este elemento fósforo, normalmente presente en forma de ortofosfatos, es absorbido por minerales arcillosos y determinadas

fracciones orgánicas de la matriz del suelo. La precipitación química con calcio (a pH's neutros o alcalinos) o con hierro o aluminio (a pH's ácidos), se produce a menor velocidad que los fenómenos de adsorción. Por su parte, los sistemas acuáticos presentan un potencial de eliminación de fósforo limitado.

- *Elementos traza.* La principal forma de eliminación de los elementos traza (principalmente metales) se produce, es el mecanismo de adsorción (término que engloba reacciones de adsorción y precipitación) y, en menor grado, la asimilación que realizan las plantas de algunos metales cuando estos son retenidos en el suelo o en los sedimentos de los sistemas acuáticos. Los rendimientos de eliminación suelen ser menores al 80% debido al contacto limitado con sólidos y sedimento.
- *Compuestos orgánicos a nivel de traza.* Los compuestos orgánicos de traza se eliminan del agua mediante volatilización y adsorción, y luego degradación biológica o fotoquímica. En general, los sistemas permiten eliminar una fracción importante de los compuestos orgánicos de traza, sin embargo los datos disponibles en la actualidad no permiten predecir los rendimientos de eliminación de compuestos individuales.
- *Microorganismos.* Los mecanismos de eliminación de las bacterias y parásitos (protozoos y helmintos) comunes a la mayoría de los sistemas de tratamiento natural incluyen la muerte, retención, sedimentación, atrapamiento, depredación, radiación, desecación y adsorción de dichos organismos. Los virus se eliminan por adsorción y posteriormente muerte.

Mediante el uso de estas plantas se pueden obtener buenas eficiencias en la remoción de los contaminantes más comunes de aguas residuales, debido a que *E. crassipes* tiene facilidad de adaptación al agua residual demostrada por detalles de su aspecto general: coloración verde oscura en hojas y tallos, crecimiento de individuos y reproducción, floración, fortalecimiento de raíces y aumento de su longitud; mejoramiento de las propiedades organolépticas del agua residual como disminución de turbiedad, baja generación de sedimentos y eliminación de olores molestos y crea un hábitat propicio para el crecimiento y desarrollo de microorganismos debido al espesor de su zona radicular (España, 2006). Además, esta especie posee una tasa de transpiración mayor por lo que actúa como una bomba de agua; estas

características facilitan la eliminación de contaminantes en las aguas residuales representadas por nutrientes (García y Leal, 2006). Investigaciones realizadas al respecto han registrado resultados de remoción superiores al 99% de nitrógeno de amonio $\text{NH}_4\text{-N}$ y de la demanda bioquímica de oxígeno carbonacea DBOC, y una remoción del 79% de ortofosfatos $\text{PO}_4\text{-P}$ (Lansing y Martin, 2006).

1.2.1.3 Aspectos técnicos de estanques de *E. crassipes* para depuración de aguas residuales

Según España (2006), al momento de diseñar un sistema de tratamiento de fitorremediación con plantas acuáticas, se deben tener en cuenta las siguientes condiciones:

- Topografía: El terreno debe tener una topografía uniforme horizontal o con una pendiente ligera.
- Características del suelo: Los suelos mas indicados son aquellos con permeabilidad lenta (<5 mL/h): Es necesario minimizar las pérdidas de agua por percolación.
- Clima: el jacinto de agua puede tolerar temperaturas entre 16 y 30 °C, pero aquellas consideradas óptimas están en el rango comprendido entre 20 y 26 °C.
- Profundización: la altura o profundidad del humedal puede variar de 0,45 hasta 1,2 m. para tratar de que el agua tenga un mezclado vertical a fin de que las raíces de las plantas entren en contacto con las zonas en las que habitan las bacterias. A menores concentraciones de nutrientes en el agua se pueden manejar profundidades mayores pues que las raíces de la planta crecen en longitud y los absorben también del suelo.
- Carga orgánica: expresada en términos de DBO, la carga orgánica puede variar entre 1 y 30 ppm al día (10 y 300 kg/ha. día).

Las plantas acuáticas a utilizar también deben tener una preparación previa antes de comenzar los experimentos. Entre los aspectos relevantes de preparación de las plantas tenemos:

- Selección: La cepa inicial se puede extraer de humedales naturales: se escogen las plantas más pequeñas y que estén floreciendo para

ayudar en los procesos reproductivos. Las plantas grandes se rechazan puesto que se estropean con facilidad durante su recolección, transporte, desinfección y siembra.

- Desinfección: el jacinto de agua se deposita en tanques de depuración de 10m³ de capacidad, u otra medida, dependiendo de la cantidad a tratar; es importante drenar un poco de agua circulante del fondo para eliminar sedimentos. Posteriormente se recupera el nivel y se mantiene para proceder a aplicar cloro con una concentración aproximada de 50 ppm, para combatir microorganismos como hongos, bacterias y otros, además de rotenona a una concentración de 2,5 ppm, para la eliminación de peces.
- Siembra. Después de un periodo de tiempo conveniente de desinfección, las plantas se colocan en gavetas para facilitar su transporte hasta el estanque; luego se colocan en cercos con el máximo cuidado, desechando plantas estropeadas, quebradas, entre otros. Existen varias maneras de colocar los cercos para el Jacinto de agua.

El estanque se prepara siguiendo una rutina normal de limpieza de malezas, organismos, corrección de drenajes, entre otros. Se mide el pH para garantizar que el resultado inicial más o menos neutro; Si es necesario se hacen correcciones con carbonato de calcio y también se aplican fertilizaciones en base a forrajes naturales, preparación de nichos, entre otros. El llenado del estanque se hace una semana antes de la siembra.

Se han propuesto diversos diseños de humedales artificiales a lo largo de su desarrollo tecnológico. Las variables de diferenciación pueden referirse al sistema de flujo del agua residual, sustrato o lecho utilizado, vegetación y sucesión de unidades de tratamiento; en cuanto a la dirección del movimiento del agua a través del humedal se consideran los siguientes tipos: horizontal, vertical, flujo superficial y flujo sub-superficial. En cuanto al sustrato, hay sistemas que debajo del manto de agua tienen una capa de suelo o tierra vegetal para enraizar la vegetación otros emplean exclusivamente un lecho de grava y arena, y otros sistemas únicamente tienen agua (España, 2006).

En esencia, hay tres líneas de desarrollo tecnológico de humedales artificiales cuyo modo de operación, aun basándose en los mismos principios biológicos, es diferente: Son los denominados humedales de flujo superficial, los

humedales de flujo sub-superficial y los humedales con plantas que flotan sobre la superficie del agua; a este último tipo de sistemas pertenecen los que utilizan plantas naturalmente flotantes tales como el jacinto de agua (*E. crassipes*) o la lenteja de agua (*Lemna spp.*). Se ha demostrado que el jacinto acuático presenta mayor habilidad fitodepuradora debido a que obtiene del agua todos los nutrientes que requiere para su metabolismo (Benítez, 2008).

La principal ventaja que ofrecen los sistemas de humedales es la gran superficie de contacto que tienen sus raíces con el agua residual ya que ésta las baña por completo; esto permite una gran actividad depuradora de la materia orgánica mediante los microorganismos adheridos a dicha superficie radicular o por las propias raíces directamente. Su inconveniente principal es la capacidad limitada de acumular biomasa, ya que los cuerpos de las plantas no llegan a alcanzar una altura significativa, siendo esta próxima a la superficie del agua por lo general.

En México, Romero *et al.*, (2009) realizaron un trabajo que evaluó el porcentaje de remoción de la carga orgánica de aguas residuales en un sistema de tratamiento por humedales artificiales de flujo horizontal y con dos especies vegetales. De manera general concluyeron que la mejor eficiencia de remoción se presentó en el humedal donde se utilizó la combinación de las dos especies acuáticas, en comparación con los humedales donde las plantas se utilizaron por separado.

En cuanto a la forma del estanque, esta difiere de acuerdo al espacio disponible para el sistema de tratamiento de aguas y también del volumen o caudal de alimentación de aguas residuales que se necesita tratar. En ocasiones, se requiere diseñar un estanque en forma rectangular, por ejemplo, una piscina con un grado de inclinación mínimo requerido. Otro diseño muy utilizado son los canales con paredes inclinadas, con un ancho entre 1 a 1,5 m aproximadamente. Incluso existen diseños conformados por sistemas de varios canales o piscinas interconectadas, de mayor a menor grado de contaminación, para optimizar la purificación del agua al permitir la recirculación de los efluentes. Los primeros canales o estanques están provistos de una capa impermeable para evitar la percolación del agua contaminada al subsuelo. Por el contrario, las siguientes etapas tienen capas semipermeables o permeables que contribuyen a la absorción de materia orgánica no asimilable por las plantas (España, 2006).

1.3 Parámetros de calidad de agua

1.3.1 Temperatura

La temperatura es una propiedad intensiva que indica el nivel térmico de cualquier material y además permite calcular su contenido calórico. La temperatura del agua tiene una gran importancia en el desarrollo de los diversos procesos que se realizan en ella porque el aumento de la temperatura modifica la solubilidad de las sustancias, aumentando la de los sólidos disueltos y disminuyendo la de los gases. La actividad biológica se duplica cada diez grados (ley del Q_{10}) aunque tiene efectos letales para los organismos cuando supera un cierto valor característico de cada especie viva (Anzar, 2000).

La temperatura afecta la solubilidad del oxígeno y al metabolismo de los microorganismos; las descargas de agua a altas temperaturas pueden dañar la flora y fauna de las aguas receptoras al interferir con la reproducción de las especies, incrementar el crecimiento de bacterias y otros organismos, acelerar las reacciones químicas, reducir los niveles de oxígeno y acelerar la eutrofización (APHA *et al.*, 2005).

1.3.2 Potencial de hidrógeno

El término pH es un término utilizado para expresar la intensidad de la condición ácida o alcalina de una solución; es una manera de expresar la concentración de los iones hidrógeno, o más exactamente, la actividad de los mismos. También está íntimamente relacionado con la concentración de iones H^+ y OH^- provenientes de la ionización de las moléculas de agua, entre las cuales se establece un equilibrio (Vargas, 2003).

Las aguas fuera del rango normal de pH (6 a 9 unidades) mencionado por Roldán y Ramírez (2008) pueden ser dañinas para la vida acuática (por debajo de 7 son ácidas y por encima de 7 son alcalinas); Estos niveles de pH pueden perturbar las células y destruir la flora y fauna acuática. Además, es importante determinar el pH de las aguas y líquidos residuales porque estas medidas se utilizan en las determinaciones analíticas, el tratamiento de líquidos residuales (oxidación biológica de los materiales y coagulación), el control de contaminación y la evaluación del grado de eutrofización (Vargas, 2003).

1.3.3 Conductividad eléctrica

La conductividad es una expresión numérica de la capacidad de una solución para transportar una corriente eléctrica. Esta capacidad depende de la presencia de iones, su concentración total, de su movilidad, su valencia y concentraciones relativas, así como de la temperatura de la medición; también se define como la capacidad que tiene una sustancia de transportar electrones (conducir electricidad); en el agua, esta capacidad se ve influenciada por la cantidad de sales disueltas y la temperatura. Esto significa que, a mayor contenido de sales, mayor conductividad; de esta forma, se puede emplear esta propiedad para medir el contenido de sales en una muestra de agua.

Las soluciones de las mayorías de los ácidos, bases y sales presentan coeficientes de conductividad relativamente adecuados. Por el contrario, las moléculas de los compuestos orgánicos que no se disocian en soluciones acuosas tienen una conductividad escasa o nula (APHA *et al.*, 2005).

La conductividad se puede utilizar para detectar variaciones en la concentración de sólidos minerales disueltos presentes en aguas crudas o en aguas residuales. Por práctica se sabe que la conductividad específica de un agua varía directamente con la cantidad de sólidos totales disueltos; esto se explica porque las sustancias que se disolvieron se disociaron en iones. En el caso de las aguas contaminadas de algunos ríos, y en el de algunos residuos industriales, se pueden encontrar variaciones diarias apreciablemente grandes de la conductividad (APHA *et al.*, 2005).

1.3.4 Salinidad.

La salinidad se define como la determinación de la masa de sales disueltas en una masa dada de solución (APHA *et al.*, 2005). Actualmente, en la mayoría de laboratorios se mide por medio de la conductividad. La salinidad es una importante propiedad de las aguas naturales e industriales y en estudios ambientales es un factor importante porque puede significar la presencia o no de organismos y peces (INVEMAR, 2003).

1.3.5 Alcalinidad total

La alcalinidad del agua puede definirse como la capacidad para aceptar protones o también para consumir o neutralizar ácidos, y constituye

la suma de todas las bases. La alcalinidad de las aguas naturales se debe principalmente a sales de ácidos débiles y bases fuertes. Aunque muchas sustancias puedan contribuir a la alcalinidad, en el caso de las aguas naturales la mayor proporción se debe a tres iones, que ordenados por el grado de influencia en el pH son: el hidroxilo (OH^-), el carbonato (CO_3^{2-}) y el bicarbonato (HCO_3^-). La alcalinidad de las aguas residuales se debe principalmente a sales de ácidos débiles con base fuerte o a bases fuertes; esas sustancias actúan como amortiguadores o impiden la disminución del pH (Vargas, 2003).

La alcalinidad es importante en muchos usos y tratamientos de aguas naturales y residuales; además tienen importancia para la determinación de la aceptabilidad de un agua para irrigación por medio de las determinaciones de la alcalinidad por exceso de concentraciones de metales alcalinos férricos. Puesto que el pH debe ser controlado en muchas etapas del proceso de potabilización del agua, así como en el tratamiento de residuos líquidos, conocer el valor de la alcalinidad permite estimar el gasto de la materia acidificante necesaria para llevar una determinada cantidad de agua o líquido residual a un valor de pH deseado. Por otra parte, la cantidad de los materiales utilizados en los procesos de coagulación, ablandamiento y control de corrosión de las aguas dependen del grado de alcalinidad de las mismas, por lo que es necesario determinarla antes de ejecutar esos procesos (Vargas, 2003).

1.3.6 Oxígeno disuelto (OD).

Generalmente, el oxígeno que se encuentra disuelto en el agua proviene de la disolución del oxígeno atmosférico. Siendo un gas que casi no se disuelve en el agua y además no reacciona químicamente con el líquido, su solubilidad obedece a la ley de Henry, la cual expresa que la solubilidad de un gas en un líquido es proporcional a su concentración o a la presión parcial del gas en el líquido (Vargas, 2003). El oxígeno disuelto se expresa como mg/L de oxígeno disuelto en la muestra de agua. Se deben tomar las debidas precauciones para no arrastrar ni disolver oxígeno del aire durante la manipulación de la muestra.

Los niveles de OD en aguas naturales y residuales dependen de la actividad física, química y bioquímica del sistema de aguas. El análisis de OD es una prueba clave en los estudios de control de procesos de tratamiento de aguas residuales y en los estudios de contaminación acuática (APHA *et al.*,

2017), en aras de que los niveles permanentes de OD sean los requeridos para la protección de la vida acuática.

Todos los organismos vivos dependen, en alguna forma, del oxígeno disuelto para los procesos metabólicos que producen la energía necesaria para su crecimiento, desarrollo y reproducción. Los procesos aeróbicos son de gran interés porque necesitan del oxígeno libre. El oxígeno es importante e indispensable para la respiración, pues una reducción en el contenido de oxígeno produce incomodidad hasta llegar a la muerte. Por esta razón es muy importante tener en cuenta el número de individuos presentes en lugares confinados con poca capacidad de ventilación (Sawyer *et al.*, 2013).

Determinar el oxígeno disuelto es importante en la evaluación de la calidad de un cuerpo de agua, debido a que los diferentes niveles de oxígeno dependen de ciertas actividades físicas, químicas y biológicas. Mantener una concentración adecuada de oxígeno disuelto en el agua es importante para la supervivencia de los peces y otros organismos de vida acuática. La temperatura, el material orgánico disuelto, los oxidantes inorgánicos, entre otros; afectan los niveles de este gas en el agua. Además, el nivel de oxígeno es un importante parámetro de control en los procesos de tratamientos biológicos de aguas residuales. La baja concentración de oxígeno disuelto puede ser un indicador de que el agua tiene una alta carga orgánica provocada por aguas residuales (Vymazal, 2002).

1.3.7 *Sólidos suspendidos totales (SST), sólidos suspendidos volátiles (SSV) y sólidos fijos totales (SFT).*

Los sólidos son los materiales suspendidos y disueltos en agua limpia o agua residual. Al hablar de sólidos suspendidos totales se refiere a los residuos de material que un filtro estándar retiene después de la filtración de una muestra bien mezclada, de su evaporación y su consecutivo secado en una estufa a una temperatura de 103-105 °C (APHA *et al.*, 2005). Si el material suspendido se atasca en el filtro prolongando el tiempo de filtración, puede ser necesario incrementar el diámetro de los filtros o decrecer el volumen de muestra (INVEMAR, 2003).

La expresión “sólidos suspendidos volátiles” representa la pérdida de peso por ignición (550 +/- 25 °C); esta no se limita al material orgánico, también incluye también pérdida por descomposición o volatilización de algunas sales minerales. Por otra parte, “sólidos fijos totales” es la expresión

aplicada al residuo de sólidos totales, suspendidos o disueltos después de someterse a ignición durante un tiempo determinado y a una temperatura especificada (APHA *et al.*, 2005).

Determinar los diferentes tipos de sólidos puede ser de interés: por ejemplo, el valor de los sólidos totales es una de las consideraciones que se toman en cuenta para el uso de aguas con fines domésticos, principalmente en lo referente al consumo humano. En general, la determinar los sólidos totales, volátiles y sedimentables es importante en el diseño y control de los sistemas de tratamiento primario (sedimentación) y secundario (oxidación biológica) de los residuos domésticos e industriales; Así mismo, las determinaciones de los sólidos totales y volátiles, son importantes en las operaciones de manejo de los lodos que se producen en los procesos de tratamiento primario y secundario (Vargas, 2003).

1.3.8 Demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5).

La demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5) mide el consumo de oxígeno de los microorganismos en la oxidación de materia orgánica en un periodo de 5 días y a una temperatura de $20 \pm 1^\circ\text{C}$ (Mumtaz *et al.*, 2014).

Sus principales aplicaciones son Medir la calidad de las aguas residuales y superficiales, establecer límites de descarga, diseñar unidades de tratamiento biológico y evaluar la planta de tratamiento de aguas residuales (Collazos, 2008). Los dos aspectos más importantes, relacionados con la determinación de la DBO_5 son el tratamiento biológico de los residuos y el control de contaminación. En relación al primero, conocer esta medida permite diseñar la planta de tratamiento y evaluar la eficiencia de su funcionamiento; además sirve como base de investigación de la cinética microbiana y los procesos biológicos de tratamiento; en el control de contaminación, el valor de la DBO_5 de un residuo permite establecer el potencial contaminante del mismo en caso de que sea descargado en un cuerpo de agua sin ser tratado. Además, la DBO_5 constituye uno de los parámetros para realizar el seguimiento de la capacidad de autopurificación de los cuerpos de aguas naturales (Vargas, 2003).

1.3.9 Demanda química de oxígeno (DQO).

La DQO se utiliza para medir el equivalente de oxígeno del contenido de materia orgánica de una muestra susceptible de oxidación por un oxidante

químico fuerte (APHA *et al.*, 2005). Para determinarla se emplea un agente oxidante fuerte en medio ácido y con elevada temperatura, en presencia de un catalizador como el sulfato de plata (Collazos, 2008).

La DQO es utilizada ampliamente en los análisis para la caracterización de los residuos industriales; por ejemplo, es empleada junto con la DBO_5 para la detección de tóxicos y de materia orgánica resistente a la degradación biológica. Debido a la rapidez de su determinación, se utiliza en operaciones de tratamiento de aguas residuales. Un cociente mayor de 0,7 en la relación DBO_5/DQO , indica que un residuo puede ser tratado biológicamente para su oxidación y estabilización (Vargas, 2003).

1.3.10 Cloruro (Cl^-)

Es la forma iónica del cloro cuando su estado de oxidación es -1 y es uno de los aniones inorgánicos principales presentes en el agua. El contenido de cloruro en el agua depende de la composición química del líquido. A diferencia de los indicadores más generales de la salinidad como la conductividad y los STD, la concentración del ión es una medida específica de la salinidad. Su concentración es mayor en las aguas residuales que en las naturales, debido a que el cloruro de sodio ($NaCl$) es común en la dieta y pasa inalterado a través del sistema digestivo. El incremento de cloruro en el agua aumenta su corrosividad del agua e impide que el agua sea utilizada para el consumo humano o el ganado cuando su nivel es elevado. Altos porcentajes del ión en los cuerpos de agua también pueden matar a la vegetación circundante e influyen en la distribución de los organismos acuáticos (Roldán y Ramírez, 2008); un contenido elevado de cloruro en el agua puede dañar las conducciones y estructuras metálicas y perjudicar el crecimiento vegetal (APHA *et al.*, 2005). Además, es importante evaluar el contenido de cloruro de una fuente de agua que podría ser utilizada como fuente de abastecimiento, y también en las aguas tratadas para ver que los límites de las normativas sanitarias no son sobrepasados. El cloruro puede indicar infiltración de agua salada en un cuerpo natural, y en ciertos casos su aumento en áreas controladas puede indicar contaminación por líquidos residuales (Vargas, 2003).

1.3.11 Amonio (NH_4^+), nitrito (NO_2^-), y nitrato (NO_3^-)

El amonio se encuentra de forma natural en las aguas superficiales y residuales y los niveles de amonio en dichas aguas se deben principalmente a

la actividad biológica. Se considera nitrógeno amoniacal todo el nitrógeno que existe como ión amonio. Los nitratos representan la forma más oxidada del nitrógeno orgánico y los nitritos son las sustancias intermedias que se presentan durante el proceso de oxidación del amonio a nitratos (Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (INVEMAR), 2003).

En el tratamiento biológico de los residuos, determinar las diversas formas de nitrógeno puede ser necesario con dos propósitos: conocer el grado de oxidación o estabilización que ha sufrido un residuo nitrogenado, y realizar obligatoriamente la oxidación biológica de los materiales biodegradables en presencia de nitrógeno, pues este elemento es necesario para el crecimiento y reproducción de los microorganismos (APHA *et al.*, 2005).

1.3.12 Ortofosfato (PO_4^{3-})

El fósforo en las aguas naturales y residuales se presenta casi exclusivamente en forma de fosfatos, clasificados en: ortofosfatos, fosfatos condensados piro, meta y otros polifosfatos, y aquellos ligados orgánicamente. Se presentan en solución, partículas u detritus, o en cuerpo de organismos acuáticos. El fósforo es esencial para el crecimiento de los organismos y puede ser el nutriente limitador de la productividad primaria de un cuerpo de agua; de esta manera la descarga de aguas residuales brutas o tratadas, drenados agrícolas o ciertos residuos industriales a ese cuerpo de agua puede estimular el crecimiento de micro y macroorganismos acuáticos fotosintéticos a niveles molestos (APHA *et al.*, 2005).

El fósforo contribuye a la fertilización o eutrofización de los cuerpos de aguas naturales, por lo que su determinación es utilizada en los programas de control de la contaminación (Vargas, 2003). Debido a su importancia como nutriente en los tratamientos biológicos de las aguas residuales, es esencial determinarlo en la operación de las plantas de tratamientos.

1.3.13 Coliformes totales y fecales

El grupo de Coliformes está formado por bacterias aerobias y anaerobias facultativas, gramnegativas, no formadoras de esporas y con forma de bastón que fermentan la lactosa, produciendo gas y ácido en 48 h y a $35 \pm 2^\circ$ C de incubación. La prueba para Coliformes fecales es aplicable al estudio de la contaminación de corriente, aguas naturales, sistema de tratamiento de aguas residuales, aguas de baño, aguas marinas y el control general de la

calidad de todo tipo de agua (APHA *et al.*, 2005). El agua debe estar exenta de gérmenes patógenos que puedan transmitir enfermedades. Por esta razón la calidad del líquido es un factor fundamental para garantizar la salud pública (Vargas, 2003).

1.4 Normativa legal vigente en la República de Colombia en materia de vertidos a cuerpo de aguas naturales

1.4.1 Decreto 1594 del 26 de Junio de 1984, del Ministerio de Salud (Usos del agua y residuos líquidos).

En el Capítulo VI (Vertimiento de los residuos líquidos), Artículo 72 de este Decreto se establece que todo vertimiento a un cuerpo de agua deberá cumplir, por lo menos, con las normas descritas en la Tabla 6:

Tabla 6.

Normas colombianas de vertimiento a un cuerpo de agua natural

Referencia	Usuario Existente	Usuario Nuevo
pH	5 a 9 unidades	5 a 9 unidades
Temperatura	< 40 °C.	<40 °C.
Material flotante	Ausente	Ausente
Grasas y aceites	Remoción >80% en carga	Remoción >80% en carga
Sólidos suspendidos, domésticos o industriales	Remoción >50% en carga	Remoción >80% en carga
DBO ₅ para desechos domésticos	Remoción >30% en carga	Remoción >80% en carga
DBO ₅ para desechos industriales	Remoción >20% en carga	Remoción >80% en carga

Fuente: Decreto 1594 de 1984.

En el capítulo IV (Criterios de calidad para destinación del recurso) del Artículo 38 se establecen los criterios de calidad admisibles, expresados en mg/L, para la destinación del recurso para consumo humano y doméstico e indican que para su potabilización se requiere solamente tratamiento convencional. Estos describen en la Tabla 7.

Tabla 7.

Crterios de calidad admisibles para consumo humano y doméstico, de acuerdo con la normativa colombiana

Referencia	Expresado como	Valor
Amoníaco	N	1,0
Arsénico	As	0,05
Bario	Ba	1,0
Cadmio	Cd	0,01
Cianuro	CN-	0,2
Cinc	Zn	15,0
Cloruro	Cl-	250,0
Cobre	Cu	1,0
Color	Color real	75 und, escala Pt – Co
Compuestos fenólicos	Fenol	0,002
Cromo	Cr ⁶⁺	0,05
Difenil policlorados	Concentración de agente activo	No detectable
Mercurio	Hg	0,002
Nitrato	N	10,0
Nitrito	N	1,0
pH	Unidades	5,0 – 9,0 unidades
Plata	Ag	0,05
Plomo	Pb	0,05
Selenio	Se	0,01
Sulfato	SO ₄ ²⁻	400,0
Tensoactivo	Sustancias activas al azul de metileno	0,5
Coliformes totales	NMP/100 mL	20.000 NMP/100 mL
Coliformes fecales	NMP/100 mL	2.000 NMP/100 mL

Fuente: Decreto 1594 de 1984.

En Colombia, para el tiempo en que se realizó esta investigación el Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial emitió a través de la internet un documento para la fecha del 25 de octubre del 2010 donde se planteaba la posible modificación del Decreto 1594/84. En los Artículos 8, 9, 10, 11, y 12 de este documento resolución se proponían como objetivos establecer las normas y los valores límite máximos permisibles de los pará-

metros en vertimientos puntuales a sistemas de alcantarillado público y a cuerpos de aguas continentales superficiales por parte de generadores que desarrollen actividades industriales, comerciales o de servicio. Es importante expresar que esta resolución a la actualidad aún no se ha aprobado (Tabla 8).

Tabla 8.

Valores límite máximos permisibles de parámetros en vertimientos puntuales de aguas residuales domésticas y no domésticas a cuerpos de agua continentales superficiales, de acuerdo con la normativa Colombiana

Parámetro	Unidad	Instalaciones Existentes	Instalaciones Nuevas
pH	Unidades	6,0 a 8,0	6,0 a 8,0
Temperatura	°C	No podrá tener una variación mayor de 3,0 °C en relación con la temperatura del cuerpo de agua continental superficial que recibe el vertimiento puntual al momento y en el sitio de efectuarse el mismo.	
Demanda bioquímica de oxígeno (DBO ₅)	mg/L	200,0	50,0
Demanda química de oxígeno (DQO)	mg/L	400,0	200,0
Sólidos suspendidos totales (SST)	mg/L	200,0	50,0
Cloruro (Cl ⁻)	mg/L	500,0	200,0
Fósforo total (P)	mg/L	5,0	2,0
Nitrato (N-NO ₃ ⁻)	mg/L	2,0	2,0
Nitrito (N-NO ₂ ⁻)	mg/L	2,0	2,0
Nitrógeno amoniacal (N-NH ₃)	mg/L	10,0	5,0
Nitrógeno total (N)	mg/L	20,0	10,0

Fuente: modificación del decreto 1594 de 1984. Disponible en: <https://www.yumpu.com/es/document/view/32941127/ministerio-de-ambiente-vivienda-y-desarrollo-territorial-bvsde>.



2.1 Área de estudio

El Municipio de Riohacha es la capital del Departamento de la Guajira, el departamento que forma el límite Norte del país, en el extremo superior de la Región Caribe, a su vez considerada la región más. La ciudad se encuentra situada geográficamente en las coordenadas $11^{\circ} 33' 15,65''$ de latitud Norte y $72^{\circ} 55' 26,09''$ de longitud Oeste. Sus límites son el mar Caribe por el norte; el Municipio de Albania y el río Ranchería por el oriente, este último lo separa de los Municipios de Maicao y Manaure; los Municipios de Hatonuevo, Barrancas, Fonseca, Distracción y San Juan del Cesar, al sur; y al occidente el Municipio de Dibulla. Riohacha cuenta con una población total de 169.311 habitantes (DANE, 2005) y una extensión territorial de 3.120 km² (Figura 2). Según la estación meteorológica del Aeropuerto Almirante Padilla de la ciudad (IDEAM, 2000). Se encuentra localizado a una

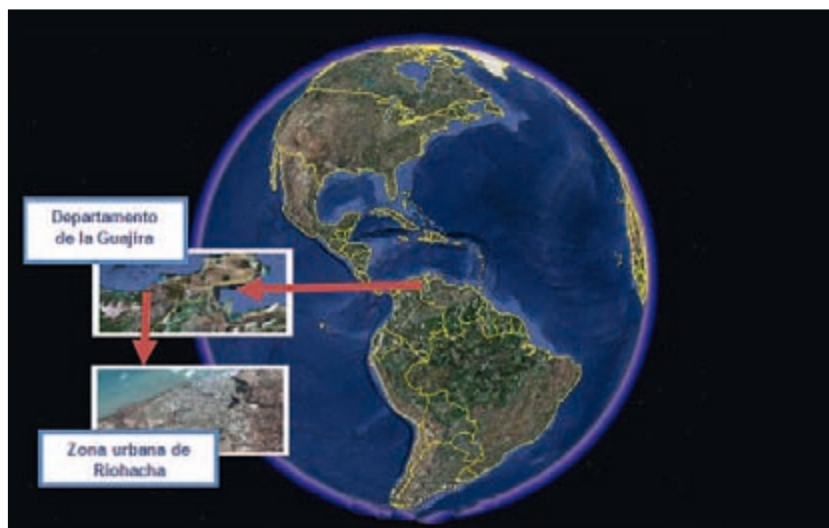


Figura 2. Localización Geográfica del Municipio de Riohacha en el Departamento de la Guajira, Colombia

altura de 5 m. sobre el nivel del mar, tiene una temperatura media mensual multianual de 28,3 °C y una precipitación promedio multianual de 599,7 mm que proviene principalmente del cuadrante norte-este y en menor proporción del este (Orozco, 2002).

El presente estudio se realizó con el efluente de aguas residuales de la Estación de Bombeo 3, ubicada en el barrio José Antonio Galán, donde estas aguas se vierten sin ningún tratamiento en la zona occidental de Riohacha, delimitada por la franja de playas al norte de esta ciudad. La cobertura de las redes de alcantarillado en la ciudad es de 55 %, y el vertimiento de las aguas servidas domésticas se hace mediante esta estación de bombeo 3 que consta de cuatro bombas de 130 L/s de capacidad cada una, generando un vertido total de aguas servidas de 520 L/s (Figura 3).



Figura 3. Lugar de captación de las muestras, Riohacha-La Guajira, Colombia

El montaje del sistema se realizó en la parte exterior del laboratorio del Instituto de Aprovechamiento de Agua y Estudios Ambientales (INESAG) de la Universidad de la Guajira, ubicada en el Kilómetro 5 de la vía a Maicao en La Guajira (Colombia) (Figura 4).



Figura 4. Sitio Experimental (Lugar de muestreo y Análisis de las muestras). UNIGUAJIRA, INESAG, Riohacha

2.2 Efluente

El Municipio de Riohacha cuenta con un sistema de alcantarillado sanitario que cubre un 55% del servicio. En dicha red son notorios el tapona-

miento, fugas permanentes, vertimientos regulares del agua servida a las calles del casco urbano e igual de problemático, es que Estas aguas son vertidas directamente al mar sin recibir ningún tipo de tratamiento, mediante un emisario final que se encuentra en muy mal estado; se cálculos indican que 100,48 L/s de agua residual no llegan al emisario final. Por lo general, una parte de esta agua residual pasa a contaminar los ecosistemas ubicados dentro de la cabecera como la Laguna Salada, el jagüey del 15 de Mayo, el jagüey de Bocagrande y el tramo final del río Ranchería denominado el Riito, otra parte se estanca en las calles de los sectores bajos, formando pequeñas lagunas que son propicias para la proliferación de vectores sanitarios que impactan negativamente el paisaje y la salud de los habitantes quienes con frecuencia se ven afectados por epidemias de dengue, infecciones cutáneas, cólera, virosis entre otras afecciones, lo que contribuye significativamente al deterioro de su calidad de vida (Fundación Mana, 2011).

El sistema de alcantarillado del Municipio de Riohacha es un sistema de tipo sanitario en el que las aguas servidas llegan por gravedad hasta las estaciones de bombeo que las bombean al mar; su vertimiento se hace mediante la Estación de Bombeo No. 3 que está conformada por 4 bombas con un caudal de 130 L/s cada una; las aguas servidas son impulsadas por una tubería de concreto que tiene un diámetro de $\varnothing 30''$ y una longitud de 1500 m hasta el emisario final. Muchas de las redes son obsoletas y otras no tienen la capacidad de cubrir la necesidad actual (Orozco, 2002).

El agua residual utilizada para los experimentos fue recolectada en la Estación de Bombeo 3, ubicada en el barrio José Antonio Galán, cuyo efluente es vertido directamente al emisario final del Municipio de Riohacha; este fue estudiado con anterioridad para determinar su caracterización inicial y obtener datos indispensables para el desarrollo de la fase experimental del estudio. La información recopilada se puede observar en la Tabla 9.

2.3 Diseño del sistema de tratamiento

Para realizar la investigación se diseñó un sistema de estanques que operaron a flujo semicontinuo con diferentes tasas de renovación del efluente. La dimensión de los sistemas se basó en el diseño del modelo sugerido por Reed *et al.* (1995) y los estanques experimentales se diseñaron con las siguientes dimensiones: 0,25 m de ancho, 0,75 m de largo, 0,45 m de profundidad, un área superficial de 0,19 m² y un volumen de 0,084 m³ (Figura

Tabla 9.

Valores de la caracterización inicial del efluente utilizado en los experimentos

Parámetro	Unidades	Valor
pH	unidades	7,76
Temperatura	°C	28,4
Conductividad eléctrica	$\mu\text{S}/\text{cm}$	1189
Oxígeno disuelto	mg/L	0,21
Alcalinidad total	mg CaCO_3/L	144,69
Salinidad	UPS	0,5
Cloruro	mg/L	55
Nitrato	mg/L	1,24
Nitrito	mg/L	0,42
Amonio	mg/L	0,05
Ortofosfato	mg/L	3,48
DBO ₅	mg O ₂ /L	333
DQO	mg O ₂ /L	126
SST	mg/L	57
SSV	mg/L	116
SFT	mg/L	492
Coliformes totales	NMP/100 mL	160.000.000
Coliformes fecales	NMP/100 mL	3.300.000

5). Cada estanque se alimentó con agua residual doméstica proveniente del efluente de la ciudad hasta obtener un volumen de 30 L. El tiempo de retención hidráulica fue de 7 días, porque así se obtuvo una mayor eficiencia en los procesos biológicos de los sistemas de tratamiento.

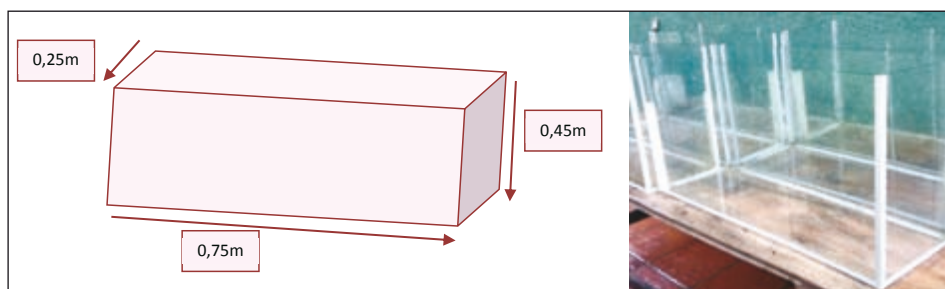


Figura 5. Dimensiones de los estanques construidos para evaluar la eficiencia de la *E. crassipes* en el tratamiento de aguas residuales domésticas.

El sistema de tratamiento fue diseñado por triplicado y estaba conformado por nueve estanques; en seis (6) de estos (llamados “experimentales”) se utilizaron plantas acuáticas *E. crassipes*; en tres de ellos se cubrió la superficie en un 100% con plantas, mientras que en los otros tres solo se cubrió un 50%. Los últimos tres, llamados “control”, permanecieron libres de plantas acuáticas (Figura 6). Los sistemas de cobertura 100% contenían 16 plantas acuáticas y los sistemas de coberturas de 50% contenían 8. Los nueve estanques se ubicaron en la parte exterior del Instituto de Aprovechamiento de Agua y Estudios Ambientales (INESAG) al aire libre y con una cubierta protectora para evitar la influencia de las aguas lluvias. El agua que se evaporaba en los sistemas se sustituía por el mismo volumen en agua desionizada para evitar alteración de las medidas a tratar.

Los jacintos de aguas (*Eichhornia crassipes*) utilizados en esta investigación fueron recolectados en un jagüey ubicado en la zona urbana de la ciudad. Se seleccionaron de acuerdo a su tamaño buscando para tener una biomasa semejante en cada estanque (el diámetro aproximado de las plantas fue de 15 cm). Estas plantas se limpiaron con aguas de chorro, se retiraron las hojas dañadas, se lavaron las raíces y revisó que estas no tuvieran impurezas. Después se ventiló el agua de chorro durante un periodo de 24 horas para que perdiera el cloro residual y luego las plantas se colocaron en recipientes plásticos (poncheras) con esta agua d. Este proceso de aclimatación tardó aproximadamente dos meses antes de iniciar el tratamiento o la fase experimental.



Figura 6. Diseño a escala de laboratorio del sistema de tratamiento biológico empleado para mejorar la calidad del agua residual en Riohacha, Colombia

2.4. Recolección y toma de las muestras

Los volúmenes de agua residual (afluente) se recolectaron en la estación de bombeo No. 3, ubicada en el barrio José Antonio Galán, que conduce el agua hasta el emisario final de la ciudad de Riohacha). Se utilizaron recipientes plásticos de 20 L a fin de transportarla a los sistemas de tratamiento en las instalaciones de la Universidad de la Guajira.

El periodo de muestreo se inició el 11 de Mayo de 2011 y terminó el 23 de Diciembre del 2011: esto quiere decir que se pudo almacenar datos de época de lluvia y sequía.

El monitoreo de las muestras en los ensayos experimentales se realizó en tres fases (se debe tener en cuenta que se aplicaron tasas de renovación del efluente de 75, 50 y 25 % en alimentación semicontinua): cada fase tuvo una duración de 75 días; dentro de ese periodo de tiempo se analizaron 10 muestras para cada uno de los parámetros semanales (nitrato, nitrito, amonio, ortofosfato, cloruro, salinidad, sólidos suspendidos totales, sólidos suspendidos volátiles, sólidos suspendidos fijos, coliformes totales, coliformes fecales, demanda bioquímica de oxígeno y demanda química de oxígeno) y 53 muestras para cada uno de los parámetros diarios (conductividad eléctrica, alcalinidad total, pH, concentración de oxígeno disuelto y temperatura).

El periodo de monitoreo total de la investigación fue de 225 días, y se analizó un total de 130 muestras referentes a parámetros semanales y 265 a los parámetros diarios para cada uno de los 9 estanques. Además, cada semana se realizó la caracterización al agua del efluente proveniente de la estación de bombeo 3 que tenía como función alimentar de agua residual a los sistemas o estanques experimentales.

2.5. Procesamiento de las muestras

Las muestras de agua eran analizadas de inmediato después de ser recolectadas; determinándose en ellas los siguientes parámetros fisicoquímicos y microbiológicos teniendo en cuenta los procedimientos establecidos por el Standard Methods (APHA *et al.*, 2005):

2.5.1 Temperatura (Método 2550).

La medición de temperatura se realizó *in situ*, utilizando un termómetro de mercurio gradado a escala Celsius (Figura 7) con escalas con marca cada

0,1 °C sobre el tubo capilar y una capacidad térmica mínima que permitió un equilibrio rápido. El procedimiento consistió en introducir directamente el equipo de medición en el cuerpo de agua procurando que no tocara las paredes de los estanques; esto permitió obtener una precisión de +/- 0,01°C.



Figura 7. Instrumento utilizado para medir la temperatura durante los ensayos experimentales.

2.5.2 Potencial de hidrógeno (pH) (Método 4500 H+ B).

La medición de la actividad de los iones hidrógeno se realizó *in situ* mediante el método electrométrico, introduciendo el sensor de un medidor portátil modelo 315i/SET de la marca WTW, previamente calibrado con soluciones buffer acuosas de pH 7,0 y 4,01 en la columna de agua. Este tipo de equipo da una precisión de +/- 0,01 (Figura 8).

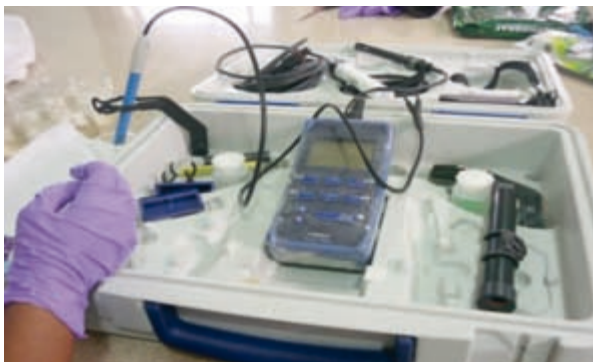


Figura 8. Equipo utilizado para medir pH durante los ensayos experimentales.

2.5.3 Conductividad eléctrica (Método 2510 B).

La medición de la conductividad eléctrica se realizó *in situ*, introduciendo el sensor de conductividad en la muestra y esperando unos segundos a que la lectura se estabilizara. La conductividad eléctrica se determinó con un medidor portátil modelo 315i/SET de la marca WTW (Figura 9).



Figura 9. Equipo utilizado para medir conductividad eléctrica durante los ensayos experimentales.

2.5.4 Salinidad (Método 2520 B).

La medición de la salinidad se realizó *in situ* y el procedimiento consistió en introducir la sonda del medidor portátil modelo 315i/SET de la marca WTW en la columna de agua, procurando sumergirla siempre a la misma profundidad (25 cm por debajo de la superficie). El equipo utilizado para la medición, por lo general un salinómetro-conductímetro, permite resultados con una precisión de $\pm 0,1\%$ (Figura 10).



Figura 10. Equipo utilizado para medir salinidad durante los ensayos experimentales.

2.5.5 Alcalinidad total (Método 2320 B).

La alcalinidad total se determinó volumétricamente mediante titulación con H_2SO_4 0,02 N, en la que los iones hidróxilo presentes en la muestra como resultado de la disociación o hidrólisis de los solutos reaccionan con las adiciones de ácido estándar (ácido sulfúrico) y se reportaron como mg/L de CaCO_3 . En términos generales la alcalinidad total fue medida de la siguiente manera: se tomó un volumen de 10 mL de la muestra y a ellos se le agregaron 2 gotas de solución de un indicador mixto agitándose levemente, luego se tituló con el H_2SO_4 hasta que la muestra cambió de color azul a rosa pálido (Figura 11). La expresión del cálculo esta dada por la Ecuación 1:

$$\text{Alcalinidad total (mg CaCO}_3\text{/L)} = \frac{(\text{Vol H}_2\text{SO}_4\text{(mL)}) * \text{Conc.H}_2\text{SO}_4 * \text{PesoCaCO}_3 * 1000}{V_m} \quad (1)$$

Donde:

Vol. H_2SO_4 = volumen del ácido sulfúrico gastado en la titulación.

Con. H_2SO_4 = Concentración del de ácido sulfúrico

Peso CaCO_3 = Peso molecular del carbonato cálcico

V_m = volumen de la muestra utilizado



Figura 11. Equipo y vidriería utilizados para medir la alcalinidad total durante los ensayos experimentales.

2.5.6 Oxígeno disuelto (Método 2500- O -C).

Se determinó “*in situ*” mediante el método de electrodo de membrana que se basa en la tasa de difusión del oxígeno molecular a través de una membrana. El oxígeno disuelto se expresa como mg/L de oxígeno disuelto en la muestra de agua, tomando las debidas precauciones para no arrastrar

ni disolver oxígeno del aire durante la manipulación de la muestra. El oxígeno disuelto se determinó con un medidor portátil modelo 315i/SET de la marca WTW Wissenschaftlich-Technische Werkstateen (Figura 12).



Figura 12. Equipo utilizado para medir oxígeno disuelto durante los ensayos experimentales.

2.5.7 *Sólidos suspendidos totales (SST), sólidos suspendidos volátiles (SSV) y sólidos fijos totales (SFT) (Método 2540 E y 2540 D).*

Los Sólidos se determinaron utilizando el método gravimétrico. Para los SST se utilizó un filtro fibra de vidrio marca Whatman, que se ubicó en un equipo de filtración con una bomba al vacío del modelo 2FY-1B de la marca 2 Stages Vacuum Pump CE; este fue lavado con 3 porciones sucesivas de 20 mL de agua destilada y secado en un horno modelo 100-800 de la marca Memmert durante una hora a 103-105°C hasta obtener peso constante; luego se colocó en un desecador modelo Vakuumfest de marca la DURAN durante 30 min para eliminar humedad o calor y se pesó en una balanza modelo Pro-AV412 de la marca: Adventurer™ Pro-OHAUS para obtener el peso inicial, finalmente se colocó el filtro de nuevo en el equipo de filtración y se filtró un volumen de 50 mL de muestra, la cual fue depositada en un crisol y luego este conteniendo la muestra fue colocado en el horno a 103-105°C y se dejó evaporar la muestra hasta sequedad. Posteriormente se transfirió el crisol con el residuo a un desecador, dejando enfriar por 15 min y se volvió a pesar obteniendo el peso final (Figura 13). Los sólidos suspendidos volátiles y fijos totales se determinaron utilizando el siguiente procedimiento: primero se pesaron las porcelanas vacías, luego se evaporó a 103-105°C un volumen conocido de muestra homogeneizada (50 mL) en

una cápsula de porcelana para obtener el peso de la cápsula y el residuo; después se sometió el residuo a ignición en una mufla a 550 °C entre 15 y 20 min hasta obtener peso constante, luego se dejó enfriar la cápsula hasta que la mayor parte del calor se disipó y se transfirió al desecador para enfriamiento total y una vez enfriada se pesó. El peso perdido se reportó como sólidos volátiles, y el material presente en la cápsula como residuo fijo total. El contenido de sólidos suspendidos totales, sólidos suspendidos volátiles y sólidos fijos totales, se calcula como se muestra en las Ecuaciones 2, 3 y 4:

$$\text{SST (mg/L)} = \frac{(\text{peso filtro+residuo})-(\text{peso del filtro})\cdot 10^6}{\text{Volumen de muestra}} \quad (2)$$

$$\text{SSV (mg/L)} = \frac{(\text{peso cápsula+residuo } 105^\circ \text{ antes ignición})-(\text{peso cápsula residuo } 550^\circ \text{ despues ignición})\cdot 10^6}{\text{Volumen de muestra}} \quad (3)$$

$$\text{SFT (mg/L)} = \frac{((\text{peso cápsula+residuo } 550^\circ \text{ despues de ignición})-(\text{peso cápsula vacía}))\cdot 10^6}{\text{Volumen de muestra}} \quad (4)$$



Figura 13. Equipos utilizados para medir sólidos: SST, SSV y SFT durante los ensayos experimentales.

2.5.8 Demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5) (Método 5210 B).

Para determinar la demanda bioquímica de oxígeno se utilizó el método de dilución o “winkler”. Antes de empezar, las botellas Winkler deben estar limpias: se secaron en el horno a una temperatura promedio de 40 a 50 °C, para eliminar posible crecimiento microbiano. Luego se prepara el agua de dilución y la solución tampón fosfato; el agua se llevó a una temperatura de 20 °C y se saturó de oxígeno. Para iniciar el procedimiento se agregaron a las botellas winkler la fracción de muestras y se llenaron con el agua de dilución hasta rebosar, en este momento se determina el oxígeno inicial y se

selló la botella con la tapa hasta que el cierre fue hermético y la botella libre de burbujas de aire. Luego, las botellas se incubaron a una temperatura de 20 °C durante 5 días; después de la incubación, se determinó nuevamente el oxígeno final; el contenido de oxígeno disuelto se midió utilizando el Método de Winkler o mediante electrodos de membrana sensibles al oxígeno. La DBO_5 se determinó con una incubadora modelo FOC 225 ± de la marca Velp Scientifica, un medidor de oxígeno disuelto portátil modelo 315i/SET, un motor de pecera para la reaireación y botellas winkler (ver Figura 14). El cálculo de la DBO_5 se realizó usando la Ecuación 5:

$$DBO_{5,20} \text{ (mg/L)} = \frac{(D_1 - D_2)}{P} \quad (5)$$

Donde:

D_1 = OD de la muestra diluida inmediatamente después de la preparación, mg/L.

D_2 = OD de la muestra diluida después de 5 días de incubación a 20°C, mg/L.

P = fracción volumétrica decimal de la muestra empleada.



Figura 14. Equipos utilizados para medir demanda bioquímica de oxígeno, durante los ensayos experimentales.

La demanda química de oxígeno (DQO) se define como la cantidad de un oxidante específico que reacciona con la muestra en condiciones controladas. La cantidad de oxidante consumida se expresa en términos de su equivalencia de oxígeno.

2.5.8.1 Demanda química de oxígeno (DQO).

Para determinar la demanda química de oxígeno se utilizó el método de test en cubeta de Hach art. 173702, que es análogo al método de reflujo

cerrado o método colorimétrico del Standard Methods (Método 5220 D); en este método la muestra de agua se oxida con la solución sulfúrica caliente de dicromato potásico ($K_2Cr_2O_7$), se usa sulfato de plata (Ag_2SO_4) como catalizador y el cloruro (Cl^-) es enmascarado con sulfato de mercurio ($HgSO_4$). La APHA *et al.* (2017) indicaron que, debido a sus propiedades químicas únicas, el ion dicromato ($Cr_2O_7^{2-}$), el oxidante especificado en el Método 5220D; se reduce al ion crómico (Cr^{3+}) en estas pruebas.

Para la determinación de la DQO se agregaron 2 mL de la muestra a un test de cubeta de la marca Hach (este test viene con los reactivos listo para su uso), luego se colocó en digestión en un termoreactor modelo Tr320 de la marca Merck por dos horas a una temperatura de $150^\circ C$; al terminar este periodo se dejó enfriar hasta alcanzar una temperatura ambiente y se utilizó un espectrofotómetro modelo Dr5000 de la marca Hach para realizar las lecturas de las concentraciones de DQO (Figura 15).



Figura 15. Equipos utilizados para medir demanda química de oxígeno, durante los ensayos experimentales.

2.5.9 Cloruro (Cl^-)

Para determinar el cloruro se utilizó el método de test en cubeta de Merck art. 1.14897.0001, análogo al método automatizado del ferrocianuro de Standard Methods (Método 4500- Cl^- -E). El fundamento del método es que los iones cloruro reaccionan con tiocianato mercúrico dando como resultado cloruro mercúrico, poco disociado, y tiocianato. El tiocianato liberado reacciona con iones férricos, formando tiocianato férrico muy coloreado y cuya intensidad es proporcional a la concentración de cloruro; esta última luego se determinó fotométricamente. El procedimiento consistió en pipetear en un tubo de ensayo 1,0 mL de muestra, añadir al mismo tubo 2,5 mL del reactivo Cl^- -1 y mezclar, añadir después 0,50 mL del reactivo Cl^- -2

y mezclar, dejar en reposo 1 minutos (tiempo de reacción), luego se introduce esta nueva mezcla en un Spectroquant modelo SQ 118 de la marca Merck y se realiza la medición (Figura 16).



Figura 16. Equipo utilizado para medir cloruro, durante los ensayos experimentales.

2.5.10 Amonio (NH_4^+), nitrito (NO_2^-), y nitrato (NO_3^-).

Amonio (NH_4^+). Para determinar el amonio se utilizó el método de test en cubeta de Merck art. 1.14752.0002, es análogo al método de la sal de fenol de Standard Methods (Método 4500-NH₃-D). En este parte del nitrógeno amónico (NH_4^+ - N) se presenta en forma de iones de amonio y en forma de amoníaco. Entre ambas formas existe un equilibrio dependiente del pH. El principio del método consiste en la reacción del amoníaco, hipoclorito y fenol, catalizada mediante una sal manganosa; como resultado se forma indofenol, un compuesto azul intenso que luego se determinó fotométricamente. El procedimiento consistió en colocar en un tubo de ensayo 5,0 mL de muestra a la que se añadió 0,60 mL del reactivo NH_4^+ - 1 y se mezcló; después se agregó una microcucharada azul rasa (reactivo NH_4^+ - 2) y se agitó vigorosamente hasta que el reactivo se disolvió completamente. A continuación, se dejó en reposo 5 min (tiempo de reacción A) y se añadieron y mezclaron 4 gotas del reactivo NH_4^+ - 3; se volvió a dejar en reposo 5 min (tiempo de reacción B); luego se introdujo la mezcla en un Spectroquant modelo SQ 118 de la marca Merck para realizar la medición correspondiente (Figura 17).

Nitrito (NO_2^-). Para determinar el nitrito se utilizó el método de test en cubeta de Merck art. 1.14776.0001, análogo al método colorimétrico de Standard Methods (Método 4500-NO₂⁻-B). En este los iones nitrito en solución ácida forman con el ácido sulfanílico una sal de diazonio que reacciona con el diclorhidrato de N (1-naftil)-etilendiamina dando como resultado un azo colorante violeta rojizo que se determinó fotométricamente. El procedi-

miento consistió en colocar en un tubo de ensayo 5,0 mL de muestra a la cual se añadió una microcucharada azul rasa (se encuentra en la tapa del frasco) del reactivo NO_2^- - 1 y se agitó vigorosamente hasta que el reactivo se disolvió completamente; luego se dejó en reposo durante 10 min (tiempo de reacción) y finalmente se realizó la medición en el fotómetro Spectroquant.

Nitrato (NO_3^-). Para determinar el nitrato se utilizó el método de test en cubeta de Merck art. 1.14773.0001, análogo al método espectrométrico ultravioleta selectivo de Standard Methods (Método 4500- NO_3^- - B). En este método el ión nitrato en ácido sulfúrico concentrado y un derivado del ácido benzoico forman un nitrocompuesto rojo que se determinó fotométricamente. El procedimiento consistió en agregar en un tubo de ensayo seco una microcucharada azul rasa (se encuentra en la tapa del frasco) de NO_3^- - 1 se añaden 5,0 mL del reactivo NO_3^- - 2 con pipeta y se agita vigorosamente durante 1 min hasta que el reactivo NO_3^- - 1 se disuelva por completo. Posteriormente se vierte con la ayuda de una pipeta 1,5 mL de la muestra preparada sobre el reactivo a través de la pared interna del tubo de ensayo que se mantenía inclinado; esto debe hacerse muy lenta y cuidadosamente. Luego se agita el tubo vigorosamente, agarrando el tubo solo por la parte superior y se deja en reposo la solución de reacción caliente durante 10 min (tiempo de reacción). Finalmente se realiza la medición en el fotómetro SQ118.



Figura 17. Equipo utilizado para medir amonio, nitrito y nitrato, durante los ensayos experimentales.

2.5.11 Ortofosfato (PO_4^{3-})

Para determinar los ortofosfatos se utilizó el test en cubeta de Merck art. 1.14848.0001, análogo al método de ácido ascórbico de Standard Methods (Método 4500-P -E). En este los iones ortofosfatos en solución sulfúrica forman ácido molibdofosfórico con los iones molibdato. Este último, con

ácido ascórbico, se reduce a azul de fosfomolideno (PMB) que se determina fotométricamente. Los ortofosfatos se determinaron pipeteando 5,0 mL de muestra en un tubo de ensayo; luego se añadieron 5 gotas del reactivo $\text{PO}_4^{3-}-1$ y se mezcló; después se añadió 1 microcucharada azul rasa del reactivo $\text{PO}_4^{3-}-2$ y se mezcló vigorosamente hasta que el reactivo se disolvió por completo, se dejó en reposo 5 minutos y se introdujo la muestra en el fotómetro Spectroquant modelo SQ 118 de la marca Merck (Figura 18) para su medición.



Figura 18. Equipo utilizado para medir los ortofosfatos, durante los ensayos experimentales.

2.5.12 Coliformes totales y termotolerantes (fecales).

Los microorganismos coliformes se determinaron mediante la técnica de Fermentación en Tubos Múltiples para obtener, por métodos estandarizados, el Número Más Probable (NMP/100mL), de coliformes totales y de coliformes termotolerantes (Método 9221 B). La determinación de los coliformes totales consta de dos fases, la presuntiva y la confirmativa.

En la fase presuntiva se usó el caldo lauril sulfato de sodio como medio de cultivo, para permitir la recuperación de los microorganismos que hayan sido dañados en la muestra y que utilicen la lactosa como fuente de carbono. Luego de su preparación y previo a la inoculación, el medio fue esterilizado en el autoclave ($121\text{ }^{\circ}\text{C}$, 15 min). Posterior a la esterilización se verificó que los viales invertidos no tuviesen burbujas de aire y que el pH del medio fuese $6,8 \pm 0,2$ und. Luego, los tubos fueron inoculados e incubados a $35 \pm 0,5\text{ }^{\circ}\text{C}$ durante 24 ± 2 h. Pasado ese tiempo se agitó suavemente cada tubo y se examinaron en busca de crecimiento, gases y/o reacción ácida (tonos de color amarillo) y, si no había evidencia de gases o reacciones ácidas, se volvía a incubar y a examinar al final de 48 ± 3 h. Finalmente, se

registraba la presencia o ausencia de crecimiento, producción de gas y/o ácido y se determinaba si se trataba de una reacción presuntamente positiva (APHA *et al.*, 2017).

Durante la fase confirmativa se utilizan los tubos que dieron positiva la prueba presuntiva y se emplea como medio de cultivo el caldo BRILA (Verde brillante-Bilis-Lactosa), para determinar los Coliformes totales. El medio BRILA se agregó al agua, mezclando y calentando bien para disolver, con la ayuda de una plancha de calentamiento con agitación magnética. Posteriormente, el medio fue dispensado en tubos de fermentación con un vial invertido, asegurando un volumen suficiente de medio para cubrir el vial invertido, y llevados a esterilización en el autoclave (121 °C, 15 min). Después se verificó que los viales invertidos no tuviesen burbujas de aire y que el pH del medio fuese $7,2 \pm 0,2$ und. Luego de la verificación, los tubos fueron inoculados e incubados a $35 \pm 0,5$ °C. Cualquier cantidad de gas formado en el vial invertido del tubo de fermentación de caldo BRILA en cualquier momento dentro de las 48 ± 3 h constituye una fase confirmativa positiva (APHA *et al.*, 2017).

Para la determinación de los Coliformes termotolerantes se utilizó el caldo EC como medio de cultivo. Este medio fue depositado en tubos de fermentación que contenían un vial invertido, de tal manera que se garantizara que el medio cubriera el vial, y posteriormente se esterilizaron en el autoclave (121 °C, 15 min). Luego de la esterilización se hizo la verificación de que los viales no contuviesen burbujas de aire y se procedió a la inoculación con los tubos que dieron positiva la prueba confirmativa. Después, los tubos inoculados fueron llevados a incubación a una temperatura de $44,5 \pm 0,2$ °C durante 24 h, pudiendo considerarse una prueba completa (APHA *et al.*, 2017).

Por último, se consulta la tabla de NMP para conocer el número más probable de organismos Coliformes fecales/100 mL ó Coliformes totales/100 mL; también se comprueban los datos de la tabla utilizando el Software MpnCalc. CAB - CAB archive versión 1.0, unpacked size 596.420 bytes (EPA, 2011).

Para determinar los Coliformes se emplearon equipos como Autoclave modelo No. 25X de la marca ALLAMERICAN, el Baño de María o Serológico modelo 09-A, No. Sc-5195-1 de la marca Indulab, incubadora modelo Beschickung-Loading Modell 100-800 de la marca Memmert y una cabina de Flujo Laminar modelo 1822,1 Class Hepa Filters (Figura 19).



Figura 19. Equipos utilizados para medir coliformes totales/fecales, durante los ensayos experimentales.

2.6 Análisis estadístico de resultados

Se calcularon las medias aritméticas y las desviaciones estándares usando el programa Excel para Windows 2007, así como El programa de análisis estadístico y gráficos NCSS 2000 para realizar un análisis de varianza (ANOVA) de dos vías y la prueba a post test de Tuckey, para demostrar que el comportamiento de los diferentes parámetros fisicoquímicos y microbiológicos evaluados puede estar influenciado por los tratamientos (sistema con 100% de cobertura de *Eichhornia crassipes*, sistema con 50% de cobertura de *Eichhornia crassipes* y sistema control), la tasa de renovación del efluente (25%, 50% y 75%), y la interacción entre ambas variables (tratamientos y tasa de renovación del efluente); adicionalmente se estableció un estudio de correlación entre las diferentes variables de estudio para cada tipo de tratamiento.

También se determinó la eficiencia del sistema experimental, usando el cálculo del porcentaje de remoción mediante la ecuación recomendada por Lin *et al.* (2003) que es indicada a continuación en la Ecuación 6:

$$\text{Eficiencia de remoción (\%)} = \frac{[\text{Contaminante de entrada} - \text{contaminante de salida}]}{[\text{Contaminante de entrada}]} * 100\% \quad (6)$$

Capítulo III

Resultados y discusión



En la presente investigación se aplicó un sistema biológico de tratamiento con *Eichhornia crassipes*, empleando dos sistemas con diferentes coberturas de planta (100 y 50 %) y un sistema control; además se utilizaron diferentes tasas de renovación del efluente (25, 50 y 75%) en los sistemas con el propósito de disminuir la carga orgánica y otros indicadores de contaminación fecal de las aguas residuales domésticas generadas en el Municipio de Riohacha (Colombia) y así poder evaluar el efluente final con respecto a la normativa legal vigente colombiana en materia de vertidos líquidos a un cuerpo de agua receptor.

3.1 Tratamiento con *Eichhornia crassipes*: Tasa de renovación 25% del efluente

En la Tabla 10 se presentan los resultados de los valores máximos, mínimos, medios y valores establecidos en la normativa colombiana para los diferentes parámetros fisicoquímicos estudiados, y en las Tablas 11 a 13 se muestran los resultados del análisis de correlación entre las diferentes variables fisicoquímicas y las concentraciones resultantes del proceso biológico en los sistemas con plantas y el control en función de la tasa de renovación (25%).

Tabla 10.

Valores máximos, mínimos, medios de los diferentes parámetros fisicoquímicos en los sistemas de tratamiento (con plantas) y de control, para la tasa de renovación de 25% del efluente; y límites de vertimiento establecidos en la normativa colombiana.

Parámetro	Sistema	Máximo	Mínimo	Media	Norma*
pH	E100%	7,703	6,720	7,145	5-9 unidades
	E50%	7,833	6,776	7,272	
	Control	9,186	7,630	8,286	
	A.R de Ent.	7,870	7,280	7,547	
Temperatura (°C)	E100%	30,366	24,333	26,144	< 40 °C
	E50%	29,800	24,300	26,232	
	Control	30,266	24,533	26,126	
	A.R de Ent.	28,600	26,600	27,688	
Conductividad eléctrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	E100%	1312,333	670,000	868,125	NA
	E50%	1330,670	739,000	929,786	
	Control	1317,670	703,333	900,345	
	A.R de Ent.	1470,000	692,000	1095,111	
Alcalinidad total (mgCCaO_3/L)	E100%	203,840	41,602	65,294	NA
	E50%	202,016	39,767	69,687	
	Control	215,670	60,568	79,596	
	A.R de Ent.	144,999	64,239	107,677	
Oxígeno disuelto (mg/L)	E100%	4,493	0,046	2,245	NA
	E50%	3,836	0,043	1,665	
	Control	6,900	0,040	2,794	
	A.R de Ent.	1,760	0,120	0,615	
Salinidad (‰)	E100%	0,333	0,100	0,166	NA
	E50%	0,366	0,100	0,206	
	Control	0,300	0,100	0,186	
	A.R de Ent.	0,500	0,100	0,270	
Cloruro (mg/L)	E100%	57,000	0,333	25,100	500 mg/L
	E50%	54,333	0,666	26,066	
	Control	52,333	2,000	26,533	
	A.R de Ent.	50,000	6,000	26,500	
Nitrato (mg/L)	E100%	30,333	0,200	5,233	2 mg/L
	E50%	18,000	0,200	9,766	
	Control	12,000	0,200	2,136	
	A.R de Ent.	6,000	0,200	1,200	
Nitrito (mg/L)	E100%	10,826	0,002	1,636	2 mg/L
	E50%	8,560	0,006	1,914	
	Control	9,133	0,002	2,171	
	A.R de Ent.	0,610	0,140	0,325	
Amonio (mg/L)	E100%	0,016	0,001	0,009	10 mg/L
	E50%	0,016	0,001	0,008	
	Control	0,026	0,001	0,014	
	A.R de Ent.	0,030	0,010	0,023	

Tabla 10. (Continuación).

Parámetro	Sistema	Máximo	Mínimo	Media	Norma*
Ortofosfato (mg/L)	E100%	2,920	0,780	1,417	5 mg/L
	E50%	3,853	2,460	3,035	
	Control	3,450	1,263	2,389	
	A.R de Ent.	4,360	1,330	2,544	
DQO (mg/L)	E100%	74,666	32,333	55,633	400 mg/L
	E50%	62,666	33,333	45,466	
	Control	113,333	46,000	75,933	
	A.R de Ent.	449,000	95,000	212,600	
DBO ₅ (mg/L)	E100%	36,700	9,100	18,344	200 mg/L
	E50%	40,600	15,350	21,281	
	Control	41,200	22,760	28,747	
	A.R de Ent.	154,200	61,800	95,372	
SST (mg/L)	E100%	33,333	2,666	17,466	200 mg/L
	E50%	26,000	3,333	14,000	
	Control	48,666	3,333	24,200	
	A.R de Ent.	82,000	6,000	36,200	
SSV (mg/L)	E100%	86,666	21,333	58,866	NA
	E50%	101,333	34,000	71,600	
	Control	79,333	31,333	56,066	
	A.R de Ent.	240,000	46,000	112,800	
SSF (mg/L)	E100%	559,333	248,667	429,133	NA
	E50%	539,333	226,000	391,733	
	Control	555,333	184,667	394,933	
	A.R de Ent.	778,000	212,000	527,000	
Coliformes totales (NMP/100 mL)	E100%	107.767	1.933	35.080	20.000 NMP/100 mL
	E50%	55.200	1.733	27.000	
	Control	75.000	693	16.496	
	A.R de Ent.	160.000.000	160.000	21.088.000	
Coliformes fecales (NMP/100 mL)	E100%	3.227	180	1.246	2.000 NMP/100 mL
	E50%	20.067	180	2.975	
	Control	11.433	180	1.739	
	A.R de Ent.	1.400.000	20.000	272.800	

E100%: sistema con 100% de cobertura de planta, E50%: sistema con 50% de cobertura de planta, Control: sistema sin planta, A.R de Ent.: agua residual de entrada, NA: no asignado, y Norma**: Decreto 1594 de 1984 (Colombia).

Tabla 11.

Coefficientes de correlación para las variables estudiadas en el sistema de tratamiento 100% cubierto con plantas acuáticas al aplicar la tasa de renovación de 25% del efluente, para $n=10$, $p<0,05$ y $r_{teórico}=0,576$.

Variables	pH	T	CE	AT	OD	SAL	Cl ⁻			DQO	DBO ₅	SST	SSV	SSF	CT	CF
pH	-	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	-0,594	NS	NS	NS	NS	NS	NS
T	NS	-	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
CE	NS	NS	-	0,629	NS	0,947	NS	0,647	0,601	NS	0,618	NS	NS	NS	NS	NS
AT	NS	NS	0,629	-	NS	0,646	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
OD	NS	NS	NS	NS	-	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
SAL	NS	NS	0,947	0,646	NS	-	NS	0,648	0,580	NS	0,597	NS	NS	NS	NS	NS
Cl ⁻	NS	NS	NS	NS	NS	NS	-	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
NO ₃ ⁻	NS	NS	0,647	NS	NS	0,648	NS	-	0,947	NS	NS	0,673	NS	NS	NS	NS
NO ₂ ⁻	NS	NS	0,601	NS	NS	0,580	NS	0,947	-	NS	NS	0,597	NS	NS	NS	NS
NH ₄ ⁺	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	-	NS	NS	NS	NS	NS	NS
PO ₄ ³⁻	NS	NS	0,618	NS	NS	0,597	NS	NS	NS	-	NS	NS	NS	NS	NS	NS
DQO	-0,594	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	-	NS	NS	NS	NS	NS	NS
DBO ₅	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	0,673	0,597	NS	NS	-	NS	NS	NS	NS
SST	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	-	NS	NS	NS
SSV	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	-	NS	NS
SSF	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	-	NS
CT	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	-
CF	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	-

T: temperatura, CE: conductividad eléctrica, AT: alcalinidad total, OD: oxígeno disuelto, SAL: salinidad, Cl⁻: cloruro, NO₃⁻: nitrato, NO₂⁻: nitrito, NH₄⁺: amonio, PO₄³⁻: ortofosfato, DQO: demanda química de oxígeno, DBO₅: demanda bioquímica de oxígeno, SST: sólidos suspendidos totales, SSV: sólidos suspendidos volátiles, SSF: sólidos suspendidos fijos, CT: Coliformes totales, CF: Coliformes fecales, NS: no significativo.

Tabla 12. Coeficientes de correlación para las variables estudiadas en el sistema de tratamiento 50% cubierto con plantas acuáticas, al aplicar la tasa de renovación de 25% del efluente, para $n=10$, $p<0,05$ y $r_{teórico}=0,576$.

Variables	pH	T	CE	AT	OD	SAL	Cl ⁻			DQO	DBO ₅	SST	SSV	SSF	CT	CF
pH	-	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
T	NS	-	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
CE	NS	NS	-	0,846	NS	0,946	0,608	NS	0,702	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
AT	NS	NS	0,846	-	NS	0,785	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
OD	NS	NS	NS	NS	-	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
SAL	NS	NS	0,946	0,785	NS	-	0,605	NS	0,665	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
Cl ⁻	NS	NS	0,608	NS	NS	0,605	-	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
NO ₃ ⁻	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	-	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
NO ₂ ⁻	NS	NS	0,702	NS	NS	0,665	NS	-	NS	NS	NS	NS	NS	0,610	NS	NS
NH ₄ ⁺	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	-	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
PO ₄ ³⁻	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	-	NS	NS	NS	NS	NS	NS
DQO	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	-	NS	NS	NS	NS	NS	NS
DBO ₅	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	-	NS	NS	NS	NS	0,600
SST	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	-	NS	NS	NS	NS
SSV	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	-	NS	NS	NS
SSF	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	0,610	NS	NS	NS	NS	NS	-	NS	NS
CT	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	0,638
CF	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	0,600	NS	NS	NS	0,638	-

T: temperatura, CE: conductividad eléctrica, AT: alcalinidad total, OD: oxígeno disuelto, SAL: salinidad, Cl⁻: cloruro, NO₃⁻: nitrato, NO₂⁻: nitrito, NH₄⁺: amonio, PO₄³⁻: ortofosfato, DQO: demanda química de oxígeno, DBO₅: demanda bioquímica de oxígeno, SST: sólidos suspendidos totales, SSV: sólidos suspendidos volátiles, SSF: sólidos suspendidos fijos, CT: Coliformes totales, CF: Coliformes fecales, NS: no significativo.

Tabla 13.
 Coeficientes de correlación para las variables estudiadas en los sistemas de control, al aplicar la tasa de renovación de 25% del efluente, para $n=10$, $p<0,05$ y $r_{teórico}=0,576$.

Variables	pH	T	CE	AT	OD	SAL	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	NH ₄ ⁺	PO ₄ ³⁻	DQO	DBO ₅	SST	SSV	SSF	CT	CF
pH	-	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
T	NS	-	NS	NS	NS	NS	0,610	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
CE	NS	NS	-	0,723	NS	0,868	0,626	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
AT	NS	NS	0,723	-	NS	0,684	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	0,578	NS	NS
OD	NS	NS	NS	NS	-	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
SAL	NS	NS	0,868	0,684	NS	-	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
Cl ⁻	NS	0,610	0,626	NS	NS	NS	-	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	0,637	NS	NS
NO ₃ ⁻	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	-	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	0,841
NO ₂ ⁻	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	-	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
NH ₄ ⁺	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	-	0,659	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
PO ₄ ³⁻	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	0,659	-	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
DQO	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	-	NS	NS	NS	NS	NS	NS
DBO ₅	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	-	NS	NS	NS	NS	NS
SST	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	-	NS	NS	NS	NS
SSV	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	-	NS	NS	NS
SSF	NS	NS	NS	0,578	NS	NS	0,637	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	-	NS	NS
CT	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	-
CF	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	0,841	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	-

T: temperatura, CE: conductividad eléctrica, AT: alcalinidad total, OD: oxígeno disuelto, SAL: salinidad, Cl⁻: cloruro, NO₃⁻: nitrato, NO₂⁻: nitrito, NH₄⁺: amonio, PO₄³⁻: ortofosfato, DQO: demanda química de oxígeno, DBO₅: demanda bioquímica de oxígeno, SST: sólidos suspendidos totales, SSV: sólidos suspendidos volátiles, SSF: sólidos suspendidos fijos, CT: Coliformes totales, CF: Coliformes fecales, NS: no significativo.

3.1.1 pH y Alcalinidad Total

El pH en los sistemas de tratamiento con *Eichhornia crassipes* de 100 y 50% de cobertura se mantuvo cerca de la neutralidad, con valores promedio de 7,145 y 7,272 unidades respectivamente; el nivel mínimo de pH registrado en estos dos sistemas fue de 6,720 unidades, los valores máximos en el tratamiento de 100% de cobertura fue de 7,703 y en el 50% de cobertura fue de 7,833. En la Figura 20 se observa que las mediciones de pH en el sistema 100% y 50% con planta fueron muy semejantes; además, estos dos sistemas registraron valores más bajos que el sistema de control donde el pH promedio fue de 8,286 unidades con mediciones comprendidas en el rango de 7,630 y 9,186 unidades; por su parte, el agua residual de alimentación presentó mediciones promedio de 7,547 unidades; valores de pH mayores que los sistemas de tratamiento. Esto permite deducir que los valores de pH obtenidos en los efluentes de los sistemas con cobertura de 100 y 50% de jacinto de agua (*Eichhornia crassipes*) no excedieron los límites máximos permitidos de pH (5-9 unidades) establecidos en la normativa legal vigente en Colombia que se indican en la Tabla 10; por otra parte, en el sistema de control los valores de pH si excedieron el límite en dos mediciones con valores de 9,071 y 9,186 unidades. Por otra parte, los valores

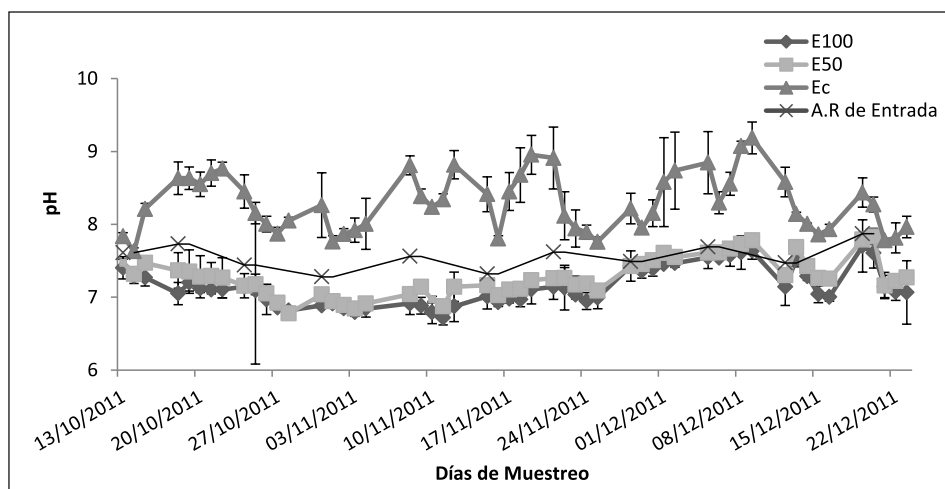


Figura 20. Comportamiento del pH durante el tratamiento biológico con *Eichhornia crassipes*, empleando diferentes coberturas con plantas en el sistema y una tasa de renovación de 25%. E100 y E50 %: sistemas con 100 y 50 % de cobertura con plantas, E_c: sistema control (sin plantas), A.R de Entrada: agua residual de entrada. Las barras verticales indican la media aritmética \pm desviación estándar para n=3.

de pH en los humedales del sistema control y los tratamientos tuvieron un comportamiento variable en los días de experimentación. Sin embargo, las variaciones presentadas en los sistemas de tratamiento con plantas fueron menores que las observadas en el sistema control, por lo que se sugiere que los sistemas con plantas presentaron un mejor sistema amortiguador.

Algunos investigadores consideran que cuando la concentración de hidrogeniones se encuentra en el rango óptimo se facilita la actividad microbiana bajo condiciones mesofílicas, lo que garantiza que las bacterias sean los microorganismos que principalmente estabilizan la materia orgánica; el pH favorable para este proceso está entre 6,5 a 8,5 mientras que valores superiores o inferiores a este rango deterioran la eficiencia del tratamiento (Romero, 2013) así como la solubilización, adsorción y absorción de los contaminantes e iones (Gómez *et al.*, 2008). La actividad mencionada puede ser realizada por las bacterias asociadas al sistema redicular de *Eichhornia crassipes*.

Como se muestra en las Tablas 12, 13, y 14, el pH no mostró correlación con ningún parámetro en el sistema 50% de cobertura y en el control, solamente en el sistema con cobertura de 100% que demostró una correlación significativa inversa entre el pH y la demanda química de oxígeno ($r = -0,594$; $p < 0,05$); o en otras palabras, a medida que el pH aumentaba disminuía la demanda bioquímica de oxígeno debido a la influencia del pH sobre el crecimiento y reproducción de los microorganismos. Las aguas que están fuera del rango máximo permisible pueden ser dañinas para la vida acuática; la reducción del pH favorece la degradación de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) y demanda química de oxígeno (DQO) de las aguas residuales gracias a los microorganismos. De acuerdo con Gupta *et al.* (2012), la presencia de plantas agota el CO_2 disuelto de aguas residuales durante el período de actividad fotosintética creando condiciones aerobias en aguas residuales, lo que favorece la actividad bacteriana aeróbica para reducir la DBO y la DQO.

Sobre la alcalinidad total, el 94 % de las mediciones realizadas en los sistemas de tratamiento y control registraron valores menores a 100 mg CaCO_3/L ; las únicas ocasiones en que se registraron valores mayores a estos fueron durante los primeros días de monitoreo con picos de 203,840 mg CaCO_3/L para el sistema totalmente cubierto con plantas; 202,016 mg CaCO_3/L para el de 50% de cobertura y 215,670 mg CaCO_3/L para el sistema de control. De manera general se puede decir que el comportamiento de

los niveles de alcalinidad total fue muy semejante en todos los sistemas durante los días de monitoreo, observándose una media para el sistema de control de 79,596 mg CaCO₃/L, y de 65,294 y 69,687 mg CaCO₃/L para los sistemas con 100 y 50 % de cobertura, respectivamente. La alcalinidad total del agua residual que alimentó a los sistemas registró valores mayores que dichos sistemas, con una medición promedio de 107,677 mg CaCO₃/L (Figura 21). En la Tabla 10 se muestra que no se establece límite permisible de este parámetro; sin embargo, según APHA *et al.* (2005,) las aguas residuales domésticas tienen una alcalinidad total menor (o sólo ligeramente mayor) que la del suministro en la cual la alcalinidad total varía de 30 a 500 mg CaCO₃/L. En la Figura 21 se puede apreciar que los valores de alcalinidad total registrados en los sistemas están dentro de los límites permisibles y también de los rangos requeridos para garantizar la permanencia de un sistema amortiguador (basado en el sistema carbonato) que mantenía los valores de pH dentro del rango deseado (Romero, 2013).

En el sistema con cobertura del 100% con plantas la alcalinidad total presentó una correlación significativa con la conductividad eléctrica ($r=0,629$; $p<0,05$) y con la salinidad ($r=0,646$; $p<0,05$). Igualmente, en el sistema con cobertura de 50% con plantas la alcalinidad total registró correlación significativa con la conductividad eléctrica ($r=0,846$;

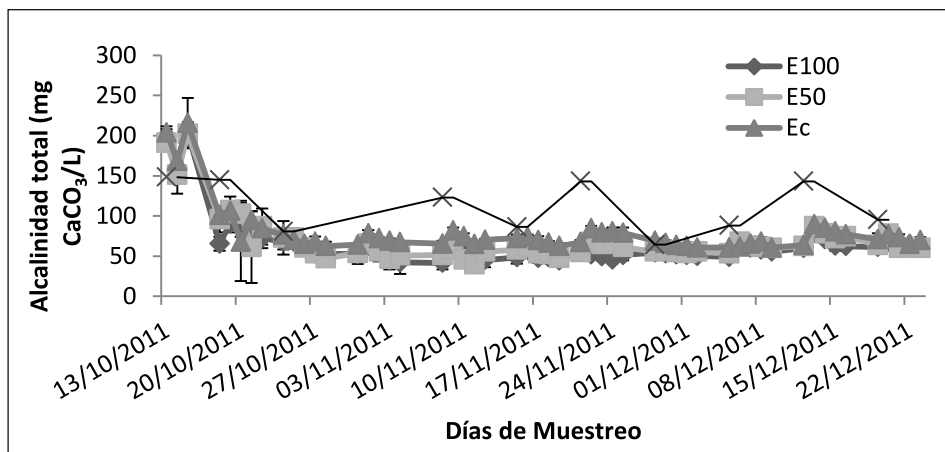


Figura 21. Comportamiento de la alcalinidad total durante el tratamiento biológico con *Eichhornia crassipes*, empleando diferentes coberturas con plantas en el sistema y una tasa de renovación de 25%. E100 y E50 %: sistemas con 100 y 50 % de cobertura con plantas, E_c: sistema control (sin plantas), A.R de Entrada: agua residual de entrada. Las barras verticales indican la media aritmética ± desviación estándar para n=3.

$p < 0,05$) y con la salinidad ($r = 0,785$; $p < 0,05$); por otra parte, en el sistema de control la alcalinidad total mantuvo una correlación significativa con la conductividad eléctrica ($r = 0,723$; $p < 0,05$) con la salinidad ($r = 0,684$; $p < 0,05$) y con los sólidos suspendidos fijos ($r = 0,578$; $p < 0,05$), como se indica en las Tablas 11, 12, y 13. Lo anterior muestra que a medida que aumentaba la alcalinidad total también se incrementaba la conductividad eléctrica, salinidad y los sólidos fijos; es importante tener en cuenta que en sí la alcalinidad total no se considera nociva para el organismo humano, pero está generalmente asociada con altos valores de pH, dureza y excesivos sólidos disueltos, los cuales si pueden resultar perjudiciales (Vargas, 2003).

3.1.2 Temperatura y oxígeno disuelto

El comportamiento de la temperatura registrada fue similar tanto en los sistemas tratados con *Eichhornia crassipes* como en los sistemas de control, presentando valores mínimo, máximo y medio de 24,333; 30,366 y 26,144 °C en el sistema 100% con cobertura; valores de 24,300; 29,800 y 26,232 °C en el sistema 50% con cobertura; y valores de 24,533; 30,266 y 26,126 °C en el sistema control. En la Figura 22 se observa que la temperatura

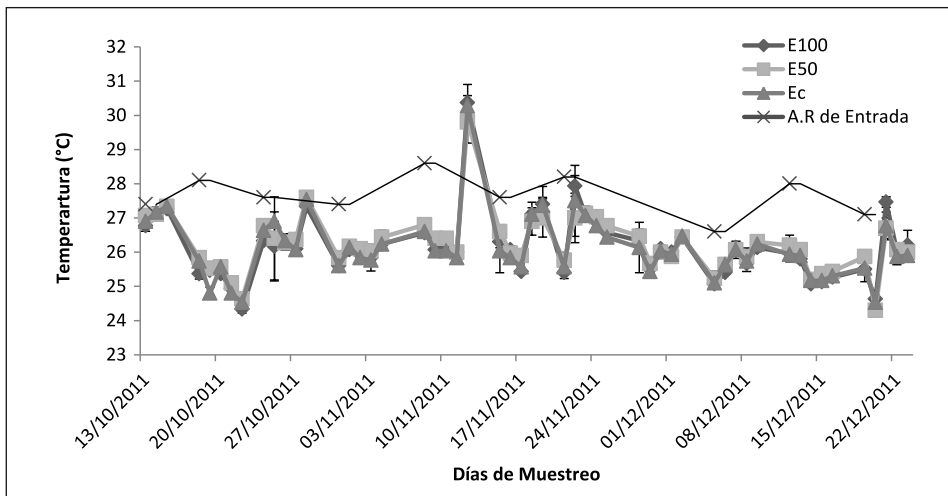


Figura 22. Comportamiento de la temperatura durante el tratamiento biológico con *Eichhornia crassipes*, empleando diferentes coberturas con plantas en el sistema y una tasa de renovación de 25%. E100 y E50 %: sistemas con 100 y 50 % de cobertura con plantas, E_c: sistema control (sin plantas), A.R de Entrada: agua residual de entrada. Las barras verticales indican la media aritmética \pm desviación estándar para $n = 3$.

del agua residual de entrada se mantuvo entre 26,600 y 28,600 °C con un valor promedio de 27,688 °C: en otras palabras, presentó valores de temperatura mayores que los sistemas de tratamiento, pero que eran favorables para los procesos biológicos que se llevan a cabo al interior del humedal. Al comparar estos valores con los registrados en la Tabla 10, se puede mencionar que durante esta fase los valores de temperatura cumplen con los valores fijados en la normativa legal vigente en Colombia (<40 °C). La temperatura es un parámetro importante en el tratamiento de aguas residuales porque muchos procesos biológicos dependen de ella según lo expresado por Delgadillo *et al.* (2010). El crecimiento de las plantas depende de temperaturas óptimas lo que genera aportes de oxígeno, desarrollo de la comunidad microbiana y bajas velocidades del agua; todo eso favorece el proceso de sedimentación de la materia orgánica en suspensión (Ver *et al.*, 2010). Además, en la Figura 22 se muestra además que el día 12 de noviembre la temperatura del agua registró valores pico en los sistemas causados por el incremento de la temperatura ambiente (32 °C).

Como se muestra en las Tablas 11, 12, y 13, la temperatura no demostró correlación con ningún parámetro en los sistemas tratados con plantas; en el sistema de control presentó correlación significativa con el cloruro ($r=0,610$; $p<0,05$); puesto que al aumentar la temperatura aumentaron los niveles de cloruros. Es importante mencionar que un contenido elevado de cloruro puede perjudicar el crecimiento vegetal e impedir la reutilización del agua tratada (APHA *et al.*, 2005).

En la Figura 23 se observa que el oxígeno disuelto en los sistemas experimentales registró: un comportamiento de mediciones muy variadas durante todo el monitoreo y valores más altos que los del agua residual de alimentación. La causa de los valores pico de oxígeno en los sistemas control se deben a que este se incrementa con el tiempo de muestreo (semanal) debido al aporte de oxígeno o reaireación de la atmósfera al sistema. Las mediciones de oxígeno disuelto del agua de entrada fueron bajas, con promedios de 0,610 mg/L a diferencia de los sistemas de control que dieron como resultado los valores más altos con un máximo de 6,900 mg/L y media de 2,794 mg/L. Los sistemas tratados con *E. crassipes* registraron valores de oxígeno disuelto entre 0,043 y 4,493 mg/L; las mediciones del sistema con cobertura del 100% fueron mayores que en el sistema de cobertura 50% con plantas, siendo sus medias respectivas de 2,245 y 1,665 mg/L. Los sistemas de tratamiento con plantas registraron valores de oxígeno disuelto

menores que los del sistema de control debido a la excreción de sustancias orgánicas y descomposición de las hojas, tallos y raíces de las plantas (Coleman *et al.*, 2000).

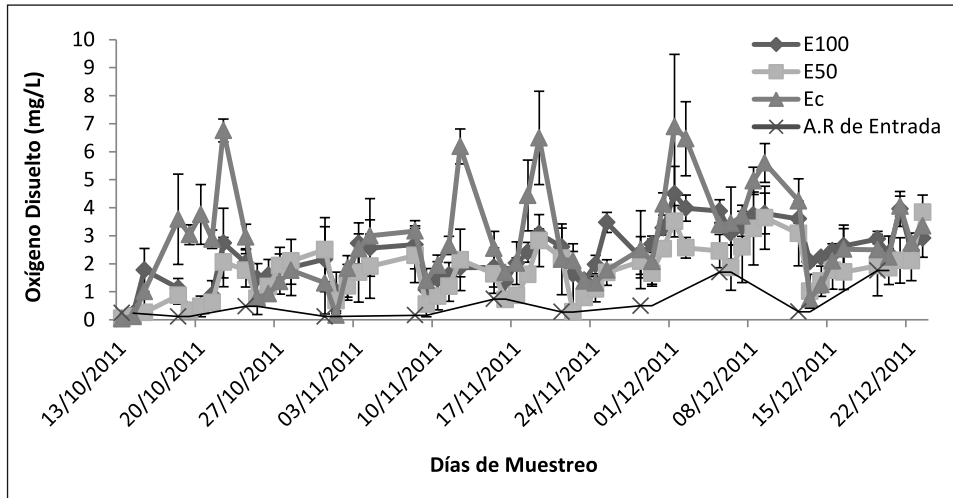


Figura 23. Comportamiento del oxígeno disuelto durante el tratamiento biológico con *Eichhornia crassipes*, empleando diferentes coberturas con plantas en el sistema y una tasa de renovación de 25%. E100 y E50 %: sistemas con 100 y 50 % de cobertura con plantas, E_c: sistema control (sin plantas), A.R de Entrada: agua residual de entrada. Las barras verticales indican la media aritmética \pm desviación estándar para n=3.

En los sistemas tratados con las plantas se registraron valores máximos que se consideraron aceptables en comparación con los 5,0 mg/L que debe tener un cuerpo de agua como requerimiento mínimo de oxígeno, lo cual es particularmente importante porque el oxígeno disuelto es vital para los organismos acuáticos (Vargas, 2003). Sin embargo, la temperatura, el material orgánico disuelto, los oxidantes inorgánicos, entre otros, pueden afectar los niveles de oxígeno disuelto (APHA *et al.*, 2005). En las Tablas 11, 12, y 13, se observa que el oxígeno disuelto no demostró correlación significativa con ningún parámetro en los diferentes sistemas (con y sin plantas).

3.1.3 Conductividad eléctrica, salinidad y cloruros

Las mediciones de conductividad eléctrica más bajas se registraron en el sistema tratado al 100% con plantas *Eichhornia crassipes*; sin embargo, la Figura 24 muestra que los sistemas de tratamiento y de control mostraron una

distribución homogénea entre sí, con promedios de 868,125 $\mu\text{S}/\text{cm}$ para el sistema 100% con plantas; 929,786 $\mu\text{S}/\text{cm}$ para el de 50% y 900,345 $\mu\text{S}/\text{cm}$ para el sistema de control. Estos sistemas presentaron valores de conductividad comprendidas entre 670,000 y 1330 670 $\mu\text{S}/\text{cm}$; Las mediciones de este valor en el agua de entrada fueron superiores a aquellas en los sistemas de tratamiento, con valores mínimos y máximos de 692,000 y 1470,000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ y una media de 1095,111 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Como se muestra en la Tabla 10, en la normativa colombiana no se registra el límite permisible de conductividad para el vertido de aguas residuales, sin embargo, Sánchez (2011) en su estudio evaluó también aguas residuales en sistemas de humedales valores de conductividad de 1070 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Al observar los valores de conductividad registrados en el presente estudio se deduce que en los sistemas de tratamiento con plantas y de control las mediciones son aceptadas al mantenerse dentro del rango mencionado. La conductividad permite establecer el grado de mineralización para evaluar el efecto de la concentración total de iones en el equilibrio químico, el efecto fisiológico en plantas o animales, las tasas de corrosión, entre otros (APHA *et al.*, 2017). Además, la Figura 24 muestra que en los primeros días de monitoreo la conductividad en los sistemas de

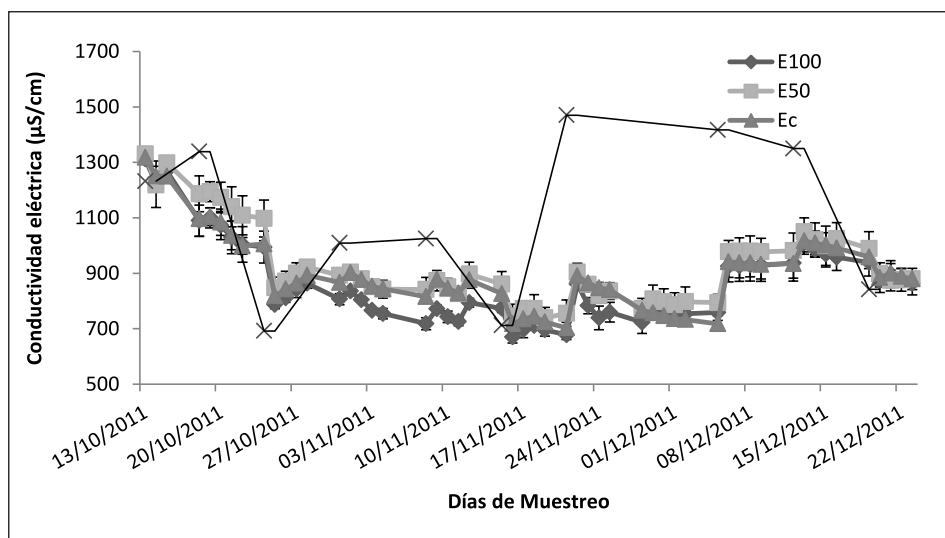


Figura 24. Comportamiento de la conductividad eléctrica durante el tratamiento biológico con *Eichhornia crassipes*, empleando diferentes coberturas con plantas en el sistema y una tasa de renovación de 25%. E100 y E50 %: sistemas con 100 y 50 % de cobertura con plantas, E_c: sistema control (sin plantas), A.R de Entrada: agua residual de entrada. Las barras verticales indican la media aritmética \pm desviación estándar para $n=3$.

tratamiento fue mayor, posiblemente gracias a la presencia de cloruros u otros iones disueltos presentes en el agua residual de entrada.

En el sistema con cobertura de 100% con plantas la conductividad eléctrica presentó una correlación significativa con la alcalinidad total ($r=0,629$; $p<0,05$), con la salinidad ($r=0,947$; $p<0,05$), con el nitrato ($r=0,647$; $p<0,05$), con el nitrito ($r=0,601$; $p<0,05$), y con el ortofosfato ($r=0,618$; $p<0,05$). En el sistema de cobertura 50% con plantas la conductividad registró correlación significativa con la alcalinidad total ($r=0,846$; $p<0,05$), con la salinidad ($r=0,946$; $p<0,05$), con el cloruro ($r=0,608$; $p<0,05$), y con el nitrito ($r=0,702$; $p<0,05$); así mismo, en el sistema de control la conductividad eléctrica mantuvo correlación significativa con la alcalinidad total ($r=0,723$; $p<0,05$), con la salinidad ($r=0,868$; $p<0,05$), y con el cloruro ($r=0,626$; $p<0,05$), como se indican en las Tablas 11, 12, y 13. Esto indica que a medida que aumentaba la conductividad eléctrica se incrementaban los niveles de alcalinidad total, salinidad, cloruro, nitrito, y nitrato; esto se debía a que compuestos disueltos en el agua y disociados en sus iones, que en su mayoría son sales minerales determinadas por las variables de salinidad y cloruros son la causa de los incrementos en la conductividad eléctrica. Además, esta mide indirectamente la cantidad de sólidos disueltos totales (Anzar, 2000).

Con respecto a las mediciones de salinidad, se encontró que este parámetro se mantuvo relativamente estable en sus mediciones determinadas en los sistemas de tratamiento con plantas y los de control; a tal punto que en los tres sistemas se registró el mismo valor mínimo (0,100 UPS) y máximo (0,333 UPS), y el valor promedio varió un poco (0,166 a 0,206 UPS). En la Figura 25 se muestra que, con relación al agua de los tratamientos, la concentración de salinidad fue superior en el agua residual de entrada, con rango desde 0,100 a 0,500 UPS y media de 0,270 UPS. Además, en esta se observan picos o niveles altos de salinidad el día 21 de noviembre, 5 y 12 de diciembre en el agua residual de entrada debido al incremento de la concentración de sales y de la conductividad eléctrica. En Colombia no existe valor de referencia para este parámetro como se observa en la Tabla 10; sin embargo, APHA *et al.* (2005) indican que un vertido de aguas residuales municipales puede contener promedios de salinidad de 48 UPS, por lo que se concluye que los niveles de salinidad registrados son aceptables por ser menores al valor indicado.

En las Tablas 11, 12, y 13 se indica que la salinidad registró correlaciones significativas con la conductividad eléctrica ($r=0,947$; $p<0,05$),

la alcalinidad total ($r=0,646$; $p<0,05$), el nitrato ($r=0,648$; $p<0,05$), el nitrito ($r=0,580$; $p<0,05$), y con el ortofosfato ($r=0,597$; $p<0,05$) en el sistema con cobertura de 100% con plantas. Lo mismo sucedió en el sistema con cobertura de 50% con plantas con la conductividad eléctrica ($r=0,946$; $p<0,05$), con la alcalinidad total ($r=0,785$; $p<0,05$), con el cloruro ($r=0,605$; $p<0,05$) y el nitrito ($r=0,665$; $p<0,05$); así mismo, en el sistema de control la salinidad mantuvo correlación significativa con la conductividad eléctrica ($r=0,868$; $p<0,05$), y la alcalinidad total ($r=0,684$; $p<0,05$); en otras palabras, la salinidad mantiene correlación directamente proporcional con la conductividad eléctrica, la alcalinidad total, cloruros, nitrito, nitrato y ortofosfato. Sus indicadores más generales son la conductividad eléctrica y los sólidos totales disueltos. En estudios ambientales es un factor importante porque puede significar la presencia o no de organismos (INVEMAR, 2003).

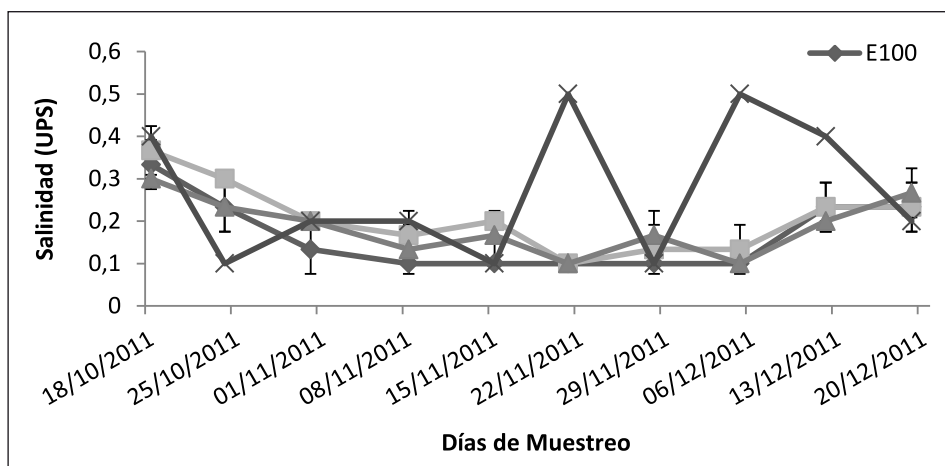


Figura 25. Comportamiento de la salinidad durante el tratamiento biológico con *Eichhornia crassipes* empleando diferentes coberturas con plantas en el sistema y una tasa de renovación de 25%. E100 y E50 %: sistemas con 100 y 50 % de cobertura con plantas, E_c: sistema control (sin plantas), A.R. de Entrada: agua residual de entrada. Las barras verticales indican la media aritmética \pm desviación estándar para $n=3$.

Los niveles de cloruro fueron muy variados durante todos los días del monitoreo, registrándose valores por debajo de 60,000 mg/L (Figura 26). En el sistema con 100% con planta *Eichhornia crassipes* las mediciones fueron mas bajas que en los otros dos sistemas, oscilando de 0,333 a 57,000 mg/L, con media de 25,100 mg/L; en el sistema de 50% se registraron

valores de 0,666 a 54,333 mg/L y media de 26,066 mg/L; el nivel de cloruro en los sistemas de control mantuvo registros de 2,000 a 52,333 mg/L con media de 26,533 mg/L; en estos últimos se presentaron mediciones parecidas y la misma media que el agua residual de entrada. Al observar los valores de referencia para cloruros de la norma colombiana (Tabla 10), se puede expresar que los niveles de cloruro registrados durante este periodo de monitoreo cumplen con las exigencias: no exceden el valor límite máximo permisible de cloruro de 500 mg/L para vertimientos puntuales de aguas residuales tratadas a cuerpos de agua establecido en la modificación del Decreto 1594 de 1984.

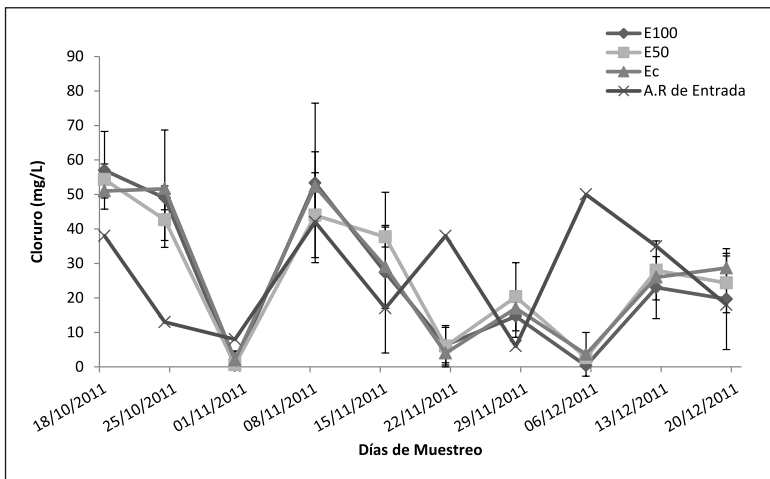


Figura 26. Comportamiento de cloruro durante el tratamiento biológico con *Eichhornia crassipes*, empleando diferentes coberturas con plantas en el sistema y una tasa de renovación de 25%. E100 y E50 %: sistemas con 100 y 50 % de cobertura con plantas, E_c: sistema control (sin plantas), A.R de Entrada: agua residual de entrada. Las barras verticales indican la media aritmética \pm desviación estándar para n=3.

En el sistema con cobertura de plantas del 100% ningún parámetro registró correlación significativa con el cloruro (Tablas 11); por su parte, el sistema de cobertura 50% con plantas si dio muestras de correlaciones significativas entre parámetros como la conductividad eléctrica y la salinidad y el cloruro (Tablas 12) con coeficientes de ($r=0,608$; $p<0,05$) y ($r=0,605$; $p<0,05$), respectivamente; en el sistema de control el cloruro presentó correlación significativa con la temperatura, la conductividad eléctrica y los sólidos suspendidos fijos (Tablas 13), con coeficientes de ($r=0,610$; $p<0,05$), ($r=0,626$; $p<0,05$) y ($r=0,637$; $p<0,05$), respectivamente; en

otras palabras, al aumentar el cloruro se incrementan la conductividad eléctrica, en la salinidad, temperatura y los sólidos fijos. El cloruro (Cl⁻) es el principal anión inorgánico en el agua natural y residual. Un nivel elevado de cloruro es perjudicial para el crecimiento vegetal e impide la reutilización del agua tratada (APHA *et al.*, 2005). Este compuesto se relaciona con la conductividad eléctrica y sólidos disueltos totales. El uso de grava como medio de soporte, libera sales por la fricción con el agua, a medida que esta fluye por el humedal, lo que genera un aumento de la conductividad eléctrica (Aragon *et al.*, 2015).

3.1.4 Nitrógeno y fósforo

Los resultados indican que el agua residual de entrada presenta niveles de nitrato muy bajos con promedios de 1,200 mg/L, por lo que los sistemas de control también registraron mediciones bajas con media de 2,136 mg/L. En contraste con lo anterior, los sistemas tratados con *E. crassipes* presentaron mediciones más altas con medias de 5,233 mg/L para el sistema con de plantas cobertura de 100% y 9,766 mg/L para el sistema con cobertura de 50%, anotando que en este último el 70% de las mediciones fueron superiores a las del primero (Figura 27). Los valores máximos de nitrato registrados

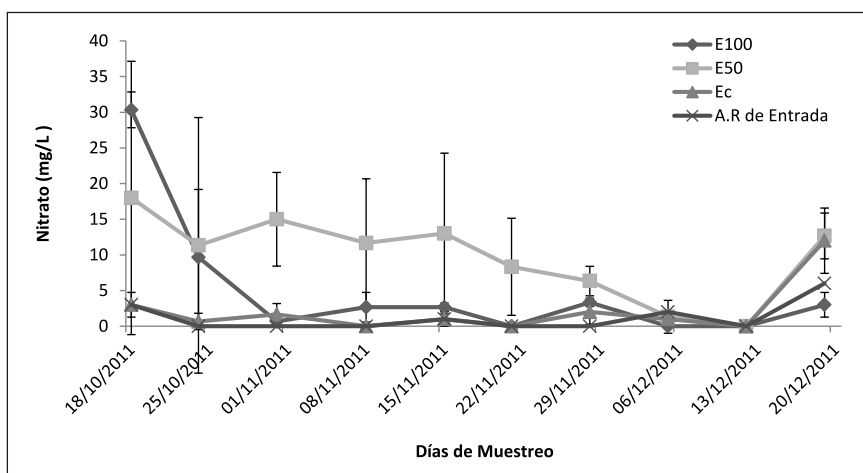


Figura 27. Comportamiento del nitrato durante el tratamiento biológico con *Eichhornia crassipes*, empleando diferentes coberturas con plantas en el sistema y una tasa de renovación de 25%. E100 y E50 %: sistemas con 100 y 50 % de cobertura con plantas, E_c: sistema control (sin plantas), A.R de Entrada: agua residual de entrada. Las barras verticales indican la media aritmética \pm desviación estándar para $n=3$.

en los sistemas con plantas fueron de 10,820 y 8,566 mg/L; valores que superan los 2 mg/L establecidos por la normativa colombiana indicada en la Tabla 10, demostrando que durante esta fase este parámetro se excedió de las mediciones en el sistema cubierto totalmente con plantas en un 60% y en el 80% de las mediciones en el sistema cubierto con plantas en un 50% y en un 20% en el sistema de control. Para las plantas, el nitrógeno es un nutriente vital que utilizan en la síntesis de proteínas para su crecimiento, especialmente en forma de nitrato (Cervantes *et al.*, 2000). La causa posible del incremento de nitrato en el sistema con plantas fue el desarrollo de procesos de nitrificación del nitrógeno amoniacal a nitritos por las bacterias Nitrosomonas y de nitrito a nitrato por las bacterias Nitrobacter (CENTA, 2010). Este incremento de nitrato fue mayor en el sistema de cobertura de 50% con plantas que en el de cobertura de 100%, demostrando que en cierta forma los vegetales sí contribuyen en pequeñas formas a la absorción del nitrato del sistema.

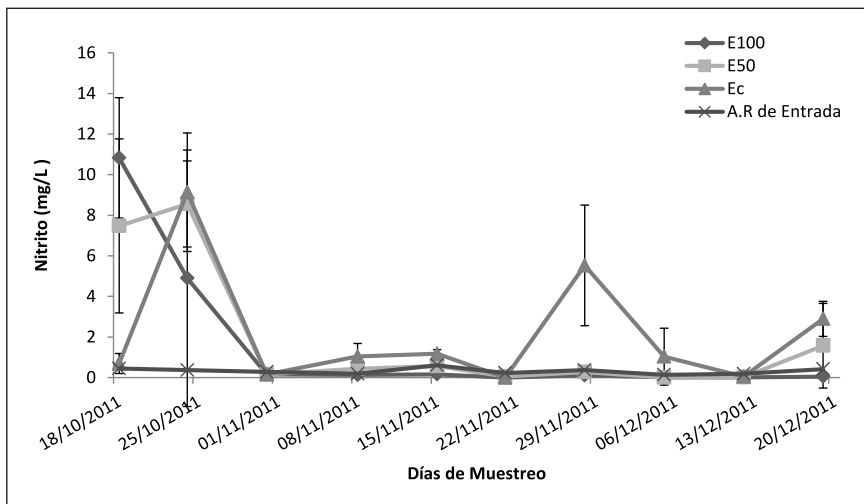


Figura 28. Comportamiento del nitrato durante el tratamiento biológico con *Eichhornia crassipes*, empleando diferentes coberturas con plantas en el sistema y una tasa de renovación de 25%. E100 y E50 %: sistemas con 100 y 50 % de cobertura con plantas, E_c: sistema control (sin plantas), A.R. de Entrada: agua residual de entrada. Las barras verticales indican la media aritmética \pm desviación estándar para $n=3$.

En la Figura 28 se observa que el nivel de nitrato en los sistemas con planta tuvo un comportamiento similar, registrando mediciones altas de hasta 10,826 mg/L durante las dos primeras semanas de tratamiento, dis-

minuyendo y a partir de la tercera semana hasta registrar valores de 0,002 mg/L. Los sistemas de control presentaron mediciones de nitrito más altas con una media de 2,171 mg/L y un máximo de 9,133 mg/L, mientras que el agua residual de entrada registró muy bajas con valor promedio de nitrito de 0,325 mg/L. En la Tabla 10, se establece que 2 mg/L de nitrito es el valor límite permitido por la normatividad para vertimientos de aguas residuales domésticas a cuerpos de agua, por lo que se puede deducir que en los sistemas con plantas dos mediciones excedieron dicho límite; con valores de 10,826 y 4,894 mg/L para el sistema con cobertura de 100% de plantas y con valores de 7,470 y 8,560 mg/L para los sistemas de 50% de cobertura; por su parte, en el sistema de control tres mediciones sobrepasaron el límite: 9,133; 5,533 y 2,890 mg/L. Según Yadav *et al.* (2011), las macrófitas tienen la capacidad de mejorar la calidad del agua al absorber nutrientes con su efectivo sistema radicular. La acumulación de nitrito en los sistemas con plantas pudo haber sido causada por procesos de nitrificación donde participaron bacterias del género *Nitrosomonas*, ya que la concentración de amonio disminuye, debido a su conversión en nitrito (Song, 2010; CENTA, 2010).

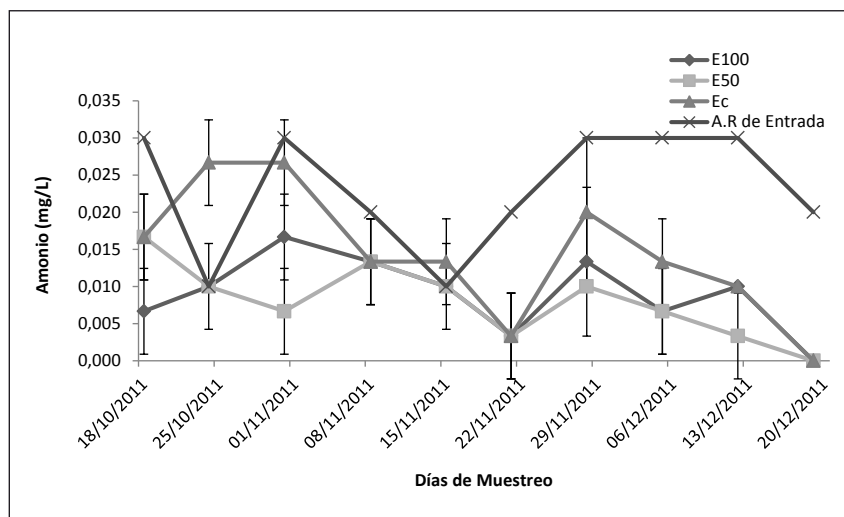


Figura 29. Comportamiento del amonio durante el tratamiento biológico con *Eichhornia crassipes*, empleando diferentes coberturas con plantas en el sistema y una tasa de renovación de 25%. E100 y E50 %: sistemas con 100 y 50 % de cobertura con plantas, Ec: sistema control (sin plantas), A.R. de Entrada: agua residual de entrada. Las barras verticales indican la media aritmética \pm desviación estándar para $n=3$.

El amonio presentó valores mínimos de 0,001 mg/L, máximos de 0,016 mg/L y medios de 0,008 mg/L en los sistemas de tratamientos con coberturas de 100 y 50 % con plantas acuáticas a pesar de no mostrar mucha similitud en la curva de valores como se observa en la Figura 29. Estos valores de amonio fueron menores que en los sistemas de control y del agua de entrada (0,001 a 0,030 mg/L); en los cuales se determinaron medias de 0,014 y 0,023 mg/L respectivamente. Si se compara el valor máximo registrado en los sistemas con el valor límite de amonio establecido en la norma, el cual es de 10 mg/L (Tabla 10), se deduce que durante esta fase los valores registrados no excedieron los límites que esta determinó; esto es importante para la protección de los ecosistemas receptores de las descargas de aguas residuales tratadas, pues es bien conocido que las altas concentraciones de amonio en aguas superficiales son tóxicas para los peces y además esta forma de nitrógeno puede oxidarse y consumir el oxígeno disuelto del agua a través de la nitrificación (Pardo *et al.* 2004).

El sistema que estaba cubierto en su totalidad con plantas mejoró su eficiencia debido a que los valores obtenidos estuvieron en el rango de 0,780 a 2,920 mg/L, en comparación con el rango de 2,460 a 3,853 mg/L obtenido para el sistema cubierto en un 50%. El ortofosfato registrado en el sistema de control y en el agua residual de entrada presentó valores muy similares entre sí con mediciones medias de 2,389 y 2,544 mg/L, que fueron mayores a las del sistema cubierto totalmente con plantas, pero menores que las del sistema cubierto con 50% de plantas, como se muestra en la Figura 30: además se puede observar que en ninguno de los días monitoreados los niveles de ortofosfatos sobrepasaron ó violaron el valor máximo de 5 mg/L estipulado por la norma colombiana (Tabla 10). El fósforo es esencial para el crecimiento de los organismos y puede ser un nutriente limitante de la productividad primaria. En concentraciones elevadas de este elemento debido a la incorporación de aguas residuales o tratadas, el crecimiento de macro y microorganismos se estimula aceleradamente provocando eutroficación (APHA *et al.*, 2005). Se pueden usar tres mecanismos paralelos para eliminar el fósforo de las aguas residuales en los humedales: adsorción, absorción por la planta y asimilación microbiana (Zhang, 2008). El día 21 de noviembre y 12 de diciembre se incrementó el ortofosfato en el agua residual de entrada debido al alto contenido de carga orgánica y nutrientes. Es importante resaltar que en el de cobertura de 50% plantas y el sistema de control, la remoción de ortofosfato no fue tan eficiente porque sólo se presentaron episodios de remoción pocos días de monitoreo.

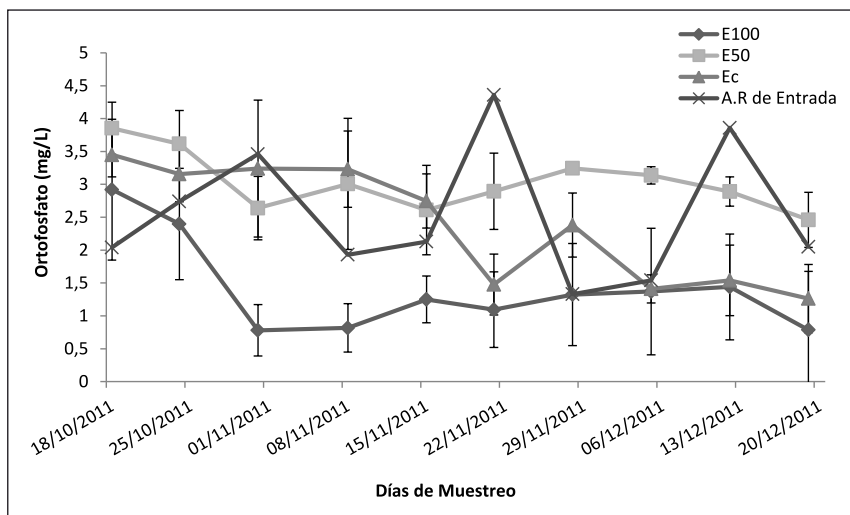


Figura 30. Comportamiento del ortofosfato durante el tratamiento biológico con *Eichhornia crassipes*, empleando diferentes coberturas con plantas en el sistema y una tasa de renovación de 25%. E100 y E50 %: sistemas con 100 y 50 % de cobertura con plantas, E_c: sistema control (sin plantas), A.R de Entrada: agua residual de entrada. Las barras verticales indican la media aritmética \pm desviación estándar para n=3.

En la Tabla 14 se indican los porcentajes de remoción de compuestos nitrogenados (nitrato, nitrito y amonio) y ortofosfato para tratamientos y control con tasas de renovación de 25% del efluente.

Antes de discutir el porcentaje de remoción es importante recordar que semanalmente a los sistemas se les agregaba un 25% de su volumen de agua residual cruda o de entrada, lo que influyó para que las remociones variaran por periodos de semana y no con relación al periodo total del monitoreo; es decir, la remoción no fue constante sino que se presentaba episódicamente. La remoción del nitrato no se genera en todas las semanas, pues este se acumuló en estos sistemas, especialmente en el sistema de cobertura de 50% con plantas; a pesar de esto en los sistemas tratados con plantas se presentaron episodios donde la remoción fue de hasta 99,9% y en los sistemas de control de 62,5 a 99,9 % (Tabla 14). En los resultados se observa que el aumento del nitrato puede haber ocurrido por su gracias a las plantas, además, el nitrógeno influyente en los sistemas está en forma de nitrógeno orgánico o amoniacal, con escasas cantidades de nitrato. Los procesos de descomposición y mineralización realizados por las plantas o por los microorganismos, transforman este elemento en nitritos o nitratos

Tabla 14.

Porcentajes de remoción de nitrato, nitrito, amonio y ortofosfato para cada uno de los tratamientos durante la fase de renovación.

Días de Muestreo	% de Remoción (Nitrato)			% de Remoción (Nitrito)			% de Remoción (Amonio)			% de Remoción (Ortofosfato)		
	Tratam. 100% plantas	Tratam. 50% plantas	Control	Tratam. 100% plantas	Tratam. 50% plantas	Control	Tratam. 100% plantas	Tratam. 50% plantas	Control	Tratam. 100% plantas	Tratam. 50% plantas	Control
18/10/2011	-	-	62,5	-	-	-	77,7	44,4	44,4	-	-	-
24/10/2011	-	-	77,7	-	-	-	66,6	66,6	11,1	-	-	-
31/10/2011	-	-	-	58,5	55,8	57,6	-	33,3	-	71,5	3,6	-
08/11/2011	-	-	-	52,3	-	-	55,5	55,5	55,5	76,3	13,1	6,6
15/11/2011	-	-	-	14,0	-	-	500	50	33,3	35,2	-	-
21/11/2011	99,9	-	99,9	99,9	90,1	99,9	66,6	66,66	66,6	48,6	-	30,6
28/11/2011	-	-	-	52,1	-	-	33,3	50	-	69,6	25,6	45,4
05/12/2011	-	-	-	95,4	98,1	-	77,7	77,7	55,5	-	-	-
12/12/2011	99,9	99,9	99,9	88,0	85,7	64,2	66,6	88,8	66,6	6,4	-	-
19/12/2011	-	-	-	73,6	-	-	99,9	99,9	99,9	79,6	36,2	-

-: No se registró remoción en la concentración de los parámetros evaluados.

(nitrificación) y finalmente en N_2 (desnitrificación). La nitrificación se ve favorecida por condiciones aeróbicas y pH entre 7,5 y 8,6, y la desnitrificación por condiciones anóxicas a pH entre 7-8 (Ver *et al.*, 2010)

Tanto el nitrato como el nitrito se fueron acumulado en los sistemas, sin embargo los episodios de remoción del primero fueron más frecuentes que los del último. Durante los días que se presentaron los episodios de remoción de nitrito se pudo observar que el sistema cubierto por completo tuvo una mejor eficiencia que el sistema de cobertura de 50% y el de control, generándose durante el monitoreo episodios de remoción de porcentajes variables en los sistemas entre 14,0 y 99,9 %. Numerosos estudios han demostrado que el mecanismo más importante de remoción es el proceso de nitrificación/desnitrificación (Vymazal, 2002); concluyendo que la causa de la alta y frecuente remoción de los nitritos en los sistemas con plantas es debido a la absorción microbiana, en donde bacterias como la *Nitrobacter* oxidan los nitritos a nitratos gracias a dicho proceso.

El amonio fue removido durante el 90% en promedio durante el total de las semanas muestreadas en los sistemas con plantas con porcentajes entre 33,3 y 99,9%; en el sistema de control se removió el 80% en promedio con valores entre 11,1 y 99,9%. La eliminación del nitrógeno en forma amoniacal ocurre por dos vías principales: asimilación por las propias plantas del sistema y proceso de nitrificación/desnitrificación (CENTA, 2010), para esto es fundamental que existan concentraciones de oxígeno disuelto superiores a 1 mg/L, un nivel estable de pH entre 6,5 a 8,5 pues valores superiores o inferiores deterioran la eficiencia del tratamiento (Romero, 2013). La remoción de amonio del sistema es alta, probablemente debido al aprovechamiento de las plantas y microorganismos o por el proceso de nitrificación; favorecidos por las condiciones presente en los sistemas (oxígeno disuelto mayor a 1 mg/L y pH neutro).

Los sistemas con cobertura de 100% de plantas registraron remociones de ortofosfato de 6,4 - 79,6 %; manifestando una mejor eficiencia que el sistema con 50% (3,6 - 36,2 %); pero por lo general en estos sistemas la remoción fue más significativa que en el sistema de control (6,6 - 45,4 %). El fósforo puede ser absorbido por las plantas en diferentes formas iónicas que se integrarán al metabolismo principalmente en el proceso de fotosíntesis, razón por la cual disminuye su concentración en el agua en su paso por los humedales. La alta capacidad de absorber nutrientes de las especies flotantes se ha reconocido desde la antigüedad. La gran productividad de

algunos de estas especies y el alto contenido de N y P en sus tejidos hacen que estas sean muy adecuadas para reducir los niveles de estos nutrientes en los efluentes (Sánchez, 2010).

Los porcentajes de remoción de los compuestos de nitrógeno y ortofosfatos obtenidos en esta investigación fueron superiores a los que registró Zhang (2008) en su proyecto; los efectos interactivos en la remoción de nutrientes como el nitrógeno y el fósforo en un sistema wetland que simulaba aguas residuales y utilizaba *Schoenoplectus validus*, fueron remociones entre 19 y 42% para N y entre 4 y 39% para el P. Además, en otro estudio titulado “Remoción del nitrógeno y fósforo en aguas residuales en un humedales construidos de flujo horizontal con siembras de *Iris pseudacorus*” (Yousefi y Mohseni, 2010), se alcanzó a remover entre 31,4 a 49,4% NTK, la efectividad de remoción de $\text{NH}_4\text{-N}$ fue de 21,6 a 43,0%, para -N fueron de 21,6 a 62,5% y para P fue de 5 a 12%.

Con relación a los coeficientes de correlación en las Tablas 11, 12, y 13 se observó que en el sistema de cobertura 100% el nitrato presentó correlación significativa con la conductividad eléctrica ($r=0,647$; $p<0,05$), con la salinidad ($r=0,648$; $p<0,05$), con el nitrito ($r=0,947$; $p<0,05$), con la demanda bioquímica de oxígeno ($r=0,673$; $p<0,05$). Lo mismo ocurrió el con el nitrito, que registró correlación significativa con la conductividad eléctrica ($r=0,601$; $p<0,05$), con la salinidad ($r=0,580$; $p<0,05$), con el nitrato ($r=0,947$; $p<0,05$), y con la DBO_5 ($r=0,597$; $p<0,05$). El amonio no presentó correlación con otra variable, y el ortofosfato sólo presentó correlación significativa con la conductividad eléctrica ($r=0,618$; $p<0,05$) y con la salinidad ($r=0,597$; $p<0,05$). En el sistema con 50% de cobertura con plantas, el nitrato, el amonio y el ortofosfato no presentaron correlaciones con otra variable, pero el nitrito sí presentó correlación significativa con la conductividad eléctrica ($r=0,702$; $p<0,05$), con la salinidad ($r=0,665$; $p<0,05$), y con los sólidos fijos ($r=0,610$; $p<0,05$). En el sistema de control, el nitrato presentó correlación significativa con los coliformes fecales ($r=0,841$; $p<0,05$); mientras que el nitrito no registró correlación significativa. El amonio y el ortofosfato presentaron correlaciones significativas recíprocas entre sí con un coeficiente de ($r=0,659$; $p<0,05$). La volatilización, la absorción y oxidación de amoníaco en nitrato en el proceso de nitrificación por las plantas y los microbios son las vías principales de eliminación de amoníaco en el sistema. Aunque las plantas emergentes son los componentes más obvios del sistema, las aguas residuales se tratan mediante una

serie de procesos como la sedimentación, filtración, adsorción, formación de compuestos sólidos, y reacción de microbios (Muntanz *et al.*, 2014).

3.1.5 Demanda química de oxígeno y demanda bioquímica de oxígeno

Las mediciones de la DQO mostraron un comportamiento similar en los sistemas de tratamiento con plantas (50 y 100% de cobertura); ambos presentaron un valor máximo de 74,666 mg/L y mínimo de 32,333 mg/L, y medias de 55,633 mg/L para el sistema con cobertura de 100% y 45,466 mg/L para el de 50% de cobertura (Figura 31). Estas mediciones fueron menores que las registradas en el sistema de control (46,000 y 113,333 mg/L) y el agua de entrada (95,000 y 449,000 mg/L). Al analizar las medias entre estos dos últimos sistemas se determinó que la carga de materia orgánica media del control (75,933 mg/L) fue menor que la del agua residual de entrada (212,600 mg/L). Esto permitió determinar que la capacidad de remoción de la DQO se debe a la actividad biológica del sistema (Rodríguez y Durán, 2006); o en otras palabras, a los microorganismos presentes que biodegradan la materia orgánica hasta obtener CO₂ y H₂O dependiendo de las condiciones de la oxidación (Romero *et al.*, 2009). En los humedales artificiales, la carga de DQO de las aguas residuales afecta la difusión de oxígeno (Vymazal, 2002).

Al establecer las comparaciones del valor máximos permisibles de la norma (400 mg/L), con los valores máximos de los efluentes de los sistemas de tratamiento (Tabla 10), se observa que el 100% de las mediciones se encuentran por debajo del estándar de DQO establecido.

La DBO₅ registró valores menores de 41,000 mg/L en todos los sistemas (con plantas y control); además los resultados indican que los sistemas tratados con *Eichhornia crassipes* registraron valores de DBO₅ ligeramente menores a los del sistema de control. En los sistemas con 100% de cobertura de plantas se encontraron valores promedios de DBO₅ de 18,344 mg/L; en los sistemas con 50% de cobertura valores de 21,281 mg/L y en los sistemas de control valores de 28,747 mg/L. En la Figura 32 se observa que durante todo el monitoreo la demanda bioquímica de oxígeno del agua residual de entrada fue más alta que en los sistemas de tratamiento con media de 95,372 mg/L, y máximo de 154,200 mg/L. La DBO₅ soluble es removida por el crecimiento microbiano. Debido a que las mediciones de DBO₅ registradas en los sistemas de tratamiento fueron menores a 200 mg/L, se está cumpliendo con la normativa legal vigente en Colombia (Tabla 10). El día

21 de noviembre el agua residual de entrada presentó una alta carga de materia orgánica debido al incremento de sólidos orgánicos, nutrientes y materia fecal generados por la actividad doméstica.

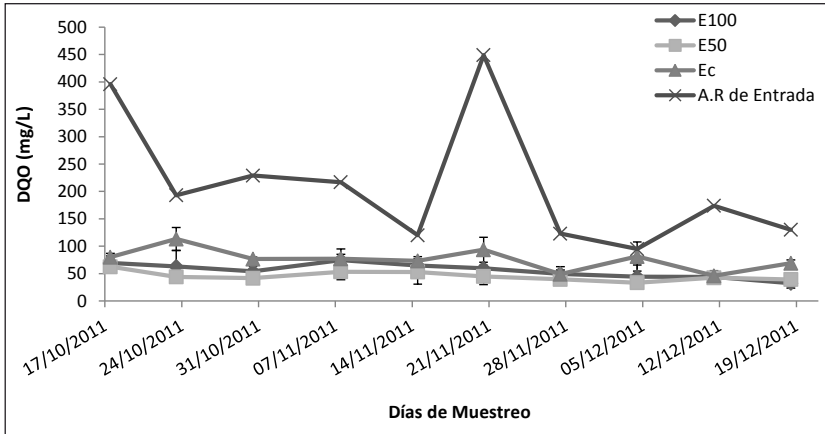


Figura 31. Comportamiento de la demanda química de oxígeno durante el tratamiento biológico con *Eichhornia crassipes*, empleando diferentes coberturas con plantas en el sistema y una tasa de renovación de 25%. E100 y E50 %: sistemas con 100 y 50 % de cobertura con plantas, E_c: sistema control (sin plantas), A.R de Entrada: agua residual de entrada. Las barras verticales indican la media aritmética \pm desviación estándar para n=3.

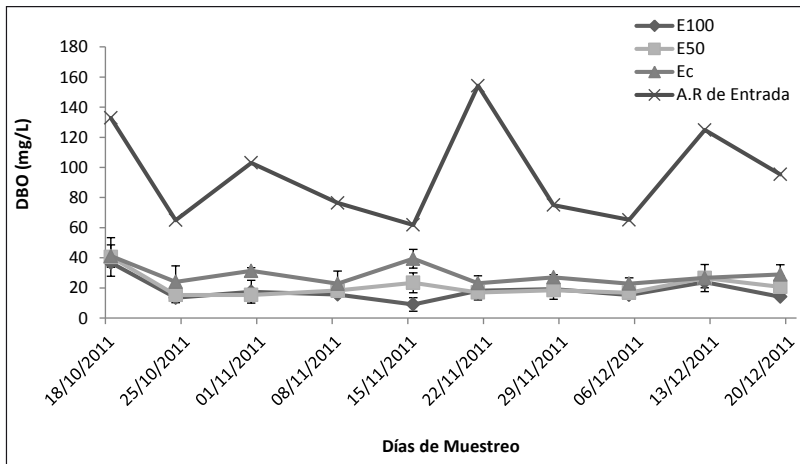


Figura 32. Comportamiento de la demanda bioquímica de oxígeno durante el tratamiento biológico con *Eichhornia crassipes*, empleando diferentes coberturas con plantas en el sistema y una tasa de renovación de 25%. E100 y E50 %: sistemas con 100 y 50 % de cobertura con plantas, E_c: sistema control (sin plantas), A.R de Entrada: agua residual de entrada. Las barras verticales indican la media aritmética \pm desviación estándar para n=3.

En la Tabla 15 se observa que la demanda bioquímica de oxígeno y la demanda química de oxígeno registraron remociones en todas las semanas del monitoreo. Acerca de la demanda química de oxígeno en los sistemas tratados con la *Eichhornia crassipes*, la eficiencia fue mayor (valores entre 50,2 y 91,1%) que en los sistemas de control (valores entre 21,9 y 89,0%); esto mismo ocurrió en la remoción de la demanda bioquímica de oxígeno, con eficiencias de remoción comprendidas entre 59,2 y 89,8% para los sistemas con plantas y entre 48,4 y 81,8% para el control. Estos resultados superan lo reportado por Conte *et al.* (2001) y Kao *et al.* (2001), quienes reportaron porcentajes de remoción de DQO entre 50 y 70 %; pero coinciden con los reportados por Li *et al.* (2005) quienes obtuvieron remociones de DQO del 90% en un estudio de tratamiento continuo de agua de producción petrolera con una bacteria degradadora de hidrocarburos. Valipour (2009) registró eficiencias de remoción de DBO₅ parecidas a la de este estudio con porcentajes de 86,5% en su proyecto de un sistema de humedales para tratamiento de agua residual doméstica usando *Phragmites sp.*

Tabla 15.

Porcentajes de remoción de la demanda química de oxígeno (DQO) y la demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅), para cada uno de los tratamientos durante la fase de renovación del 25% del efluente.

Días de Muestreo	% de Remoción (DQO)			% de Remoción (DBO ₅)		
	Tratam. 100% plantas	Tratam. 50% plantas	Control	Tratam. 100% plantas	Tratam. 50% plantas	Control
18/10/2011	78,5	80,7	75,3	76,3	73,8	73,4
24/10/2011	84,0	88,8	71,3	89,8	88,4	81,8
31/10/2011	72,0	78,4	60,2	73,0	76,3	51,7
08/11/2011	67,3	76,7	66,3	84,7	82,2	77,9
15/11/2011	70,0	75,5	66,2	88,0	69,3	48,4
21/11/2011	50,2	62,5	21,9	70,6	72,4	62,5
28/11/2011	88,9	91,1	89,0	87,4	88,0	82,4
05/12/2011	63,9	72,9	33,8	79,4	77,4	69,5
12/12/2011	53,6	55,0	51,5	63,2	59,2	59,0
19/12/2011	81,4	77,3	60,3	88,6	83,3	76,8

De acuerdo con Sánchez (2010), los microorganismos asociados a la zona radicular contribuyen de forma significativa a la remoción de la DBO₅

del agua porque aprovechan el oxígeno transportado desde las hojas a las raíces de las plantas. Así, la eficiencia en la eliminación de materia orgánica está directamente relacionada con la densidad de cobertura y la profundidad del agua.

Las Tablas 11, 12, y 13 muestran que en el sistema con cobertura de plantas de 100%, la demanda química de oxígeno presentó una correlación inversamente proporcional con el pH ($r = -0,594$; $p < 0,05$), debido el oxígeno disuelto disminuye a que medida que aumentaba el pH y por ende las bacterias degradadoras de la materia orgánica; y la demanda bioquímica presentó correlaciones significativas con el nitrato ($r = 0,648$; $p < 0,05$), y con el nitrito ($r = 0,947$; $p < 0,05$). En el sistema con 50% de cobertura con plantas la DQO no presentó correlación con ninguna otra variable, pero la DBO₅ si presentó correlación significativa con los Coliformes fecales ($r = 0,600$; $p < 0,05$); este hecho es lógico si se considera que la oxidación de la materia orgánica no es el único fenómeno que tiene lugar en la biodegradación: además están la oxidación de nitrito y el consumo de oxígeno por los procesos de asimilación y formación de nuevas células; dado lo anterior la reducción de la DBO₅ depende del papel que jueguen las raíces de las plantas en la matriz sustrato-raíz y la diferencia en la composición microbiana del sustrato debido a la presencia de plantas (Lekeufack *et al.*, 2012). En el sistema de control la DQO y la DBO₅ no presentaron correlación significativa.

3.1.6 Sólidos

Los valores más altos de sólidos suspendidos totales se registraron en el agua de entrada y en los sistemas de control; la primera registró una curva de valores de SST variada con picos de 82,000 mg/L y promedio de 36,200 mg/L, mientras que en los sistemas de control se presentaron mediciones de rangos entre 3,333 y 48,6666 mg/L, con media de 24,200 mg/L. En los sistemas experimentales tratados con las plantas los niveles de SST registrados fueron menores a 33,333 mg/L, con mediciones promedios de 17,466 mg/L para el de 100% de cobertura con plantas y de 14,000 mg/L para el de 50% de cobertura (Figura 33). El día 21 de noviembre el agua de entrada presentó una mayor concentración de SST debido al incremento de materia orgánica y condiciones climáticas. Al desarrollar las comparaciones entre los valores de SST establecidos en la normativa (200 mg/L) y los valores máximos obtenidos durante el muestreo en los efluentes de los sistemas

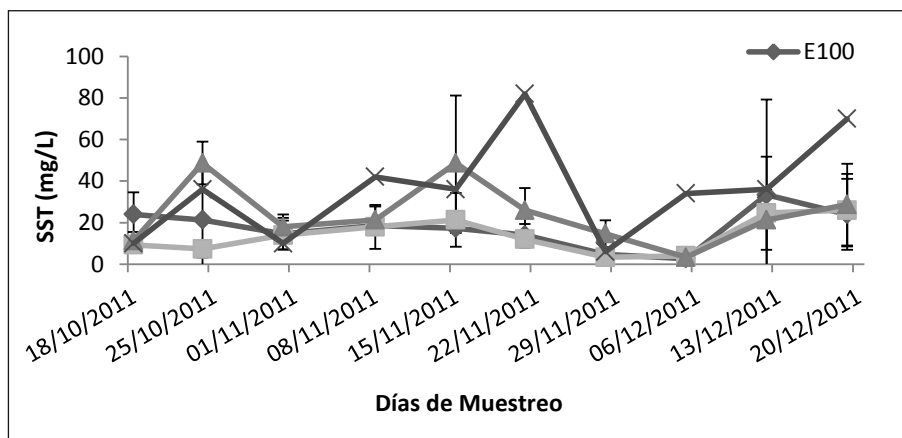


Figura 33. Comportamiento de los sólidos suspendidos totales durante el tratamiento biológico con *Eichhornia crassipes*, empleando diferentes coberturas con plantas en el sistema y una tasa de renovación de 25%. E100 y E50 %: sistemas con 100 y 50 % de cobertura con plantas, E_c: sistema control (sin plantas), A.R de Entrada: agua residual de entrada. Las barras verticales indican la media aritmética \pm desviación estándar para n=3.

con plantas acuáticas *E. crassipes*, se determinó que durante esta fase los valores registrados no excedieron los límites de la norma.

Los resultados de los SSV presentados en la Figura 34 muestran que los sistemas tratados con *Eichhornia crassipes* registraron una distribución de valores similares a los de control. Se determinaron valores mínimos de 21,333; 34,000 y 31,333 mg/L en los sistemas con 100 y 50 % de cobertura y los sistemas de control; siendo sus valores máximos respectivos de 86,666; 101,333 y 79,333 mg/L. El agua residual de entrada presentó una carga de SSV mayor con relación a los demás sistemas, con cargas máximas hasta de 240,000 mg/L. El día 31 de octubre y 21 de noviembre el agua de entrada presentó episodios en donde el nivel de SSV y SST se incrementaron por la presencia de material particulado o sedimentos que fueron arrastrados por aguas de escorrentía debido a la presencia de lluvias en la ciudad.

En los sistemas de 100% de cobertura con las plantas se encontraron valores de SSF mínimos de 248,667 mg/L y máximos de 559,333 mg/L; en los sistemas con 50% de cobertura se encontraron valores de sólidos fijos mínimos de 226,000 mg/L y máximos de 539,333 mg/L; y en los sistemas de control los valores de sólidos fijos mínimos y máximos fueron 184,667 y 555,333 mg/L. Los valores promedios de sólidos fijos para los sistemas con

100 y 50% de cobertura y los sistemas de control fueron 429,133; 391,733 y 394,333 mg/L respectivamente. La Figura 35 muestra que las mediciones de SSF del agua residual de entrada muestran resultados por encima de las de los sistemas de tratamiento y de control, con variaciones comprendidas entre 212,000 y 778,000 mg/L.

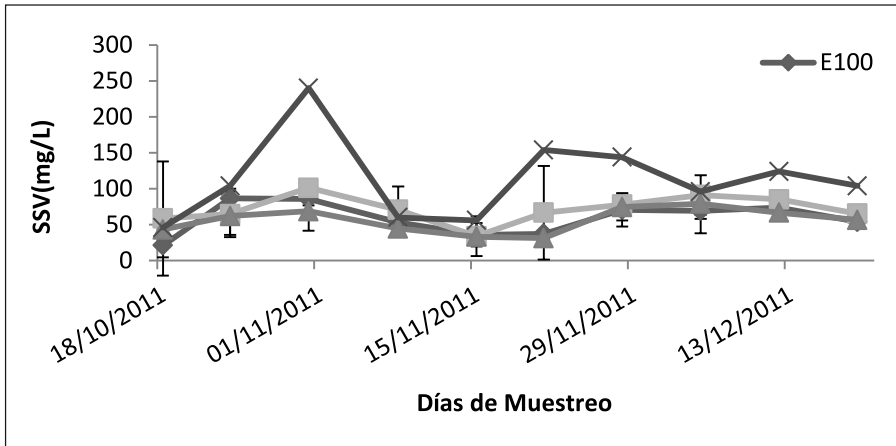


Figura 34. Comportamiento de los sólidos suspendidos volátiles durante el tratamiento biológico con *Eichhornia crassipes*, empleando diferentes coberturas con plantas en el sistema y una tasa de renovación de 25%. E100 y E50%: sistemas con 100 y 50 % de cobertura con plantas, E_c: sistema control (sin plantas), A.R de Entrada: agua residual de entrada. Las barras verticales indican la media aritmética \pm desviación estándar para n=3.

Los sólidos en suspensión es un parámetro importante para tomar en cuenta en las aguas residuales al momento de considerar una opción para el tratamiento, debido a que las pequeñas partículas coloidales pueden portar gérmenes patógenos; además la turbidez produce una falta de penetración de la luz natural y esto modifica la flora y fauna subacuática (Anzar, 2000). Los sólidos orgánicos sedimentables son eliminados rápidamente en el sistema experimental mediante condiciones de reposo, deposición y filtración (Mumtaz *et al.*, 2014). Se puede ver en la curva que el agua residual de entrada presentó un incremento de los valores de SSF en los últimos días de monitoreo porque en estas épocas del año en donde disminuye la temperatura se genera una fuente interna de materia orgánica disuelta proveniente de aguas lluvias.

En la Tabla 16 se aprecia una mejor eficiencia de remoción de los sólidos suspendidos totales con relación a los volátiles y fijos en especial en

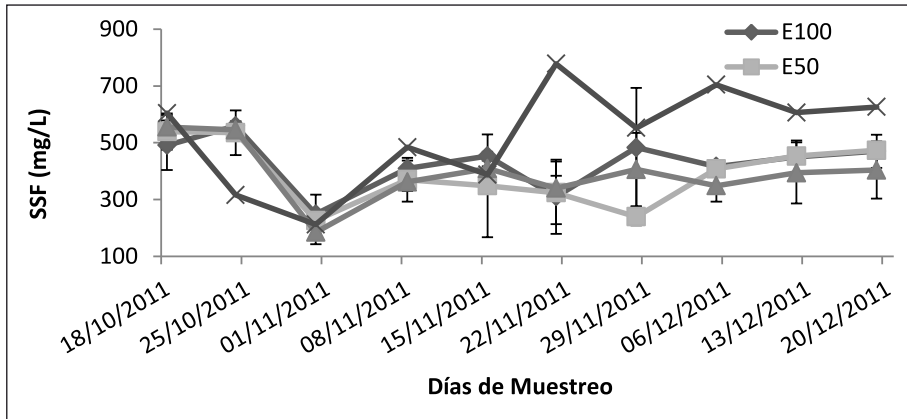


Figura 35. Comportamiento de los sólidos suspendidos fijos durante el tratamiento biológico con *Eichhornia crassipes*, empleando diferentes coberturas con plantas en el sistema y una tasa de renovación de 25%. E100 y E50 %: sistemas con 100 y 50% de cobertura con plantas, E_c: sistema control (sin plantas), A.R de Entrada: agua residual de entrada. Las barras verticales indican la media aritmética \pm desviación estándar para n=3.

los sistemas tratados con las plantas acuáticas, obteniendo porcentajes de remoción hasta de 95,9% en el sistema 50% con cobertura y de 94,3% en de cobertura de 100%; y en los sistemas de control de 82,1%. Los SSV presentaron una remoción similar en los sistemas de tratamiento con plantas y los de control, con eficiencias máximas de hasta 77,7 en el sistema 100% de cobertura y 81,3 % en el sistema control. Con respecto a los SSF el estanque cubierto en un 50% con planta obtuvo mejor eficiencia (69,2%), que el sistema de cobertura total (37,8%) y el de control (47,8%). Generalmente los sólidos en suspensión se componen de un 68% de sólidos orgánicos de origen vegetal o animal y de un 32% de sólidos inorgánicos como el nitrógeno, el fósforo y el azufre; se infiere entonces que la baja remoción de sólidos en los sistemas con plantas es debido a los residuos de hojas, tallos y raíces de las plantas que continuamente están en proceso de degradación. Los humedales son capaces de proporcionar una alta eficiencia física en la remoción de contaminantes asociados con material particulado debido a que el agua superficial se mueve muy lentamente a través de los humedales, gracias al flujo laminar característico de este sistema y a la resistencia proporcionada por las raíces y las plantas flotantes (Diaz *et al.*, 2012). En un estudio de un sistema de humedales usando *Phragmites* sp. (Valipour, 2009), se determinaron porcentajes de remoción de los sólidos suspendidos totales de 73,1%, valores un poco menores a los de este estudio.

Tabla 16.

Porcentajes de remoción de los sólidos suspendidos totales, volátiles y fijos, para cada uno de los tratamientos durante la fase de renovación del 25% del efluente.

Días de Muestreo	% de Remoción (SST)		% de Remoción (SSV)		% de Remoción (SSF)	
	Tratam. 100% plantas	Tratam. 50% plantas	Tratam. 100% plantas	Tratam. 50% plantas	Tratam. 100% plantas	Tratam. 50% plantas
18/10/2011	-	48,1	68,1	12,4	35,3	6,2
24/10/2011	-	26,6	-	-	-	11,3
31/10/2011	59,2	61,1	17,3	2,5	33,9	28,4
08/11/2011	-	-	77,7	70,5	81,3	-
15/11/2011	58,7	49,2	40,0	43,3	44,4	27,9
21/11/2011	61,1	66,6	33,3	-	44,0	16,4
28/11/2011	94,3	95,9	54,1	49,3	51,5	69,2
05/12/2011	55,5	33,3	51,8	36,5	44,9	26,0
12/12/2011	1,9	27,4	22,9	11,1	30,5	35,6
19/12/2011	33,3	27,7	56,4	47,3	54,3	21,8

- : No se registró remoción en la concentración de los parámetros evaluados.

Los SST, SSV y SSF no presentan correlación significativa con otro parámetro según la Tabla 11 en el sistema de cobertura 100%; mientras que en la Tabla 12 que muestra el sistema de 50% de cobertura, se observa el mismo resultado: que los sólidos suspendidos totales y volátiles tampoco presentan correlación, pero hay una diferencia: los sólidos fijos si mostraron correlación significativa con el nitrato ($r= 0,610$; $p<0,05$). Mientras, en el sistema control (Tabla 13) se pudo determinar que existió una correlación significativa entre los sólidos fijos y la alcalinidad total ($r= 0,578$; $p<0,05$) y el cloruro ($r= 0,637$; $p<0,05$). En los sistemas con plantas los sólidos guardaban correlación directamente proporcional con los compuestos inorgánicos como el nitrato.

3.1.7 Coliformes

Las mediciones de coliformes totales presentes en los sistemas con plantas fueron mayores que las del sistema de control debido a la muerte de dichas bacterias por incidencia directa de los rayos solares, pero menores que la del agua de entrada la cual registró valores entre 160.000 y 160.000.000 NMP/100 mL, con media de 21.088.000 NMP/100 mL. Valores de 107.767 NMP/100 mL fueron registrados en los sistemas de cobertura de 100% con plantas los primeros días de monitoreo, hasta disminuir a valores de 1.933 NMP/100 mL en los últimos días. Mediciones más variadas se encontraron en los sistemas de 50%, con rangos comprendidos entre 1.733 a 55.200 NMP/100 mL, y media de 27.000 NMP/100 mL. En el sistema de control el 60% de las mediciones presentaron valores por debajo de 3000 NMP/100 mL, siendo el valor máximo para dicho sistema de 75.000 NMP/100 mL (Figura 36). Comparaciones entre los valores de Coliformes totales fijados en la norma 20.000 NMP/100 mL y los obtenidos en los efluentes de los sistemas con plantas acuáticas indican que en esta fase algunos valores sí excedieron los límites de vertimiento establecidos de la normativa legal vigente en Colombia.

Los microorganismos del grupo Coliformes fecales registraron el mismo valor mínimo de 180 NMP/100 mL en los tres sistemas de tratamientos (plantas y control), pero diferentes valores máximos: 3.227 NMP/100 mL para el sistema cubierto en un 100% con *Eichhornia crassipes*, 20.067 para el sistema en un 50% y 11.433 NMP/100 mL para el de control; las medias en el mismo orden fueron de 1.246, 2.975 y 1.739 NMP/100 mL, lo que permite afirmar que los coliformes presentaron un comportamiento semejante

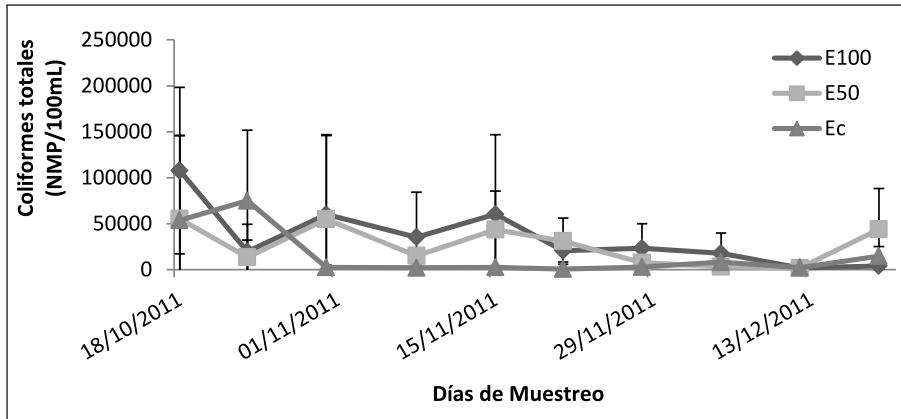


Figura 36. Comportamiento de Coliformes totales durante el tratamiento biológico con *Eichhornia crassipes*, empleando diferentes coberturas con plantas en el sistema y una tasa de renovación de 25%. E100 y E50 %: sistemas con 100 y 50% de cobertura con plantas, E_c: sistema control (sin plantas). Las barras verticales indican la media aritmética ± desviación estándar para n=3.

en los diferentes sistemas. En el agua residual de entrada se encontraron valores de Coliformes fecales superiores a los del sistema de tratamiento y de control, con media de 272.800 NMP/100 mL (Figura 37). La norma (Tabla 10) establece como valor límite máximo permisible de Coliformes fecales 2.000 NMP/100 mL para vertimientos de aguas residuales domésticas, este

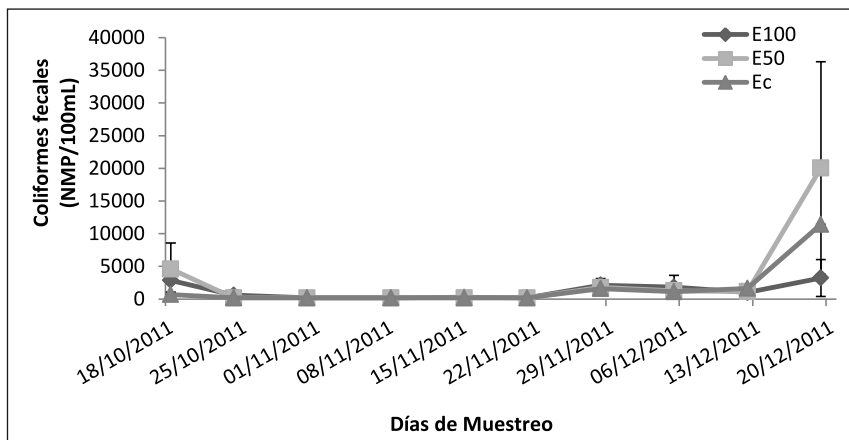


Figura 37. Comportamiento de Coliformes fecales durante el tratamiento biológico con *Eichhornia crassipes*, empleando diferentes coberturas con plantas en el sistema y una tasa de renovación de 25%. E100 y E50 %: sistemas con 100 y 50% de cobertura con plantas, E_c: sistema control (sin plantas). Las barras verticales indican la media aritmética ± desviación estándar para n=3.

valor fue excedido durante todo el periodo de muestreo en el sistema de cobertura de 100% con plantas y el sistema de control; y aunque en el sistema de cobertura de 50% con plantas también se excedió el valor máximo permisible mostró un mejor comportamiento, al excederse solo el 90% de las semanas monitoreadas.

Los Coliformes son bacterias principalmente asociadas con los desechos humanos y animales que proporcionan una medida de la contaminación del agua causada por la materia fecal. Su presencia está relacionada directamente a la cantidad de nutrientes presentes y temperatura idóneas que la convierten en un ambiente ideal para su proliferación (Barbecho y Bósquez, 2008); lo que se relaciona con el alto número de coliformes presentes en el agua residual de entrada (272.800 NMP/100 mL).

Tabla 17.

Porcentajes de remoción de Coliformes totales y fecales, para cada uno de los tratamientos durante la fase de renovación del 25% del efluente.

Días de Muestreo	% Remoción (Coliformes totales)			% Remoción (Coliformes fecales)		
	Tratam. 100% plantas	Tratam. 50% plantas	Control	Tratam. 100% plantas	Tratam. 50% plantas	Control
18/10/2011	99,9	99,9	99,9	99,7	97,7	99,9
24/10/2011	99,9	99,9	99,9	99,9	99,9	99,9
31/10/2011	99,6	99,6	99,9	99,8	99,8	99,8
08/11/2011	92,4	96,7	99,5	99,1	99,1	99,1
15/11/2011	99,6	99,7	99,9	99,7	99,8	99,8
21/11/2011	99,8	99,8	99,9	99,5	99,5	99,5
28/11/2011	90,6	96,9	98,8	89,3	91,1	92,0
05/12/2011	88,8	97,9	94,8	93,4	95,4	95,9
12/12/2011	99,5	99,6	99,5	99,7	99,6	99,5
19/12/2011	99,6	96,3	98,7	99,0	91,8	96,5

Con relación a las coliformes, todos los tratamientos y el control (con y sin plantas) registraron un porcentaje de remoción superior al 99% con relación al agua residual de entrada suministrada semanalmente (Tabla 17). La remoción de Coliformes se logra por diferentes mecanismos, destacando la adsorción por las partículas coloidales y la subsiguiente aglomeración

que lleva las bacterias al fondo de los sistemas de tratamiento, la toxicidad que ejercen los antibióticos de las raíces de las plantas y la acción depredadora de bacteriófagos y protozoos (Sánchez, 2011). Estos porcentajes de remoción concuerdan con el rango de eficiencia de 96,0 a 98,5% presentado por León y Lucero (2009), en su estudio utilizando *Eichhornia crassipes*, *Azolla filiculoides* y *Lemna gibba*, para el tratamiento de aguas residuales domésticas aplicadas a sistemas unifamiliares y comunitarios en el cantón Cotacachi, Ecuador.

Los Coliformes totales sólo obtuvieron correlación significativa en el sistema cubierto 50% con plantas y tasa de renovación de 25% del efluente con la variable de Coliformes fecales ($r= 0,638$; $p<0,05$), y los Coliformes fecales presentaron correlación en el mismo sistema con la demanda bioquímica de oxígeno ($r= 0,600$; $p<0,05$) y los Coliformes totales ($r= 0,638$; $p<0,05$), además, en el grupo control con el nitrato ($r= 0,841$; $p<0,05$); esto es lógico debido a que la supervivencia de las bacterias en los sistemas dependen de la existencia de nutrientes y materia orgánica que le permitan alimentarse, y a su vez degradarla.

3.2. Tratamiento con *Eichhornia crassipes*: tasa de renovación 50% del efluente.

En la Tabla 18 se presentan los resultados de los valores máximos, mínimos, medios y límites de vertimiento establecidos en la normativa legal vigente en Colombia para los diferentes parámetros fisicoquímicos estudiados; y en las Tablas 19, 20, y 21 los resultados obtenidos del análisis de correlación entre las diferentes variables fisicoquímicas y las diferentes concentraciones resultantes del proceso biológico en los sistemas con plantas y el control en función de la tasa de renovación (50%).

Tabla 18.

Valores máximos, mínimos y medios de los diferentes parámetros fisicoquímicos en los sistemas de tratamiento (con plantas) y de control, la tasa de renovación de 50% del efluente y límites de vertimiento establecidos en la normativa Colombiana.

Parámetro	Sistema	Máximo	Mínimo	Media	Norma [†]
pH	E100%	8,135	6,870	7,437	5-9 unidades
	E50%	8,295	6,910	7,578	
	Control	8,890	7,460	8,230	
	A.R de Ent.	7,830	7,110	7,535	
Temperatura (°C)	E100%	33,833	24,433	27,875	< 40 °C
	E50%	32,866	24,333	27,657	
	Control	32,366	23,100	27,324	
	A.R de Ent.	29,900	24,300	28,140	
Conductividad eléctrica (μS/cm)	E100%	1967,000	168,633	1291,488	NA
	E50%	1976,666	167,866	1293,496	
	Control	2004,666	172,033	1299,123	
	A.R de Ent.	2310,000	771,000	1389,100	
Alcalinidad total (mgCCaO ₃ /L)	E100%	446,113	81,900	161,774	NA
	E50%	429,123	91,000	174,542	
	Control	503,110	91,000	178,591	
	A.R de Ent.	253,700	109,200	207,948	
Oxígeno disuelto (mg/L)	E100%	5,510	0,146	1,800	NA
	E50%	3,946	0,123	1,351	
	Control	6,516	0,133	2,096	
	A.R de Ent.	0,750	0,170	0,404	
Salinidad (‰)	E100%	0,833	0,400	0,611	NA
	E50%	0,866	0,400	0,605	
	Control	0,833	0,400	0,594	
	A.R de Ent.	1,000	0,100	0,600	
Cloruro (mg/L)	E100%	186,667	119,333	155,556	500 mg/L
	E50%	188,333	107,000	149,889	
	Control	184,667	102,333	145,444	
	A.R de Ent.	220,000	85,000	141,667	
Nitrato (mg/L)	E100%	15,667	0,046	4,201	2 mg/L
	E50%	19,000	0,367	6,153	
	Control	10,333	0,333	4,230	
	A.R de Ent.	6,000	0,300	1,690	
Nitrito (mg/L)	E100%	4,100	0,010	0,834	2 mg/L
	E50%	5,967	0,010	1,251	
	Control	9,567	0,126	4,510	
	A.R de Ent.	2,400	0,080	0,562	

Tabla 18. (Continuación).

Parámetro	Sistema	Máximo	Mínimo	Media	Norma*
Amonio (mg/L)	E100%	0,093	0,001	0,020	
	E50%	0,116	0,001	0,031	
	Control	0,156	0,001	0,041	
	A.R de Ent.	0,140	0,020	0,060	
Ortofosfato (mg/L)	E100%	5,200	0,106	0,915	5 mg/L
	E50%	6,213	0,870	2,119	
	Control	6,286	1,650	2,647	
	A.R de Ent.	4,300	1,380	2,810	
DQO (mg/L)	E100%	280,333	25,000	95,467	400 mg/L
	E50%	240,666	32,000	91,400	
	Control	352,333	52,333	117,867	
	A.R de Ent.	386,000	163,000	255,600	
DBO ₅ (mg/L)	E100%	141,543	13,000	57,450	200 mg/L
	E50%	128,700	21,400	59,320	
	Control	150,667	23,800	68,388	
	A.R de Ent.	197,400	108,000	138,837	
SST (mg/L)	E100%	112,000	9,333	41,567	200 mg/L
	E50%	268,000	4,667	53,400	
	Control	54,667	3,333	27,133	
	A.R de Ent.	94,000	8,000	49,200	
SSV (mg/L)	E100%	264,667	46,000	135,133	NA
	E50%	346,667	54,667	176,267	
	Control	305,333	52,667	148,067	
	A.R de Ent.	398,000	26,000	162,800	
SSF (mg/L)	E100%	1121,333	436,667	771,800	NA
	E50%	1033,333	470,667	753,400	
	Control	991,333	446,667	709,867	
	A.R de Ent.	1160,000	286,000	667,600	
Coliformes totales (NMP/100 mL)	E100%	156.667	1.310	39.358	20.000 NMP/ 100 MI
	E50%	255.000	1.393	63.675	
	Control	203.333	2.066	41.024	
	A.R de Ent.	160.000.000	470.000	40.647.000	
Coliformes fecales (NMP/100 mL)	E100%	48.667	277	10.786	2.000 NMP/ /100 mL
	E50%	44.333	187	11.836	
	Control	34.333	180	7.887	
	A.R de Ent.	35.000.000	470.000	10.569.700	

E100%: sistema con 100% de cobertura de plantas, E50%: sistema con 50% de cobertura de plantas, Control: sistema sin plantas, A.R de Ent.: agua residual de entrada, NA: no asignado, y Norma**: Decreto 1594 de 1984 (Colombia).

Tabla 19.

Coefficientes de correlación para las variables estudiadas en el sistema de tratamiento 100% cubierto con plantas acuáticas al aplicar la tasa de renovación de 50% del efluente para $n=10$, $p<0,05$ y $r_{teórico}=0,576$.

Variabes	pH	T	CE	AT	OD	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	NH ₄ ⁺	PO ₄ ³⁻	DQO	DBO ₅	SST	SSV	SSF	CT	CF
pH	-	NS	-0,721	0,763	NS	NS	NS	0,784	0,738	NS	NS	NS	0,601	NS	NS	NS
T	NS	-	NS	NS	-0,745	NS	NS	NS	NS	NS	-0,583	NS	NS	NS	-0,579	-0,652
CE	-0,721	NS	-	-0,805	NS	NS	NS	-0,859	-0,611	NS	-0,623	NS	NS	NS	-0,588	NS
AT	0,763	NS	-0,805	-	NS	NS	NS	0,857	0,922	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
OD	NS	-0,745	NS	NS	-	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
NO ₃ ⁻	NS	NS	NS	NS	NS	-	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
NO ₂ ⁻	NS	NS	NS	NS	NS	NS	-	NS	NS	NS	NS	NS	0,658	NS	NS	NS
NH ₄ ⁺	0,784	NS	-0,859	0,857	NS	NS	NS	-	0,769	NS	NS	NS	NS	NS	0,624	NS
PO ₄ ³⁻	0,738	NS	-0,611	0,922	NS	NS	NS	0,769	-	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
DQO	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	-	0,939	NS	NS	NS	NS	NS
DBO ₅	NS	0,583	-0,623	NS	NS	NS	NS	NS	NS	0,939	-	NS	NS	NS	NS	NS
SST	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	-	NS	NS	NS	NS
SSV	0,601	NS	NS	NS	NS	NS	0,658	NS	NS	NS	NS	NS	-	NS	NS	NS
SSF	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	-	NS	NS
CT	NS	-0,579	-0,588	NS	NS	NS	NS	0,624	NS	NS	NS	0,628	NS	NS	-	0,852
CF	NS	-0,652	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	0,622	NS	NS	0,852	-

T: temperatura, CE: conductividad eléctrica, AT: alcalinidad total, OD: oxígeno disuelto, NO₂⁻: nitrito, NO₃⁻: nitrato, NH₄⁺: amonio, PO₄³⁻: ortofosfato, DQO: demanda química de oxígeno, DBO₅: demanda bioquímica de oxígeno, SST: sólidos suspendidos totales, SSV: sólidos suspendidos volátiles, SSF: sólidos suspendidos fijos, CT: Coliformes totales, CF: Coliformes fecales, NS: no significativo.

Tabla 20.

Coefficientes de correlación para las variables estudiadas en el sistema de tratamiento 50% cubierto con plantas acuáticas, al aplicar la tasa de renovación de 50% del efluente, para $n=10$, $p<0,05$ y $r_{teórico}=0,576$.

Variables	pH	T	CE	AT	OD	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	NH ₄ ⁺	PO ₄ ³⁻	DQO	DBO ₅	SST	SSV	SSF	CT	CF
pH	-	NS	-0,745	0,754	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	0,623	NS	NS	NS
T	NS	-	NS	NS	-0,636	NS	NS	NS	NS	NS	NS	-0,674	NS	NS	NS	-0,593
CE	-0,745	NS	-	-0,761	NS	NS	NS	NS	NS	NS	-0,749	NS	NS	NS	NS	-0,688
AT	0,754	NS	-0,761	-	NS	NS	NS	0,596	0,795	NS	0,673	NS	NS	NS	0,605	0,576
OD	NS	-0,636	NS	NS	-	NS	NS	NS	NS	NS	NS	0,587	NS	NS	NS	NS
NO ₃ ⁻	NS	NS	NS	NS	NS	-	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
NO ₂ ⁻	NS	NS	NS	NS	NS	NS	-	0,627	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
NH ₄ ⁺	NS	NS	NS	0,596	NS	NS	0,627	-	NS	0,643	0,618	NS	NS	NS	0,722	NS
PO ₄ ³⁻	NS	NS	NS	0,795	NS	NS	NS	NS	-	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
DQO	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	0,643	NS	-	0,848	NS	NS	NS	0,597	NS
DBO ₅	NS	NS	-0,749	0,673	NS	NS	NS	0,618	NS	0,848	-	NS	NS	NS	0,634	0,588
SST	NS	-0,674	NS	NS	0,587	NS	NS	NS	NS	NS	NS	-	NS	NS	NS	NS
SSV	0,623	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	-	NS	NS	NS
SSF	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	-	NS	NS
CT	NS	NS	NS	0,605	NS	NS	NS	0,722	NS	0,597	0,634	NS	NS	NS	-	NS
CF	NS	-0,593	-0,688	0,576	NS	NS	NS	NS	NS	NS	0,588	NS	NS	NS	NS	-

T: temperatura, CE: conductividad eléctrica, AT: alcalinidad total, OD: oxígeno disuelto, NO₃⁻: nitrato, NO₂⁻: nitrito, NH₄⁺: amonio, PO₄³⁻: ortofosfato, DQO: demanda química de oxígeno, DBO₅: demanda bioquímica de oxígeno, SST: sólidos suspendidos totales, SSV: sólidos suspendidos volátiles, SSF: sólidos suspendidos fijos, CT: Coliformes totales, CF: Coliformes fecales, NS: no significativo.

Tabla 21.

Coefficientes de correlación para las variables estudiadas en los sistemas de control al aplicar la tasa de renovación de 50% del efluente para $n=10$, $p<0,05$ y $r_{teórico}=0,576$.

Variables	pH	T	CE	AT	OD	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	NH ₄ ⁺	PO ₄ ³⁻	DQO	DBO ₅	SST	SSV	SSF	CT	CF
pH	-	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
T	NS	-	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	-0,643
CE	NS	NS	-	-0,751	NS	NS	NS	NS	0,893	NS	NS	NS	0,590	NS	-0,708	-0,793
AT	NS	NS	-0,751	-	NS	NS	NS	NS	-0,675	NS	NS	NS	-0,600	NS	0,767	0,788
OD	NS	NS	NS	NS	-	NS	NS	0,587	NS	0,733	0,657	NS	NS	-0,651	NS	NS
NO ₃ ⁻	NS	NS	NS	NS	NS	-	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
NO ₂ ⁻	NS	NS	NS	NS	NS	NS	-	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
NH ₄ ⁺	NS	NS	NS	NS	0,587	NS	NS	-	NS	0,619	0,590	0,580	0,583	NS	0,624	NS
PO ₄ ³⁻	NS	NS	-0,675	0,893	NS	NS	NS	NS	-	NS	NS	NS	0,592	NS	0,812	0,688
DQO	NS	NS	NS	NS	0,733	NS	NS	0,619	NS	-	0,937	0,668	NS	NS	NS	NS
DBO ₅	NS	NS	NS	NS	0,657	NS	NS	0,590	NS	0,937	-	0,735	NS	NS	NS	NS
SST	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	0,580	NS	0,668	0,736	-	NS	NS	0,619	NS
SSV	NS	NS	-0,600	0,590	NS	NS	NS	0,583	0,592	NS	NS	NS	-	NS	NS	NS
SSF	NS	NS	NS	NS	0,651	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	-	NS	NS
CT	NS	NS	-0,708	0,767	NS	NS	NS	0,624	0,812	NS	NS	0,619	NS	NS	-	NS
CF	NS	-0,643	-0,793	0,788	NS	NS	NS	NS	0,688	NS	NS	NS	NS	NS	0,598	-

T: temperatura, CE: conductividad eléctrica, AT: alcalinidad total, OD: oxígeno disuelto, NO₂⁻: nitrato, NO₃⁻: amonio, PO₄³⁻: ortofosfato, DQO: demanda química de oxígeno, DBO₅: demanda bioquímica de oxígeno, SST: sólidos suspendidos totales, SSV: sólidos suspendidos volátiles, SSF: sólidos suspendidos fijos, CT: Coliformes totales, CF: Coliformes fecales, NS: no significativo.

3.2.1 pH y alcalinidad total

Se observó que los valores de pH fueron variados durante el monitoreo, presentándose valores más bajos en los sistemas tratados con *E. crassipes* que en los sistemas de control pero que eran similares a los del agua de entrada. Los valores de pH en las aguas residuales de entrada estudiadas presentaron un mínimo de 7,110 y un máximo de 7,830 unidades, con un valor promedio de 7,535. Esto es particularmente importante ya que facilita el tratamiento mediante sistemas biológicos (León y Lucero, 2009). Por su parte, en los sistemas con 100% de cobertura con las plantas se encontraron valores de pH mínimos de 6,870 y máximos de 8,135 unidades; mientras en los sistemas con 50% de cobertura con las plantas el pH mostró valores mínimos de 6,910 y máximos de 8,295 unidades; en los dos sistemas experimentales se obtuvieron promedios de pH cercanos a la neutralidad con valores de 7,437 y 7,578 unidades. En los sistemas de control (sin plantas) los valores de pH mínimos y máximos fueron 7,460 y 8,890 unidades respectivamente, el promedio de pH en este sistema fue de 8,230 unidades, mostrando un comportamiento de pH alcalino (Figura 38). Es particularmente importante que la concentración de hidrogeniones se encuentre en el rango óptimo debido a que la reducción del pH favorece la actividad bacteriana aeróbica para que estos organismos reduzcan la materia orgánica en forma de DBO y DQO (Gupta *et al.*, 2015). Los valores de pH promedios registrados en los sistemas tratados con plantas estuvieron más cerca a la neutralidad que los reportados por Meza (2012), quién encontró pH medios de 6,22 unidades en su estudio de bioabsorción de plomo y de cromo usando *Pistia stratioides* simulando efluentes de un sector industrial de Maracaibo, Venezuela.

Se puede afirmar que los valores de pH obtenidos en los efluentes de los sistemas con cobertura de 100 y 50% de plantas acuáticas *Eichhornia crassipes* no excedieron los límites máximos permitidos de pH (5-9 unidades) establecidos en la Tabla 18; en los sistemas de control los valores de pH tampoco excedieron los límites de la norma, pero su comportamiento fue menos efectivo que en los sistemas experimentales. Las variaciones y los valores picos de la curva del pH en los sistemas de control se debieron a la ausencia de plantas que son quienes agotan el dióxido de carbono disuelto durante el período de actividad fotosintética, crean condiciones aerobias en aguas residuales y favorecen la actividad bacteriana (Mahmood *et al.*, 2005).

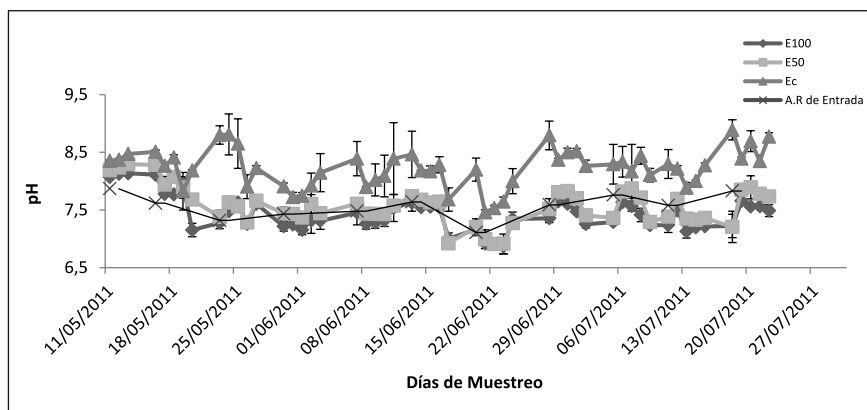


Figura 38. Comportamiento del pH durante el tratamiento biológico con *Eichhornia crassipes*, empleando diferentes coberturas con plantas en el sistema y una tasa de renovación de efluente de 50%. E100 y E50 %: sistemas con 100 y 50 % de cobertura con plantas, E_c: sistema control (sin plantas), A.R de Entrada: agua residual de entrada. Las barras verticales indican la media aritmética \pm desviación estándar para $n=3$.

De acuerdo con las Tablas 19, 20, y 21, en el sistema cubierto totalmente con plantas acuáticas el pH registró correlaciones significativas con la conductividad eléctrica ($r = -0,721$; $p < 0,05$), la alcalinidad total ($r = 0,763$; $p < 0,05$), con el amonio ($r = 0,784$; $p < 0,05$), con el ortofosfato ($r = 0,738$; $p < 0,05$) y con los sólidos suspendidos volátiles ($r = 0,601$; $p < 0,05$). En el sistema con 50% de cobertura con plantas, igualmente la correlación fue significativa con la conductividad eléctrica $r = -0,745$; $p < 0,05$), la alcalinidad total ($r = 0,754$; $p < 0,05$), y con los sólidos suspendidos volátiles ($r = 0,623$; $p < 0,05$). Por el contrario, en los sistemas de control el pH no mostró ningún tipo de correlación con las demás variables analizadas; La relación de este con la conductividad eléctrica fue inversamente proporcional; en otras palabras, al aumentar la conductividad eléctrica, que depende de la temperatura y de los sólidos disueltos totales, el pH disminuye y viceversa; esto afecta la fisiología de las plantas del sistema (APHA *et al.*, 2005). La correlación del pH con la alcalinidad total, el amonio, el ortofosfato y los sólidos fue directamente proporcional: un aumento de esta medida generaba un aumento de las variables mencionadas, pero el pH se mantuvo cercano a la neutralidad en los sistemas gracias a la presencia de sustancias orgánicas generadas en los procesos de mineralización y muerte de la materia orgánica (Coleman *et al.*, 2001).

En las aguas residuales de entrada el valor promedio de alcalinidad total fue de 207,948 mg CaCO₃/L, con un valor mínimo de 109,200 mg CaCO₃/L y un máximo de 253,700 mg CaCO₃/L; con relación a los valores de alcalinidad total de los sistemas experimentales (con plantas) su variación fue de 81,900 a 466,113 mg CaCO₃/L, con promedios de 161,774 mg CaCO₃/L para el sistema con 100% de cobertura con plantas y 174,542 mg CaCO₃/L para el sistemas con 50% de cobertura. Los efluentes del sistema de control presentaron valores entre 91,000 y 503,110 mg CaCO₃/L, con promedio de 178,591 mg CaCO₃/L. Como ya se había mencionado, en la Tabla 19 no existe valor de referencia para este parámetro en la normativa legal vigente en Colombia, pero según la APHA *et al.* (2005) las aguas residuales domésticas tienen una alcalinidad total menor o solo ligeramente mayor que la de suministro (30 a 500 mg como CaCO₃/L). En la Figura 39 se observa que los valores de alcalinidad total registrados en los sistemas están dentro de los límites permisibles. En términos generales se puede decir que la dinámica de los sistemas de tratamiento produjo una suficiencia en las variaciones observadas en la alcalinidad total para mantener la estabilidad en el comportamiento del pH debido a la liberación de metabolitos secundarios (Castro, 2004; Castro *et al.*, 2008). La alcalinidad total registró valores altos

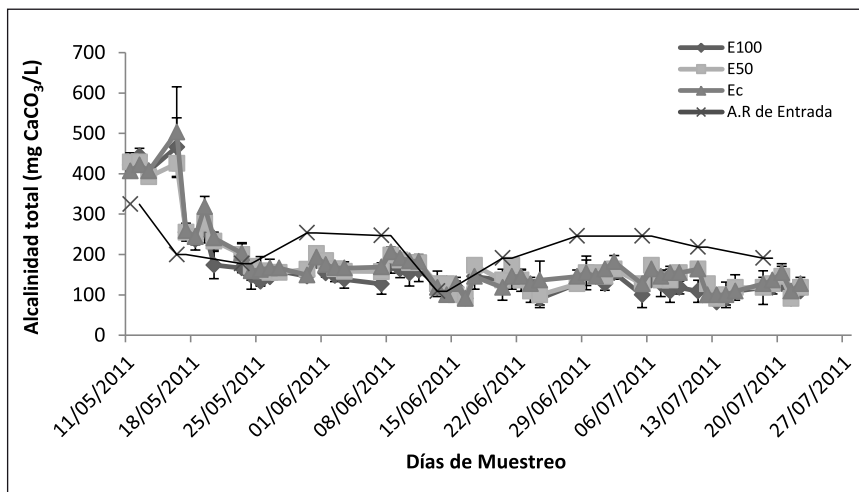


Figura 39. Comportamiento de la alcalinidad total durante el tratamiento biológico con *Eichhornia crassipes*, empleando diferentes coberturas con plantas en el sistema y una tasa de renovación de efluente de 50%. E100 y E50 %: sistemas con 100 y 50 % de cobertura con plantas, E_c: sistema control (sin plantas), A.R de Entrada: agua residual de entrada. Las barras verticales indican la media aritmética ± desviación estándar para n=3.

durante los primeros días de monitoreo debido a que apenas iniciaba la parte experimental; el poco tiempo de adaptación de las plantas al sistema influyó en la baja producción de sales de ácidos débiles-bases fuertes que proporcionaron un efectivo sistema amortiguador (Behling *et al.*, 2003); sin embargo, después la alcalinidad comenzó a bajar y se mantuvo estable hasta finalizar los días de tratamiento, debido a la actividad biológica.

En el sistema con cobertura de plantas de 100%, la alcalinidad total presentó correlaciones significativas con el pH ($r=0,763$; $p<0,05$), la conductividad eléctrica ($r= -0,805$; $p<0,05$), el amonio ($r=0,857$; $p<0,05$), y el ortofosfato ($r=0,922$; $p<0,05$). De igual manera en el sistema con cobertura de 50% con plantas la alcalinidad total registró correlaciones significativas con el pH ($r=0,754$; $p<0,05$), la conductividad eléctrica ($r= -0,761$; $p<0,05$), el amonio ($r=0,596$; $p<0,05$), el ortofosfato ($r=0,795$; $p<0,05$), los Coliformes totales ($r=0,605$; $p<0,05$), y los Coliformes fecales ($r=0,576$; $p<0,05$). En el sistema de control la alcalinidad total mostró correlación con la conductividad eléctrica ($r= -0,751$; $p<0,05$), con el ortofosfato ($r=0,893$; $p<0,05$), los sólidos suspendidos volátiles ($r=0,590$; $p<0,05$), los Coliformes totales ($r=0,677$; $p<0,05$), y los Coliformes fecales ($r=0,788$; $p<0,05$). La alcalinidad total tiene interacciones importantes con los procesos de fotosíntesis y respiración celular ya que en medios acuosos estos procesos son determinados por el uso y producción de dióxido de carbono (Garbagnati *et al.*, 2005).

3.2.2 Temperatura y oxígeno disuelto

La temperatura presentó un comportamiento similar tanto en los sistemas tratados con *Eichhornia crassipes* como en los sistemas de control, pero relativamente menores a la temperatura del agua de entrada; su valor promedio para el agua residual de entrada fue de 28,140 °C, con rangos que oscilaron entre 24,300 y 29,900 °C. Se encontró que los valores promedio de temperatura en los sistemas experimentales (100 y 50 % de cobertura con plantas) fueron de 27,875 y 27,657 °C, con valores mínimos de 24,433 y 24,333 °C, y máximos de 33,833 y 32,866 °C respectivamente. Los efluentes del sistema de control registraron una variación de 23,100 a 32,366 °C con un promedio de 27,324 °C (Figura 40). Teniendo en cuenta el valor de la norma (Tabla 18) para vertimientos puntuales de aguas residuales domésticas a cuerpos de agua; se puede expresar que el parámetro de temperatura cumplió con el valor fijado. La temperatura óptima del agua para el crecimiento de la *Eichhornia crassipes* está entre 21 y 30 °C (García y Leal,

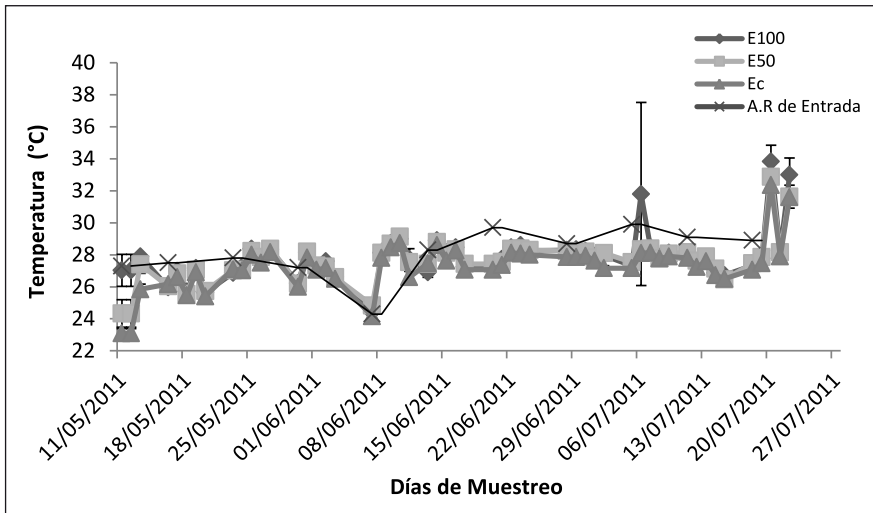


Figura 40. Comportamiento de la temperatura durante el tratamiento biológico con *Eichhornia crassipes*, empleando diferentes coberturas con plantas en el sistema y una tasa de renovación de efluente de 50%. E100 y E50 %: sistemas con 100 y 50% de cobertura con plantas, E_c: sistema control (sin plantas), A.R de Entrada: agua residual de entrada. Las barras verticales indican la media aritmética \pm desviación estándar para n=3.

2006), lo cual concuerda con los promedios encontrados para los humedales, garantizando el funcionamiento fisiológico de esta macrófita flotante.

En la Tabla 19 se observa que la temperatura del sistema totalmente cubierto con plantas presentó una correlación inversamente proporcional al oxígeno disuelto ($r = -0,745$; $p < 0,05$), con los Coliformes totales ($r = -0,579$; $p < 0,05$) y Coliformes fecales ($r = -0,652$; $p < 0,05$). Esto se debe a que un aumento de la temperatura genera una disminución de la solubilidad del oxígeno y afecta al metabolismo de las bacterias asociadas a las raíces de *E. crassipes*. Por otra parte, esta presentó una correlación directamente proporcional con la demanda bioquímica de oxígeno ($r = 0,583$; $p < 0,05$): al aumentar la temperatura se incrementa la demanda de este gas en el sistema. Algo parecido ocurrió con la correlación de la temperatura en el sistema con cobertura de 50% con plantas (Tabla 20): mantuvo correlación inversamente proporcional con el oxígeno disuelto ($r = -0,636$; $p < 0,05$), los sólidos suspendidos totales ($r = -0,674$; $p < 0,05$) y los Coliformes fecales ($r = -0,593$; $p < 0,05$). Se puede agregar que la temperatura afecta la velocidad de sedimentación de los sólidos, los cuales están representados en materia orgánica como la DBO y coliformes dentro de los sistemas. En la

Tabla 21 se observa que en el sistema de control la temperatura únicamente presentó correlación con los Coliformes fecales ($r = -0,643$; $p < 0,05$).

Las mediciones de oxígeno disuelto realizadas en los sistemas experimentales fueron muy variadas durante todo el monitoreo, mostrando valores más altos que los del agua residual de entrada. La cantidad de oxígeno disuelto del agua de entrada fue relativamente baja: las medias obtenidas fueron 1,800; 1,351 y 2,096 mg/L para las aguas residuales de los sistemas con 100% de cobertura, 50% de cobertura y los de control, respectivamente, con promedios de 0,404 mg/L. El valor mínimo en los sistemas con plantas se presentó en el sistema con 50% de cobertura con plantas (0,123 mg/L) y el máximo fue registrado en el sistema con 100% de cobertura con plantas (5,516 mg/L). En los sistemas de control (sin plantas) los valores de oxígeno disuelto mínimos y máximos fueron de 0,1351 y 6,516 mg/L, respectivamente (Figura 41). En la normativa colombiana no existe valor de referencia para este parámetro, sin embargo, cuando se van a hacer vertimientos es importante tener presente que es importante para la supervivencia de los peces y otros organismos de vida acuática mantener una concentración adecuada de oxígeno disuelto en el agua. Song *et al.* (2010), trabajaron una serie de experimentos con los humedales de flujo subsuperficial vertical y horizontales para la eliminación de nitrógeno amoniacal de

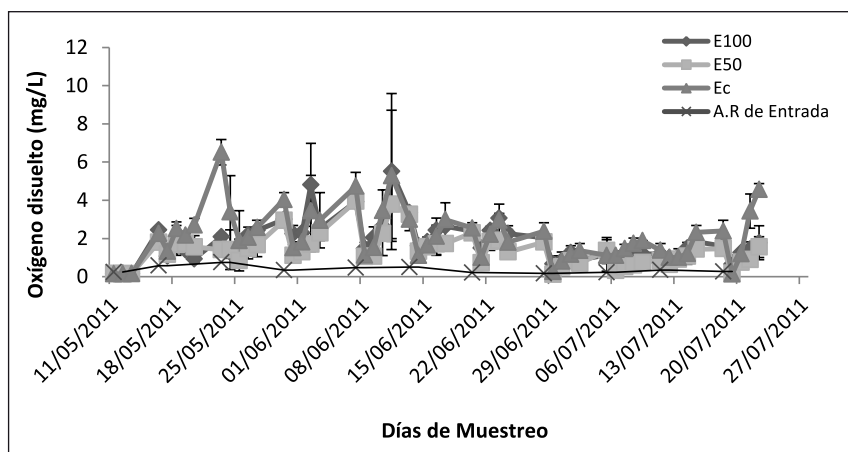


Figura 41. Comportamiento del oxígeno disuelto durante el tratamiento biológico con *Eichhornia crassipes*, empleando diferentes coberturas con plantas en el sistema y una tasa de renovación de efluente de 50%. E100 y E50 %: sistemas con 100 y 50 % de cobertura con plantas, E_c : sistema control (sin plantas), A.R de Entrada: agua residual de entrada. Las barras verticales indican la media aritmética \pm desviación estándar para $n=3$.

aguas residuales domésticas, reportando que fuentes externas de carbono ocasionan una disminución del oxígeno disuelto en los sistemas, y niveles de oxígenos disuelto de 0,9 mg/L en el humedal de flujo vertical, valor que se encuentran por debajo de los presentados en el presente estudio.

El oxígeno disuelto presentó una correlación significativa con la temperatura ($r = -0,745$; $p < 0,05$) en el sistema 100% con plantas; por su parte, en el sistema con cobertura de 50% con plantas se presentaron correlaciones entre el gas y la temperatura ($r = -0,636$; $p < 0,05$), y los sólidos suspendidos totales ($r = 0,587$; $p < 0,05$); por último, en el sistema de control se presentó este tipo de relación con el amonio ($r = 0,8587$; $p < 0,05$), la DQO ($r = 0,733$; $p < 0,05$), la DBO ($r = 0,657$; $p < 0,05$), y SSF ($r = 0,651$; $p < 0,05$). Como ya se ha discutido, una disminución de oxígeno disuelto en el sistema puede asociarse a un incremento de la temperatura. Cuando existe en el sistema una concentración adecuada de oxígeno, puede ser utilizada por los microorganismos presentes en las raíces de las plantas para producir sólidos que floculan y se sedimentan por gravedad (Hidalgo *et al.*, 2005). Además, las plantas acuáticas juegan un papel muy importante en el apoyo de procesos de remoción de DBO al estas actuar como bombas de oxígeno atmosférico (Scavo *et al.*, 2005).

3.2.3 Conductividad eléctrica, salinidad y cloruro.

Se encontró una similitud entre de los valores de conductividad eléctrica registrados en los sistemas experimentales y los de los sistemas de control; ambos variaban su conductividad eléctrica si se les agregaba semanalmente el agua residual de entrada, la cual demostró tener un valor de conductividad eléctrica mayor. Los valores promedios de este parámetro en los sistemas 100 y 50 % tratados con *Eichhornia crassipes*, y el sistema de control fueron 1291,488; 1293,496 y 1299,123 $\mu\text{S}/\text{cm}$, respectivamente; en el mismo orden los valores mínimos de conductividad eléctrica fueron 168,633; 167,866 y 172,033 $\mu\text{S}/\text{cm}$; y los valores máximos 1967,000; 1976,666 y 2004,666 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Figura 42). La conductividad eléctrica de las aguas potables oscila en un rango de 50 a 1500 $\mu\text{S}/\text{cm}$, y la conductividad eléctrica de un agua residual doméstica puede estar próxima a la del suministro hídrico local (APHA *et al.*, 2005). Al observar los valores de conductividad eléctrica registrados se analiza que 75% de las mediciones son aceptables al estar dentro del rango mencionado. Estos valores estuvieron por encima de los 134,400 $\mu\text{S}/\text{cm}$ reportados por Scavo *et al.* (2005) en su estudio de

un sistema de tratamiento de aguas residuales complementario con pasto vetiver (*Vetiveria zizanioides*). Otros estudios señalan que la conductividad eléctrica decrece con la longitud del tiempo y se incrementa con la profundidad del agua residual (Mongkon, 2003).

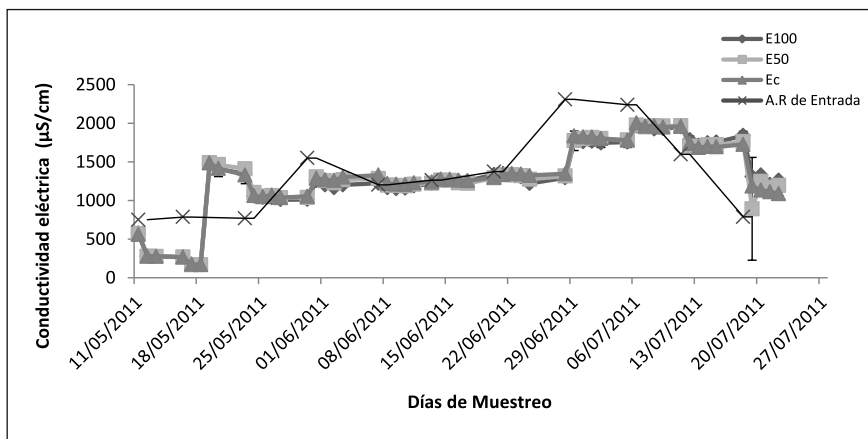


Figura 42. Comportamiento de la conductividad eléctrica durante el tratamiento biológico con *Eichhornia crassipes*, empleando diferentes coberturas con plantas en el sistema y una tasa de renovación de efluente de 50%. E100 y E50 %: sistemas con 100 y 50 % de cobertura con plantas, E_c: sistema control (sin plantas), A.R de Entrada: agua residual de entrada. Las barras verticales indican la media aritmética \pm desviación estándar para n=3.

En las Tablas 19, 20, y 21 se observa que en el sistema con cobertura de 100% con plantas, la conductividad eléctrica tiene correlaciones inversas significativa con el pH ($r = -0,721$; $p < 0,05$), con la alcalinidad total ($r = -0,805$; $p < 0,05$), con el amonio ($r = -0,859$; $p < 0,05$), con el ortofosfato ($r = -0,611$; $p < 0,05$), con la DBO₅ ($r = -0,623$; $p < 0,05$), y con los Coliformes fecales ($r = -0,588$; $p < 0,05$). Igualmente, en los sistemas con cobertura de 50% con plantas existe una correlación inversa de la conductividad con el pH ($r = -0,745$; $p < 0,05$), con la alcalinidad total ($r = -0,761$; $p < 0,05$), con la DBO₅ ($r = -0,749$; $p < 0,05$), y con los Coliformes fecales ($r = -0,688$; $p < 0,05$); y en el sistema de control este elemento mantuvo correlación significativa con la alcalinidad total ($r = -0,751$; $p < 0,05$), con el ortofosfato ($r = -0,675$; $p < 0,05$), con los sólidos suspendidos volátiles ($r = -0,600$; $p < 0,05$), con los Coliformes totales ($r = -0,708$; $p < 0,05$), y con los Coliformes fecales ($r = -0,793$; $p < 0,05$). La conductividad eléctrica es un parámetro relacionado con la cantidad de iones presentes en un líquido y con la temperatura a la cual se hace la medición de dicho parámetro. Además, la

conductividad eléctrica es una medida indirecta de la cantidad de sólidos disueltos totales (Anzar, 2000).

En la Figura 43 se observa que los sistemas tratados con *Eichhornia crassipes* registraron valores de salinidad similares a los sistemas de control, pero diferentes comparados con los del agua residual de entrada. Tanta fue la similitud que en los tres sistemas (experimentales y de control) se mantuvo un promedio común de 0,605 UPS de salinidad con un mínimo de 0,400 UPS y un máximo de 0,833 UPS; el agua de entrada presentó una media de 0,600 UPS, con mínimos de 0,100 UPS y máximos de 1,000 UPS. En la normativa colombiana no existe valor de referencia para este parámetro. Sin embargo, diversos estudios ambientales señalan que la salinidad es importante pues puede determinar la presencia o ausencia de diferentes organismos. Comparando estos resultados con investigaciones previas, se señala que Srisatit y Sengsai (2003), presentaron los mismos valores de salinidad durante su experimento.

El agua residual de entrada presentó valores picos de salinidad el día 28 de junio y 5 de julio debido posiblemente a una alta carga de sales y sólidos disueltos, cuya presencia pudiera estar asociada a la alta temperatura ambiente (31°C) predominante en la ciudad.



Figura 43. Comportamiento de la salinidad durante el tratamiento biológico con *Eichhornia crassipes*, empleando diferentes coberturas con plantas en el sistema y una tasa de renovación de efluente de 50%. E100 y E50 %: sistemas con 100 y 50% de cobertura con plantas, EC: sistema control (sin plantas), A.R de Entrada: agua residual de entrada. Las barras verticales indican la media aritmética \pm desviación estándar para $n=3$.

En cuanto a la determinación de cloruro en tres de las diez semanas de monitoreo, durante este corto periodo las concentraciones de cloruro fueron altas, con muy bajas diferencias entre las mediciones, debido a que el agua de entrada usada para iniciar el tratamiento registró una concentración de cloruro de 220,000 mg/L. La media en los sistemas de tratamiento fue de 150,295 mg/L de concentración de cloruros; el rango de las mediciones mínimas se mantuvo entre 102,333 mg/L en el sistema de control a 119,333 mg/L en el sistema de 100% con plantas; y los valores máximos variaron de 184,667 mg/L en sistema de control a 188,333 en el sistema con cobertura de 50% con plantas (Figura 44). En la Tabla 18 se establece que el valor límite máximo permisibles de cloruro es de 500 mg/L para vertimientos puntuales de aguas residuales a cuerpos de agua; por lo que se determinar que durante este periodo de monitoreo en los sistemas tanto experimentales como de control las mediciones registradas no exceden el valor establecido. No se demostró ninguna diferencia importante entre los sistemas con plantas y en los de control; los valores de cloruros oscilan siempre entre 102,333 y 188,333 mg/L, por lo cual se puede afirmar que la planta no ejerció ningún efecto sobre la cantidad de cloruros presente en el sistema.

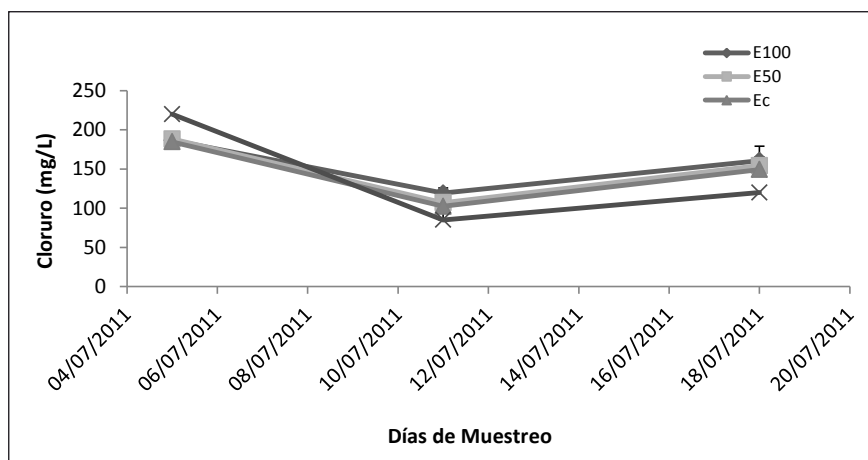


Figura 44. Comportamiento del cloruro durante el tratamiento biológico con *Eichhornia crassipes*, empleando diferentes coberturas con plantas en el sistema y una tasa de renovación de efluente de 50%. E100 y E50 %: sistemas con 100 y 50% de cobertura con plantas, E_c: sistema control (sin plantas), A.R de Entrada: agua residual de entrada. Las barras verticales indican la media aritmética \pm desviación estándar para n=3.

3.2.4 Nitrógeno y fósforo.

El agua residual de entrada registró valores de nitrato bajos: un mínimo de 0,300 mg/L, un máximo de 6,000 mg/L y una su media fue de 1,690 mg/L. Al iniciar el muestreo las concentraciones de nitratos fueron bajas, pero fueron aumentando con el tiempo; ubicándose en un intervalo de concentraciones comprendido entre 0,046 y 15,667 mg/L en los sistemas con cobertura de 100% con *Eichhornia crassipes*; entre 0,367 y 19,000 mg/L en los de 50% y en los de control se encontraron valores entre 0,333 y 10,333 mg/L. Los valores promedio de nitrato para los sistemas de tratamiento con 100 y 50% de cobertura y los sistemas de control fueron 4,201 6,153 y 4,230 mg/L, respectivamente (Figura 45). El límite establecido en la normativa colombiana para el nitrato es de 2 mg/L, y se observó que en las primeras cuatro semanas los sistemas no sobrepasaron este límite; pero a partir de la quinta semana los valores de nitrato aumentaron, y lo excedieron. Se observó que el nitrato se acumuló en los sistemas en vez de removerse; esto se debe a la conversión del amonio producido por la dinámica de degradación de la materia orgánica en nitrito y posteriormente en nitrato por la acción combinada de bacterias de los géneros *Nitrosomonas* y *Nitrobacter*, respectivamente (Song *et al.*, 2010).

Las concentraciones de nitrito en los sistemas con plantas mantuvieron un comportamiento similar entre ellas, con medias de 0,834 mg/L para el

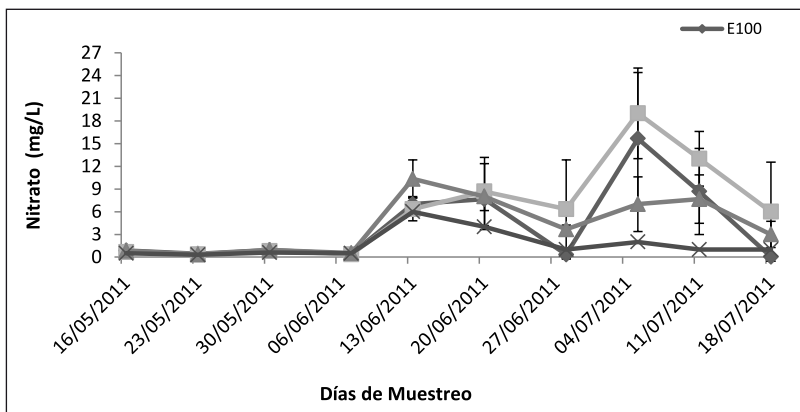


Figura 45. Comportamiento del nitrato durante el tratamiento biológico con *Eichhornia crassipes*, empleando diferentes coberturas con plantas en el sistema y una tasa de renovación de efluente de 50%. E100 y E50 %: sistemas con 100 y 50 % de cobertura con plantas, E_c: sistema control (sin plantas), A.R de Entrada: agua residual de entrada. Las barras verticales indican la media aritmética \pm desviación estándar para $n=3$.

100% de cobertura con plantas y 1,251 mg/L para el 50% de cobertura; en ambos sistemas el valor mínimo fue de 0,010 mg/L, pero el valor máximo fue de 4,100 a 5,967 mg/L para los sistemas con 100 y 50% de cobertura, respectivamente. En los sistemas de control las mediciones de nitrito fueron altas comparadas a los sistemas con plantas; registrándose valores entre 0,126 y 9,567 mg/L y una media de 4,510 mg/L (Figura 46). Generalmente, el contenido de nitrito en el agua residual cruda fue bajo, hecho que se comprobó con el valor promedio de nitrito registrado (0,562 mg/L). Al desarrollar las comparaciones entre los valores de nitrito establecido en la normativa (Tabla 18) y los obtenidos durante el muestreo en los efluentes de los sistemas con cobertura de 100%, el único momento en que se excedió el límite fue durante la segunda semana del monitoreo con un valor de 4,100 mg/L; en los sistemas de 50% con plantas se excedió en la segunda y quinta semana con valores de 5,962 y 2,461 mg/L respectivamente y en los sistemas de control se determinó que a partir de la tercera semana las mediciones excedieron el límite de la norma. Se observa que el nitrito se acumuló en los sistemas en vez de removerse, especialmente en los de control, debido a procesos de nitrificación generado por las bacterias nitrosomonas presentes en el sistema.

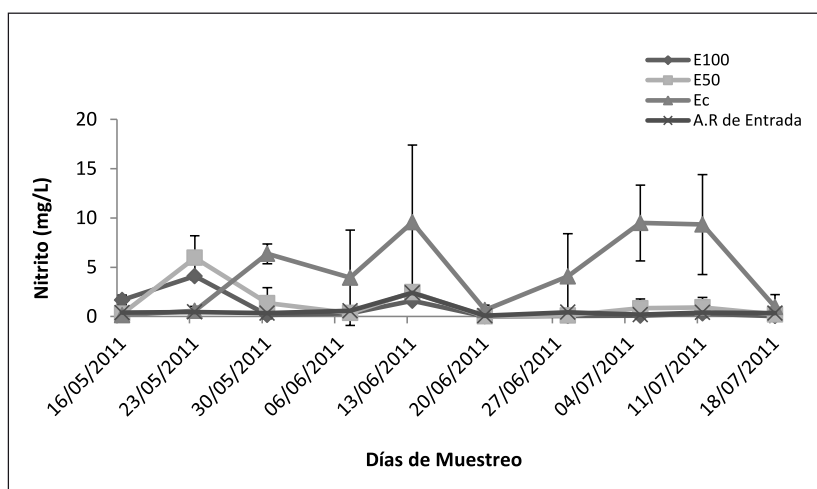


Figura 46. Comportamiento del nitrito durante el tratamiento biológico con *Eichhornia crassipes*, empleando diferentes coberturas con plantas en el sistema y una tasa de renovación de efluente de 50%. E100 y E50 %: sistemas con 100 y 50 % de cobertura con plantas, E_c: sistema control (sin plantas), A.R de Entrada: agua residual de entrada. Las barras verticales indican la media aritmética \pm desviación estándar para n=3.

La concentración de amonio durante los primeros días de monitoreo fue relativamente alta, pero fue disminuyendo conforme avanzaba la fase experimental; se encontraron valores entre 0,020 y 0,140 mg/L en el agua residual de entrada, con una media de 0,060 mg/L. En los sistemas con tratamiento las concentraciones de amonio fueron más bajas, con valores mínimos de 0,001 mg/L para los dos sistemas y máximas de 0,093 mg/L para el sistema 100% y 0,116 mg/L para el sistema 50%. En los sistemas de control los valores de amonio mínimo y máximo fueron de 0,001 y 0,156 mg/L respectivamente (Figura 47). Los valores promedios de amonio para los sistemas con 100 y 50% de cobertura y los sistemas de control fueron 0,020, 0,031 y 0,041 mg/L, respectivamente. Si se comparan los resultados del presente estudio con el valor límite de amonio de la norma (10 mg/L) para vertimientos puntuales de aguas residuales domésticas a cuerpos de agua, se puede apreciar que estos no excedieron el límite permisible.

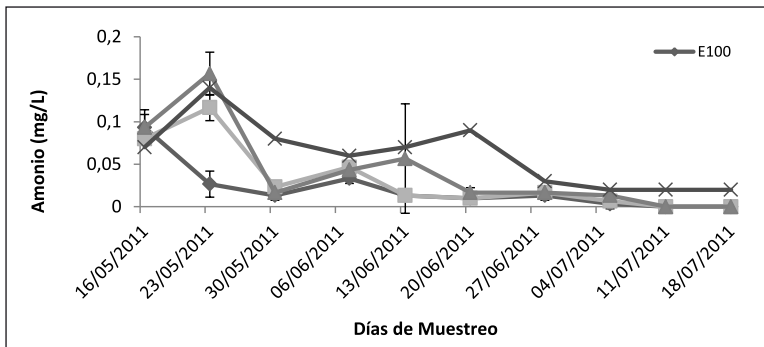


Figura 47. Comportamiento del amonio durante el tratamiento biológico con *Eichhornia crassipes*, empleando diferentes coberturas con plantas en el sistema y una tasa de renovación de efluente de 50%. E100 y E50 %: sistemas con 100 y 50% de cobertura con plantas, E_C: sistema control (sin plantas), A.R de Entrada: agua residual de entrada. Las barras verticales indican la media aritmética ± desviación estándar para n=3.

En los sistemas con plantas el ortofosfato registró mediciones menores a 2,000 mg/L en un 70% de todo el monitoreo con valor un mínimo de 0,870 mg/L; en el sistema con cobertura de 100% el valor máximo fue de 5,200 mg/L y en el de cobertura de 50% fue de 6,213 mg/L. En la Figura 48 se puede observar que el sistema que estaba cubierto en su totalidad con plantas tuvo una mejor eficiencia en la remoción que el sistema con cobertura de 50% con plantas, con mediciones promedios de 0,915 y 2,119 mg/L respectivamente. En los sistemas de control las mediciones variaron

entre 1,650 y 6,286 mg/L con una media de 2,647 mg/L. El agua residual de entrada mostró un comportamiento similar a las concentraciones de ortofosfato del sistema de control con una media de 2,810 mg/L. Los registros permiten informar que hubo sólo un día en el que niveles de ortofosfato no cumplieron con el valor de 5 mg/L estipulado por la norma colombiana (Tabla 18): el día 16 de mayo debido a que se registraron máximos de 6,213 mg/L para el sistema cubierto con 50% de plantas y 6,286 mg/L para el sistema control, lo cual posiblemente se debió al poco tiempo de adaptación de las plantas al sistema, pues esta medición se realizó en los primeros días del monitoreo.

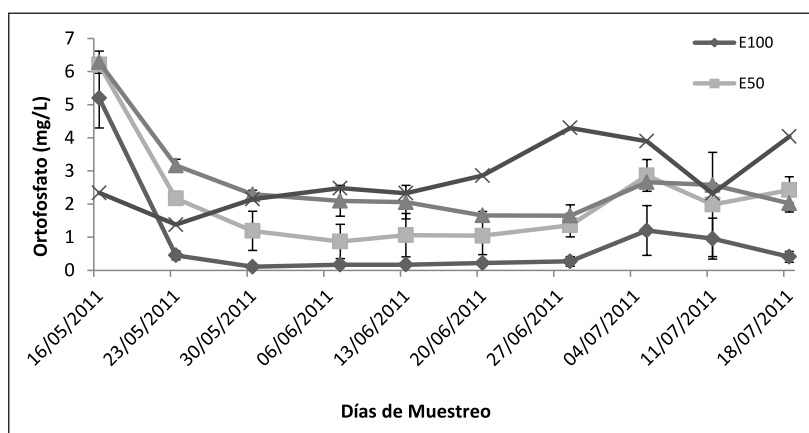


Figura 48. Comportamiento del ortofosfato durante el tratamiento biológico con *Eichhornia crassipes*, empleando diferentes coberturas con plantas en el sistema y una tasa de renovación de efluente de 50%. E100 y E50 %: sistemas con 100 y 50% de cobertura con plantas, E_c: sistema control (sin plantas), A.R de Entrada: agua residual de entrada. Las barras verticales indican la media aritmética \pm desviación estándar para $n=3$.

En la Tabla 22 se pueden observar los porcentajes de remoción de los compuestos de nitrógeno y ortofosfato. Sobre el nitrato y nitrito, estos no fueron removidos durante todas las semanas de tratamiento, sino que se acumularon en los sistemas y simplemente se presentaron episodios de remoción; sin embargo, se notó una mejor eficiencia en el sistema totalmente cubierto con plantas con remociones entre 13,3 y 95,3% para nitrato y entre 4,9 y 99,5% para nitrito, mientras que en el sistema con 50% de cobertura con plantas la eficiencia máxima de nitrato y nitrito fue de 38,8 y 99,5% respectivamente. En los sistemas de control las máximas eficiencias de remoción fueron de 33,3 para el nitrito y 76,9 % para nitrato. Los contaminantes

Tabla 22.
Porcentajes de remoción de nitrato, nitrito, amonio y ortofosfato para cada uno de los tratamientos durante la fase de renovación del 50% del efluente.

Días de Muestreo	% de Remoción (Nitrato)			% de Remoción (Nitrito)			% de Remoción (Amonio)			% de Remoción (Ortofosfato)		
	Tratam. 100% plantas	Tratam. 50% plantas	Control	Tratam. 100% plantas	Tratam. 50% plantas	Control	Tratam. 100% plantas	Tratam. 50% plantas	Control	Tratam. 100% plantas	Tratam. 50% plantas	Control
	18/10/2011	13,3	33,3	16,6	-	49,0	76,9	6,6	20	6,6	-	-
24/10/2011	13,3	26,6	33,3	-	-	-	61,9	-	-	80,6	7,1	-
31/10/2011	-	-	-	65,2	-	-	90,4	83,3	88,0	92,2	13,7	-
08/11/2011	33,3	38,8	11,1	4,9	-	-	58,3	41,6	45,8	92,09	59,5	2,4
15/11/2011	-	-	-	-	-	-	77,7	77,7	5,5	93,1	57,1	17,0
21/11/2011	-	-	-	99,5	99,5	72,6	85,7	85,7	76,1	90,5	55,2	28,8
28/11/2011	91,6	-	8,3	33,3	-	-	85,1	81,4	81,4	90,5	52,4	42,3
05/12/2011	-	-	-	81,3	-	-	88,8	77,7	55,5	72,0	33,4	38,0
12/12/2011	-	-	-	-	-	-	99,9	99,9	99,9	75,4	49,0	33,9
19/12/2011	95,3	-	-	88,6	48,7	-	99,9	99,9	99,9	82,4	-	12,7

- No se registró remoción en la concentración de los parámetros evaluados.

que son a la vez nutrientes esenciales para las plantas, tales como nitrato, amonio y fosfato, son tomados fácilmente por aquellas que habitan en los humedales (Frers, 2008). Además del método anterior, el retiro de Nitrógeno puede ocurrir mediante la volatilización, respuesta de microorganismos y oxidación de amoníaco a nitrato en el proceso de nitrificación (Yousefi y Mohseni, 2010).

La remoción del amonio se produjo en un 90% de las semanas de estudio y aumentó con el tiempo; además, no se observaron diferencias apreciables entre los sistemas con 50 y 100% de coberturas con plantas variando estas remociones entre 6,6 y 99,9%. La eficiencia en el sistema de control fue un poco menor por semanas, pero registró igual rango de remoción que los otros.

La remoción del ortofosfato fue más eficiente en el sistema cubierto con 100% de plantas con porcentajes de remoción de hasta 93,1%, mientras que en los sistemas con 50% de cobertura, fue menor con 59,5% y los sistemas de control registraron máximas de 42,3%.

En este estudio se reportan remociones similares a las de Monrari y Giardini (2009), quienes en su estudio sobre el tratamiento de aguas residuales municipales usando humedales de flujo vertical para el reuso en irrigación describen procesos de eliminación de Nitrógeno y Fósforo con resultados de niveles bastante altos (> 65%) debido al crecimiento masivo de las plantas. En contraste Fountoulakis *et al.* (2009) reportan eficiencias más bajas: de N y P 41% de Nitrógeno y 42 % de Fósforo debido a que no trabajaron con plantas en los sistemas wetlands sino con biofilm. Se debe anotar que los sistemas con plantas acuáticas tienen un mejor poder depurador que aquellos que sólo usan cepas bacterianas o biofilm.

En las Tablas 19, 20, y 21 se indica que el nitrato no presentó correlación significativa en ningún sistema (con y sin plantas) mientras que en el sistema cubierto totalmente con plantas el nitrito presentó correlación significativa con los sólidos volátiles ($r=0,658$; $p<0,05$), en el sistema con 50% de cobertura con plantas con el amonio ($r=0,627$; $p<0,05$), y en el sistema de control con ninguna variable. En el sistema totalmente cubierto con plantas el amonio presenta correlación significativa con el pH ($r=0,784$; $p<0,05$), la conductividad eléctrica ($r= -0,859$; $p<0,05$), la alcalinidad total ($r=0,857$; $p<0,05$), el ortofosfato ($r=0,769$; $p<0,05$) y los Coliformes totales ($r=0,624$; $p<0,05$); en el sistema con 50% de cobertura con

plantas presenta correlación con la alcalinidad total ($r=0,596$; $p<0,05$), con el nitrito ($r=0,627$; $p<0,05$), con la DQO ($r=0,643$; $p<0,05$), con la DBO_5 ($r=0,618$; $p<0,05$) los Coliformes totales ($r=0,722$; $p<0,05$); en el sistema de control presenta correlación con el oxígeno disuelto ($r=0,587$; $p<0,05$), con la DQO ($r=0,619$; $p<0,05$), con la DBO_5 ($r=0,590$; $p<0,05$), con SST ($r=0,580$; $p<0,05$), con SSV ($r=0,583$; $p<0,05$) y con los Coliformes totales ($r=0,624$; $p<0,05$). En el sistema con cobertura de 100% con plantas, el ortofosfato presentó correlación significativa con el pH ($r=0,738$; $p<0,05$), con la conductividad eléctrica ($r=0,611$; $p<0,05$), con la alcalinidad total ($r=0,922$; $p<0,05$) y con el amonio ($r=0,769$; $p<0,05$); en el sistema con 50% de cobertura el ortofosfato presentó correlación solo con la alcalinidad total ($r=0,795$; $p<0,05$); en el sistema control el ortofosfato presentó correlación significativa con la conductividad eléctrica ($r=0,893$; $p<0,05$), con la alcalinidad total ($r= -0,675$; $p<0,05$), los sólidos volátiles ($r= -0,592$; $p<0,05$), con Coliformes totales ($r=0,812$; $p<0,05$), y con fecales ($r= -0,688$; $p<0,05$). Los compuestos nitrogenados son nutrientes claves para el crecimiento de los seres vivos; por esta razón así que el nitrógeno puede ser eliminado del agua siempre y cuando sea asimilado por microorganismos (Cervantes *et al.*, 2000). Por esto se necesita que el sistema posea condiciones óptimas de pH, alcalinidad total, conductividad eléctrica y oxígeno disuelto que le permitan desarrollarse. Además, estos compuestos de nitrógenos y fósforo pueden ser absorbidos por las plantas en diferentes formas iónicas que se integrarán al metabolismo, principalmente en el proceso de fotosíntesis. Sin embargo, a largo plazo los procesos son más limitados y se reducen a la asimilación de los compuestos de nitrógeno y fósforo por parte de las plantas y la biomasa (Karpiscak y Foster, 2000).

3.2.5 Demanda química de oxígeno y demanda bioquímica de oxígeno.

Las mediciones de la DQO mostraron un comportamiento similar en los sistemas de tratamiento con plantas y los de control, pero relativamente menores comparados con los del agua residual de entrada. Además, se observa en la Figura 49 que durante las primeras cuatros semanas las mediciones de DQO en sistemas de tratamiento fueron altas (150,000 a 300,000 mg/L) pero a partir de la quinta semana disminuyeron significativamente (13,000 a 50,000 mg/L), y se mantuvieron constantes hasta el final del monitoreo. Los valores promedios de DQO para los sistemas con 100 y 50% de cobertura y los sistemas de control fueron 95,467; 91,400 y 117,867 mg/L, respectivamente. El agua residual de entrada presentó un valor

mínimo de 163,000 mg/L y un máximo de 386,000 mg/L. Respecto a la Tabla 18 se puede decir que los valores de DQO registrados no sobrepasan el estándar de DQO establecido en la normativa legal vigente en Colombia. Probablemente la disminución en la concentración de DQO presentada en los sistemas se debe al metabolismo de los microorganismos heterótrofos aerobios y anaerobios que utilizó los compuestos orgánicos del agua para la producción de biomasa, aunque en el sistema también se generan reacciones químicas principalmente de oxido-reducción (Kadlec *et al.*, 2000).

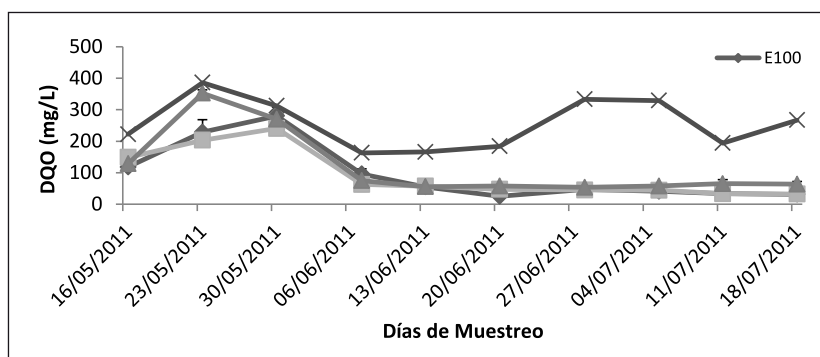


Figura 49. Comportamiento de la demanda química de oxígeno durante el tratamiento biológico con *Eichhornia crassipes*, empleando diferentes coberturas con plantas en el sistema y una tasa de renovación de efluente de 50%. E100 y E50 %: sistemas con 100 y 50 % de cobertura con plantas, E_C: sistema control (sin plantas), A.R de Entrada: agua residual de entrada. Las barras verticales indican la media aritmética \pm desviación estándar para $n=3$.

La DBO₅ mostró un comportamiento similar a la DQO: mantuvo valores altos en las primeras semanas y después disminuyó. En los sistemas de tratamiento la DBO₅ registró mediciones mínimas y máximas de 13,000 y 141,543 mg/L, respectivamente, para el sistema con cobertura de 100% con plantas, valores de 21,400 y 128,700 mg/L para el de cobertura de 50%; y 23,800 y 150,667 mg/L para el de control, con promedios de 57,450; 59,320 y 68,308 mg/L, respectivamente. Sobre las mediciones de la DBO₅ del agua de entrada estas variaron de 108,000 a 197,400 mg/L (Figura 50). Durante esta fase los valores registrados no excedieron los límites de la norma (200 mg/L). La DBO₅ es la cantidad de oxígeno usado por las bacterias bajo condiciones aeróbicas para oxidar de materia orgánica y obtener CO₂ y H₂O como resultado. Este parámetro permite conocer el grado de conta-

minación orgánica del agua representada en la materia orgánica biodegradable. El tratamiento de fitorremediación con plantas acuáticas utilizado en este estudio funciona como un filtro biológico removiendo este tipo de sustancias biodegradables (DBO_5), así como también las no biodegradables (DQO), (Romero *et al.*, 2009).

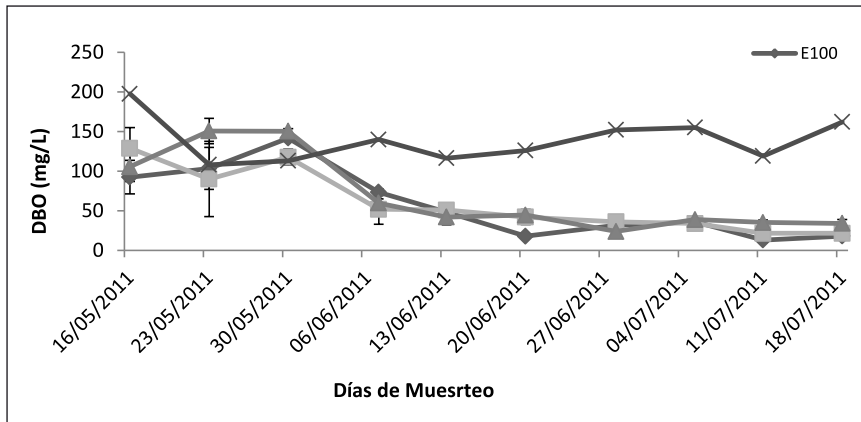


Figura 50. Comportamiento de la demanda bioquímica de oxígeno durante el tratamiento biológico con *Eichhornia crassipes*, empleando diferentes coberturas con plantas en el sistema y una tasa de renovación de efluente de 50%. E100 y E50 %: sistemas con 100 y 50 % de cobertura con plantas, E_c: sistema control (sin plantas), A.R. de Entrada: agua residual de entrada. Las barras verticales indican la media aritmética \pm desviación estándar para $n=3$.

Como se puede observar en la Tabla 23, la eficiencia de la remoción de la DQO en los tratamientos con plantas (100 y 50% de cobertura) fue similar; en ambos sistemas se presentaron porcentajes de remoción hasta de 89,8%, valor mayor que el presentado en el sistema de control (82,6%). Con respecto a la DBO_5 los porcentajes de remoción de mayor a menor fueron en el siguiente orden: 91,6 % en el sistema totalmente cubierto con plantas, 86,1 % en el sistema con cobertura de 50 % con plantas y 81,1% en el sistema de control. Nótese que las plantas son un factor importante para la actividad microbiana y la degradación de la materia orgánica. Zhao *et al.* (2010), reportaron remociones de DQO menores a 68% en su estudio sobre la construcción de un *wetlands* a escala piloto con plantaciones y sin ellas, simulando diferentes proporciones de carbono-nitrógeno (C/N) para el agua del afluente. Kanethanasis (2003) reportó remociones DBO_5 de 75% de en su estudio efecto de la vegetación en un *wetlands* sobre remoción de bacterias fecales, DBO_5 y sólidos suspendidos de aguas residuales domésticas.

Tabla 23.

Porcentajes de remoción de la demanda química de oxígenos y la demanda bioquímica de oxígenos, para cada uno de los tratamientos durante la fase de renovación del 50% del efluente.

Días de Muestreo	% de Remoción (DQO)			% de Remoción (DBO ₅)		
	Tratam. 100% plantas	Tratam. 50% plantas	Control	Tratam. 100% plantas	Tratam. 50% plantas	Control
18/10/2011	63,3	53,8	60,1	40,9	17,6	32,5
24/10/2011	-	8,4	-	47,6	54,4	23,6
31/10/2011	27,3	37,6	30,1	-	-	-
08/11/2011	69,2	79,9	75,9	35,1	54,1	47,2
15/11/2011	66,4	65,0	65,8	65,5	63,6	69,9
21/11/2011	84,9	71,4	65,2	84,7	63,9	61,8
28/11/2011	74,6	75,5	71,0	75,0	71,4	81,1
05/12/2011	87,6	86,7	82,6	76,4	77,8	74,5
12/12/2011	89,8	89,8	80,1	91,6	86,1	77,3
19/12/2011	84,0	83,5	67,1	84,8	82,0	71,5

- : No se registró remoción en la concentración de los parámetros evaluados.

Las Tablas 19, 20, y 21 muestran que en el sistema de cobertura 100%, la demanda química de oxígeno presentó una correlación significativa con la DBO₅ ($r = 0,939$; $p < 0,05$), y la demanda bioquímica presentó una correlación con la temperatura ($r = -0,583$; $p < 0,05$), la conductividad eléctrica ($r = -0,623$; $p < 0,05$), y con la DQO ($r = 0,939$; $p < 0,05$). En el sistema con cobertura de 50% con plantas la DQO presentó correlación con el amonio ($r = 0,643$; $p < 0,05$), la DBO ($r = 0,648$; $p < 0,05$), y Coliformes totales ($r = 0,597$; $p < 0,05$); la DBO₅ presentó correlación significativa con la conductividad eléctrica ($r = -0,749$; $p < 0,05$), con la alcalinidad total ($r = 0,673$; $p < 0,05$), el amonio ($r = 0,618$; $p < 0,05$), la DQO ($r = 0,848$; $p < 0,05$), y Coliformes totales ($r = 0,597$; $p < 0,05$). En los sistemas de control la DQO presentó correlación con el oxígeno disuelto ($r = 0,733$; $p < 0,05$), el amonio ($r = 0,619$; $p < 0,05$), la DBO₅ ($r = 0,937$; $p < 0,05$), y los sólidos suspendidos totales ($r = 0,668$; $p < 0,05$); mientras la DBO₅ presentó correlación con el oxígeno disuelto ($r = 0,657$; $p < 0,05$), con el amonio ($r = 0,590$; $p < 0,05$), la DQO ($r = 0,937$; $p < 0,05$), y los sólidos suspendidos totales ($r = 0,736$; $p < 0,05$). Un aumento de la materia orgánica biodegradable puede generar un incremento de la materia orgánica total (biodegradable y no biodegradable).

y ya se ha mencionado que un aumento de la temperatura, de la conductividad eléctrica, y del amonio en los sistemas afectan la disponibilidad del oxígeno y actividad microbiana.

3.2.6 Sólidos

En la Figura 51 se destaca que las mediciones de SST realizadas registraron similitudes entre los sistemas de tratamiento (con y sin plantas) y los del agua residual de entrada. Los resultados de estas fueron entre 4,667 y 268,000 mg/L en los sistemas con plantas y entre 3,333 y 54,667 mg/L en el de control; en el agua de entrada el rango fue de 8,000 a 94,000 mg/L. Los valores promedio de sólidos suspendidos totales para los sistemas con plantas y de control fueron 41,567; 53,400 y 27,133 mg/L respectivamente. Teniendo en cuenta que el valor máximo de SST se registró en el sistema con cobertura de 50% de *Eichhornia crassipes* el día 7 de junio con un nivel de 268,000 mg/L, se puede decir que ese fue el único día de monitoreo que los estanques de tratamiento excedieron el límite máximo permisibles de 200 mg/L establecido en la normativa legal vigente en Colombia mostrado en la Tabla 18; este incremento fue causado por un episodio de incremento de nutrientes, sales o materia orgánica. La remoción de sólidos suspendidos es

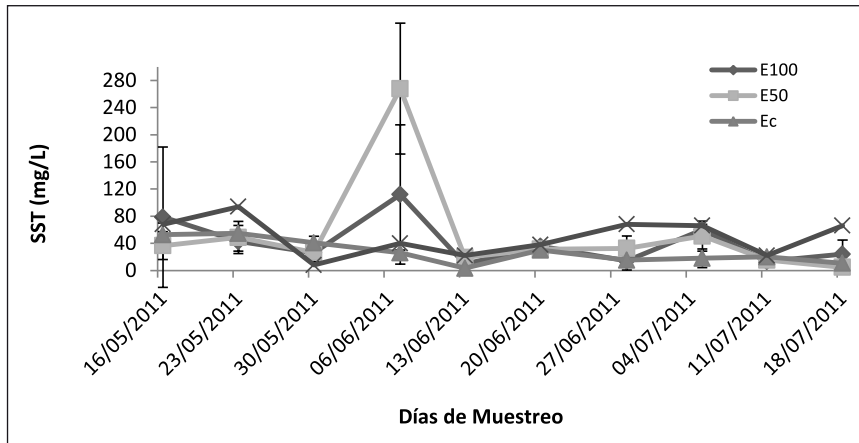


Figura 51. Comportamiento de los sólidos suspendidos totales durante el tratamiento biológico con *Eichhornia crassipes*, empleando diferentes coberturas con plantas en el sistema y una tasa de renovación de efluente de 50%. E100 y E50 %: sistemas con 100 y 50 % de cobertura con plantas, E_c: sistema control (sin plantas), A.R de Entrada: agua residual de entrada. Las barras verticales indican la media aritmética \pm desviación estándar para n=3.

muy efectiva en los pantanos artificiales: se puede esperar que de afluentes con una concentración de hasta 118 mg/L se pase a efluentes con concentraciones inferiores a 20 mg/L (Ecoamérica, 2007).

Los resultados obtenidos para los SSV (Figura 52) indican que el comportamiento en los sistemas tratados con *Eichhornia crassipes* registraron valores similares a los de control y al del agua de entrada, tanto que coincidieron los días de los valores mínimos y máximos para todos los sistemas estudiados. Las mediciones mínimas se registraron el día 30 de mayo con valores de 46,000; 54,667 y 52,667 mg/L para los sistemas con 100% de cobertura, 50% de cobertura y los de control; y los valores máximos el día 16 de mayo con valores de 264,667; 346,667 y 305,333 mg/L, en el mismo orden respectivamente. El agua residual de entrada presentó una carga de SSV promedio de 162,800 mg/L. En la normativa colombiana no se establecen límites permisibles de este parámetro (Tabla 19); sin embargo, es importante saber que el principal objetivo de determinar los sólidos en el agua residual es obtener un estimado de la cantidad de materia orgánica presente y determinar la eficiencia de operación de las unidades de tratamiento (APHA *et al.*, 2005).

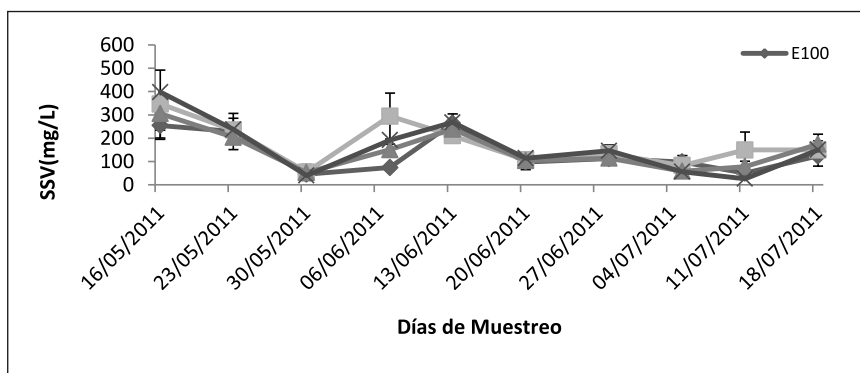


Figura 52. Comportamiento de los sólidos suspendidos volátiles durante el tratamiento biológico con *Eichhornia crassipes*, empleando diferentes coberturas con plantas en el sistema y una tasa de renovación de efluente de 50%. E100 y E50 %: sistemas con 100 y 50 % de cobertura con plantas, E_c: sistema control (sin plantas), A.R de Entrada: agua residual de entrada. Las barras verticales indican la media aritmética \pm desviación estándar para $n=3$.

La carga promedio de SSF que entró al sistema a través del agua de entrada fue de 667,600 mg/L, con un rango entre 286,000 y 1160,000 mg/L. En los sistemas con 100 y 50% de cobertura con las plantas los sólidos

suspendidos fijos mostraron un comportamiento similar, siendo la media de 771,800 y 753,400 mg/L respectivamente; y los valores de este parámetro en estos dos sistemas variaron entre un rango de 436,667 y 1121,333 mg/L. El valor promedio de sólidos fijos para el sistema de control fue de 709,867 mg/L, con una medición mínima de 446,667 mg/L y máxima de 991,333 mg/L (Figura 53). No existe valor de referencia en la norma colombiana para este parámetro, pero según APHA *et al.* (2005), la determinación de los sólidos suspendidos volátiles y fijos es útil para el control de las operaciones en plantas de tratamiento de aguas residuales porque ofrecen un cálculo aproximado de la cantidad de materia orgánica presente en la fracción sólida del agua residual.

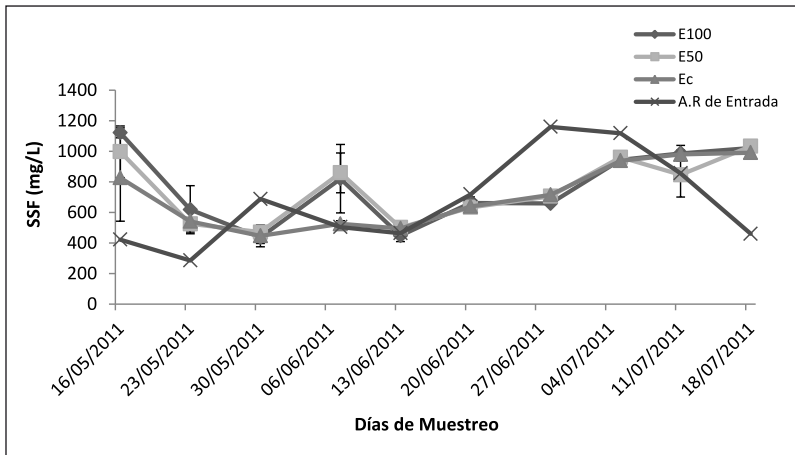


Figura 53. Comportamiento de los sólidos suspendidos fijos durante el tratamiento biológico con *Eichhornia crassipes*, empleando diferentes coberturas con plantas en el sistema y una tasa de renovación de efluente de 50%. E100 y E50 %: sistemas con 100 y 50 % de cobertura con plantas, E_c: sistema control (sin plantas), A.R de Entrada: agua residual de entrada. Las barras verticales indican la media aritmética \pm desviación estándar para $n=3$.

Los sólidos orgánicos retenidos en el sustrato se someten a reacciones de biodegradación que se aceleran en la época del año en que aumenta la temperatura, suponiendo una fuente interna de materia orgánica disuelta. La eliminación de sólidos en suspensión ocurre por sedimentación, decantación, filtración y degradación a través del conjunto que forma el sustrato del humedal con las raíces y rizomas de las plantas (Ecoamerica, 2007).

Los SST y SSV, registraron una mejor remoción en los sistemas que los SSF (Tabla 24); en los sistemas cubiertos totalmente con plantas, la eficiencia de

Tabla 24.

Porcentajes de remoción de los sólidos suspendidos totales, volátiles y fijos, para cada uno de los tratamientos durante la fase de renovación del 50% del efluente

Días de Muestreo	% de Remoción (SST)			% de Remoción (SSV)			% de Remoción (SSF)		
	Tratam. 100% plantas	Tratam. 50% plantas	Control	Tratam. 100% plantas	Tratam. 50% plantas	Control	Tratam. 100% plantas	Tratam. 50% plantas	Control
18/10/2011	0,42	53,5	33,3	3,5	-	-	-	-	-
24/10/2011	37,2	28,4	19,6	42,5	41,0	48,7	-	-	-
31/10/2011	72,3	71,6	56,7	80,6	77,0	77,8	-	-	-
08/11/2011	-	-	-	-	-	-	-	-	23,6
15/11/2011	76,6	51,6	91,6	-	-9,7	-	11,1	0,5	1,8
21/11/2011	-	-	-	63,4	59,9	61,1	-	-	-
28/11/2011	63,1	14,0	59,6	1,1	-	-	8,2	1,6	0,3
05/12/2011	11,7	25,4	73,5	32,8	43,3	59,	18,6	17,1	19,0
12/12/2011	79,7	76,7	69,6	9,5	-	-	-	-	-
19/12/2011	-	78,7	51,5	-	-	-	-	-	-

- No se registró remoción en la concentración de los parámetros evaluados.

remoción fue de hasta 79,7 % para SST, 80,6 % para SSV y 18,6 % para SSF; en los sistemas con cobertura de 50% los porcentajes de remoción fueron hasta de 78,7 % para SST, 77,0 % para SSV y 17,1 % para SSF; y en los sistemas de control se alcanzaron máximos de 73,5 % para SST, 77,8 % para SSV, y 23,6 % para SSF. Lekeufack *et al.* (2012), realizó un estudio con el objetivo de eliminar bacterias y nutrientes fecales de aguas residuales domésticas en un humedal de flujo de superficie horizontal con vegetación de *Echinochloa pyramidalis* y reportó remociones máximas de SST de 60,0% en el sistema con vegetación y de 80,0 % en el sistema de control, porcentajes similares a los obtenidos en el presente estudio.

En la Tabla 19, 20 y 21 se muestra que en el sistema totalmente cubierto con plantas los SST registraron correlación con los Coliformes totales ($r=0,628$; $p<0,05$) y con los Coliformes fecales ($r=0,622$; $p<0,05$); los SSV con el pH ($r=0,601$; $p<0,05$); y los SSF no presentaron correlación con ningún otro parámetro en este sistema. En el sistema cubierto con 50% de plantas los SST registraron correlación con la temperatura ($r=-0,674$; $p<0,05$) y con el oxígeno disuelto ($r=0,587$; $p<0,05$); los SSV con el pH ($r=0,623$; $p<0,05$); y los SSF no presentaron correlación con ningún otro parámetro en este sistema. En el sistema de control los SST registraron correlación con el amonio ($r=-0,580$; $p<0,05$), con la DQO ($r=0,688$; $p<0,05$), con la DBO_5 ($r=0,735$; $p<0,05$) y con Coliformes totales ($r=0,619$; $p<0,05$); los SSV con la conductividad eléctrica ($r=0,590$; $p<0,05$), la alcalinidad total ($r=-0,600$; $p<0,05$), el amonio ($r=0,583$; $p<0,05$) y el ortofosfato ($r=0,592$; $p<0,05$); por último, los SSF presentaron correlación con el oxígeno disuelto ($r=-0,651$; $p<0,05$).

3.2.7 Coliformes

Los microorganismos del grupo Coliformes totales registraron valores altos durante las primeras semanas del monitoreo, con una disminución progresiva en las últimas (Figura 54). El agua de entrada mantuvo siempre mediciones superiores a los del sistema con promedios de 40.647.000 NMP/100 mL. En los tratamientos con plantas, el sistema 100% con *E. crassipes* presentó una medición mínima de 1.310 NMP/100 mL, muy parecida al valor registrado en el sistema de 50% con *E. crassipes* el cual fue de 1.393 NMP/100 mL. En las mediciones máximas si existió una diferencia entre los dos sistemas con valores de 156.667 y 255.000 NMP/100 mL, respectivamente. El valor medio de Coliformes fue de 39.358 NMP/100

mL para el sistema de cobertura total de planta, y de 63.675 NMP/100 mL en el de cobertura 50% con plantas. En el 50% de los días muestreados, las mediciones del sistema de control fueron menores a los sistemas con plantas, registrando una media de 41.024 NMP/100 mL debido a la muerte de los coliformes por incidencia directa de radiación U.V contenidas en los rayos solares, ya que en los sistemas con plantas estas interceptaban la luz. Comparaciones entre los valores de Coliformes totales fijados en la norma (Tabla 18) y los obtenidos en los efluentes de los sistemas con plantas acuáticas, indican que en esta fase algunos valores registrados sí excedieron los límites de la norma. La *E. crassipes* es una de las especies más estudiadas para el tratamiento de aguas residuales con macrofitas debido a sus características depuradoras. Además, esta planta obtiene del agua todos los nutrientes que requiere para su metabolismo y posee un sistema de raíces que pueden tener microorganismos asociados a ellas que favorecen la acción depuradora de la planta (Benítez, 2008).

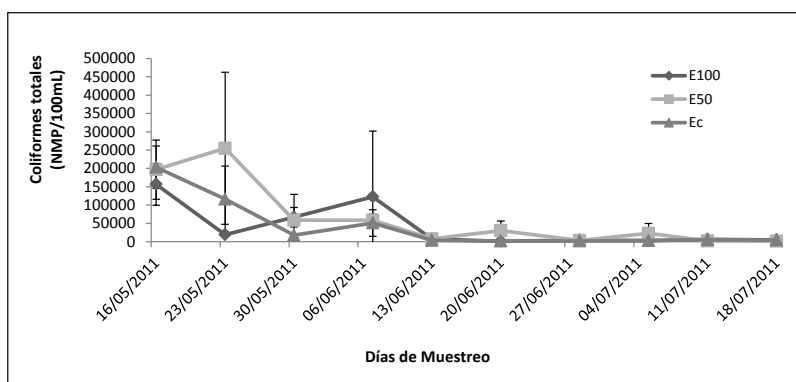


Figura 54. Comportamiento de Coliformes totales durante el tratamiento biológico con *Eichhornia crassipes*, empleando diferentes coberturas con plantas en el sistema y una tasa de renovación de efluente de 50%. E100 y E50 %: sistemas con 100 y 50 % de cobertura con plantas, E_c: sistema control (sin plantas), A.R de Entrada: agua residual de entrada. Las barras verticales indican la media aritmética \pm desviación estándar para $n=3$.

El comportamiento del grupo de Coliformes fecales varió en un 60% en las primeras mediciones, obteniéndose mediciones picos de 48.667; 44.333 y 34.333 NMP/100 mL para los sistemas con 100 y 50% de cobertura, así como y los sistemas de control; pero después se estabilizaron disminuyendo drásticamente sus concentraciones y registrando valores de 277; 187 y 180 NMP/100 mL respectivamente. En el agua de entrada se encontraron valo-

res de Coliformes fecales diferentes entre sí durante todo el monitoreo, con máximo y mínimo de 35.000.000 y de 470.000 NMP/100 mL; con un promedio de 10.569.700 NMP/100 mL (Figura 55). Al igual que los Coliformes totales, los fecales también registraron valores que excedieron la norma (Tabla 18). La eliminación de coliformes en el control se puede atribuir a la inactivación de los patógenos a temperatura superiores a 7,7°C; esto se debe a que los rayos ultravioletas hacen que los microorganismos en el agua sufran cambios en su ADN, haciendo imposible la generación de la proteína que los mantiene vivos y que permite su reproducción (Boutilier *et al.*, 2009).

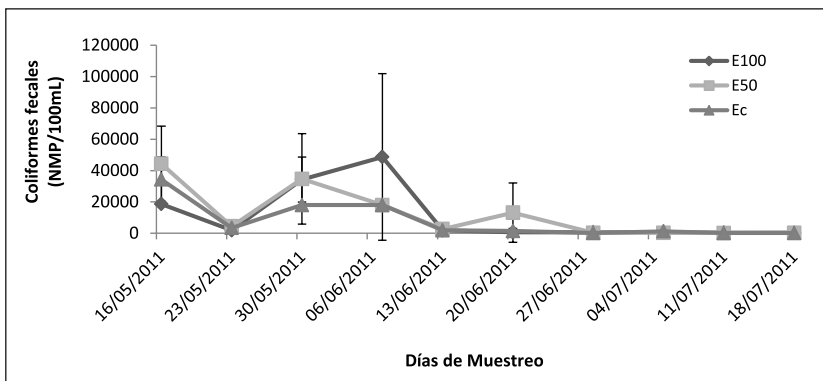


Figura 55. Comportamiento de Coliformes fecales durante el tratamiento biológico con *Eichhornia crassipes*, empleando diferentes coberturas con plantas en el sistema y una tasa de renovación de efluente de 50%. E100 y E50 %: sistemas con 100 y 50 % de cobertura con plantas, E_c: sistema control (sin plantas), A.R de Entrada: agua residual de entrada. Las barras verticales indican la media aritmética \pm desviación estándar para n=3.

En la Tabla 25 se observa que la remoción tanto de Coliformes totales como de fecales fue alta en los sistemas con y sin plantas y con pocas diferencias significativas entre sí. El porcentaje de remoción máximo de las coliformes (totales y fecales) en los diferentes sistemas fue de 99,9%. Estos valores de remoción concuerdan con los reportados por Molleda *et al.* (2008) en su estudio sobre la remoción de indicadores patógenos de aguas residuales en un humedal construido en León (España), con resultados de remociones de 99,9% para *E. coli* y 100% para *Clostridium*, quiste de *Giardia*, quistes de *Cryptosporidium* y huevos de helmintos.

En el sistema totalmente cubierto con plantas los Coliformes totales presentaron correlaciones significativas con la temperatura ($r = -0,579$;

Tabla 25.

Porcentajes de remoción de Coliformes totales y fecales, para cada uno de los tratamientos durante la fase de renovación del 50% del efluente

Días de Muestreo	% Remoción (Coliformes totales)			% Remoción (Coliformes fecales)		
	Tratam. 100% plantas	Tratam. 50% plantas	Control	Tratam. 100% plantas	Tratam. 50% plantas	Control
18/10/2011	66,6	58,1	56,7	96,0	90,5	92,6
24/10/2011	95,8	45,7	75,2	99,6	99,0	99,2
31/10/2011	99,5	99,6	99,8	26,9	26,2	61,7
08/11/2011	99,2	99,6	99,6	99,6	99,8	99,8
15/11/2011	99,9	99,9	99,9	99,5	99,2	99,5
21/11/2011	99,9	99,8	99,9	99,9	99,9	99,9
28/11/2011	99,9	99,9	99,9	99,9	99,9	99,9
05/12/2011	99,9	99,9	99,9	99,9	99,9	99,9
12/12/2011	99,9	99,9	99,9	99,9	99,9	99,9
19/12/2011	99,9	99,9	99,9	99,9	99,9	99,9

$p < 0,05$), la conductividad eléctrica ($r = -0,588$; $p < 0,05$), el amonio ($r = 0,624$; $p < 0,05$), los SST ($r = 0,628$; $p < 0,05$) y los Coliformes fecales ($r = 0,852$; $p < 0,05$); mientras que los Coliformes fecales presentaron correlación con la conductividad eléctrica ($r = -0,652$; $p < 0,05$), los SST ($r = 0,622$; $p < 0,05$) y Coliformes totales ($r = 0,852$; $p < 0,05$). En el sistema cubierto en un 50% con plantas, los Coliformes totales obtuvieron correlaciones significativas con la alcalinidad total ($r = 0,605$; $p < 0,05$), con el amonio ($r = 0,722$; $p < 0,05$), con la DQO ($r = 0,597$; $p < 0,05$) y con la DBO₅ ($r = 0,634$; $p < 0,05$); mientras que los Coliformes fecales presentaron correlaciones con la temperatura ($r = -0,593$; $p < 0,05$), conductividad eléctrica ($r = -0,688$; $p < 0,05$), con la alcalinidad total ($r = 0,576$; $p < 0,05$), y con la DBO₅ ($r = 0,588$; $p < 0,05$). En el sistema control los Coliformes totales obtuvieron correlación significativa con la conductividad eléctrica ($r = -0,708$; $p < 0,05$), la alcalinidad total ($r = 0,767$; $p < 0,05$), el amonio ($r = 0,624$; $p < 0,05$), el ortofosfato ($r = 0,7812$; $p < 0,05$), los SST ($r = 0,619$; $p < 0,05$), y los Coliformes fecales ($r = 0,598$; $p < 0,05$); por su parte estos últimos presentaron correlaciones con la temperatura ($r = -0,693$; $p < 0,05$), conductividad eléctrica ($r = -0,793$; $p < 0,05$), la alcalinidad total ($r = 0,788$; $p < 0,05$), y

el ortofosfato ($r= 0,788$; $p<0,05$). Las bacterias son pieza importante en la degradación de la materia orgánica dentro de estos sistemas; por este motivo necesitan condiciones óptimas de temperatura, alcalinidad total y conductividad eléctrica para su crecimiento; la cantidad de microorganismos en el sistema influye en la DQO y en la DBO_5 . Los microorganismos responsables de esta degradación suelen estar asociados a películas que se desarrollan sobre la superficie de las partículas del suelo, vegetación y desechos vegetales.

3.3. Tratamiento con *Eichhornia crassipes*: tasa de renovación 75% del efluente

En la Tabla 26 se presentan los resultados de los valores máximos, mínimos, medios y la normativa para los diferentes parámetros fisicoquímicos estudiados y en las Tablas 27, 28, y 29, los resultados obtenidos del análisis de correlación entre las diferentes variables fisicoquímicas y las diferentes concentraciones resultantes del proceso biológico en los sistemas con plantas y el control en función de la tasa de renovación (75%).

Tabla 26.

Valores máximos, mínimos, medios de los diferentes parámetros fisicoquímicos en los sistemas de tratamiento (con plantas) y de control, y para la tasa de renovación de 75% del efluente; y límites de vertimiento establecidos en la normativa Colombiana.

Parámetro	Sistema	Máximo	Mínimo	Media	Norma*
pH	E100%	9,120	6,483	7,243	5-9 unidades
	E50%	9,480	6,863	7,523	
	Control	10,476	7,803	8,490	
	A.R de Ent.	9,640	7,500	8,124	
Temperatura (°C)	E100%	30,167	25,367	27,467	< 40 °C
	E50%	29,800	25,733	27,711	
	Control	30,167	25,467	27,673	
	A.R de Ent.	32,200	25,000	29,080	
Conductividad eléctrica ($\mu S/cm$)	E100%	1599,000	386,667	889,924	NA
	E50%	1572,667	473,000	935,540	
	Control	1663,000	490,667	946,974	
	A.R de Ent.	2060,000	496,000	1060,300	

Tabla 26. (Continuación)

Parámetro	Sistema	Máximo	Mínimo	Media	Norma*
Alcalinidad total (mgCCa ₃ /L)	E100%	179,270	31,395	85,181	NA
	E50%	172,900	41,860	99,695	
	Control	182,910	34,125	98,855	
	A.R de Ent.	226,590	35,490	142,779	
Oxígeno disuelto (mg/L)	E100%	2,076	0,103	0,988	NA
	E50%	2,373	0,100	0,798	
	Control	6,163	0,090	2,297	
	A.R de Ent.	1,630	0,100	0,435	
Salinidad (‰)	E100%	0,533	0,100	0,206	NA
	E50%	0,533	0,100	0,210	
	Control	0,600	0,100	0,223	
	A.R de Ent.	0,900	0,100	0,310	
Cloruro (mg/L)	E100%	120,667	0,100	58,767	500 mg/L
	E50%	100,667	0,010	52,667	
	Control	108,000	1,333	56,400	
	A.R de Ent.	218,000	0,100	62,100	
Nitrato (mg/L)	E100%	10,333	0,333	4,466	2 mg/L
	E50%	12,333	0,333	4,500	
	Control	7,333	0,200	3,066	
	A.R de Ent.	5,000	0,200	1,700	
Nitrito (mg/L)	E100%	9,440	0,080	1,193	2 mg/L
	E50%	8,573	0,146	2,097	
	Control	10,586	0,440	4,924	
	A.R de Ent.	0,800	0,140	0,422	
Amonio (mg/L)	E100%	0,010	0,001	0,001	10 mg/L
	E50%	0,010	0,001	0,004	
	Control	0,023	0,001	0,004	
	A.R de Ent.	0,080	0,010	0,026	
Ortofosfato (mg/L)	E100%	2,003	0,433	0,986	5 mg/L
	E50%	3,516	0,770	2,078	
	Control	3,650	0,846	1,941	
	A.R de Ent.	5,140	1,740	3,768	
DQO (mg/L)	E100%	56,333	12,000	39,933	400 mg/L
	E50%	49,000	11,000	31,300	
	Control	73,000	37,333	50,066	
	A.R de Ent.	408,000	62,000	245,200	
DBO ₅ (mg/L)	E100%	30,300	9,400	21,297	200 mg/L
	E50%	34,510	7,400	19,035	
	Control	54,367	13,467	31,620	
	A.R de Ent.	162,000	37,200	105,373	

Tabla 26. (Continuación)

Parámetro	Sistema	Máximo	Mínimo	Media	Norma*
SST (mg/L)	E100%	34,667	4,667	16,467	200 mg/L
	E50%	52,667	4,667	15,733	
	Control	52,667	6,000	19,333	
	A.R de Ent.	112,000	22,000	62,003	
SSV (mg/L)	E100%	161,333	8,667	59,266	NA
	E50%	282,000	16,667	105,533	
	Control	146,667	7,333	56,067	
	A.R de Ent.	214,000	44,000	107,200	
SSF (mg/L)	E100%	770,000	217,333	488,067	NA
	E50%	750,667	240,000	480,867	
	Control	781,333	249,333	471,467	
	A.R de Ent.	832,000	214,000	518,000	
Coliformes totales (NMP/100 mL)	E100%	86.333	9.200	26.716	20.000 NMP/100 mL
	E50%	36.566	1.700	15.018	
	Control	16.633	180	3.913	
	A.R de Ent.	160.000.000	4.900	61.298.490	
Coliformes fecales (NMP/100 mL)	E100%	4.367	180	1.507	2.000 NMP/100 mL
	E50%	4.950	253	1.329	
	Control	1.283	180	496	
	A.R de Ent.	160.000.000	2.200	41.253.960	

E100%: sistema con 100% de cobertura de planta, E50%: sistema con 50% de cobertura de planta, Control: sistema sin planta, A.R de Ent.: agua residual de entrada, NA: no asignado, y Norma^o: Decreto 1594 de 1984 (Colombia).*

Tabla 27.

Coefficientes de correlación para las variables estudiadas en el sistema de tratamiento 100% cubierto con plantas acuáticas al aplicar la tasa de renovación de 75% del efluente, para $n=10$, $p<0,05$ y $r_{teórico}=0,576$.

Variables	pH	T	CE	AT	OD	SAL	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	NH ₄ ⁺	PO ₄ ³⁻	DQO	DBO ₅	SST	SSV	SSF	CT	CF
pH	-	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
T	NS	-	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	-0,613	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
CE	NS	NS	-	NS	NS	0,881	0,854	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	0,596	0,638	NS	NS
AT	NS	NS	0,806	-	NS	0,751	0,797	NS	0,661	NS	NS	NS	NS	NS	NS	0,878	NS	NS
OD	NS	NS	NS	NS	-	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
SAL	NS	NS	0,881	0,751	NS	-	0,805	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	0,695	NS	NS
Cl ⁻	NS	NS	0,854	0,797	NS	0,805	-	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	0,782	NS	NS
NO ₃ ⁻	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	-	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
NO ₂ ⁻	NS	NS	NS	0,661	NS	NS	NS	NS	-	NS	NS	-0,619	NS	NS	0,706	NS	NS	NS
NH ₄ ⁺	NS	-0,613	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	-	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
PO ₄ ³⁻	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	-	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
DQO	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	-0,619	NS	NS	-	NS	NS	-0,581	NS	NS	NS
DBO ₅	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	-	NS	NS	NS	NS	NS
SST	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	-	NS	NS	NS	NS
SSV	NS	NS	NS	0,596	NS	NS	NS	NS	0,706	NS	NS	-0,581	NS	NS	-	NS	NS	NS
SSF	NS	NS	0,878	0,638	NS	0,595	0,782	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	-	NS	NS
CT	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	-
CF	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS

T: temperatura, CE: conductividad eléctrica, AT: alcalinidad total, OD: oxígeno disuelto, SAL: salinidad, Cl⁻: cloruro, NO₂⁻: nitrito, NH₄⁺: amonio, PO₄³⁻: ortofosfato, DQO: demanda química de oxígeno, DBO₅: demanda bioquímica de oxígeno, SST: sólidos suspendidos totales, SSV: sólidos suspendidos volátiles, SSF: sólidos suspendidos fijos, CT: Coliformes totales, CF: Coliformes fecales, NS: no significativo.

Tabla 28.
 Coeficientes de correlación para las variables estudiadas en el sistema de tratamiento cubierto en un 50% con plantas acuáticas al aplicar la tasa de renovación de 75% del efluente, para $n=10$, $p<0,05$ y $r_{teórico}=0,576$.

Variables	pH	T	CE	AT	OD	SAL	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	NH ₄ ⁺	PO ₄ ³⁻	DQO	DBO ₅	SST	SSV	SSF	CT	CF
pH	-	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
T	NS	-	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
CE	NS	NS	-	0,724	NS	0,779	0,873	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	0,705	NS	NS
AT	NS	NS	0,724	-	NS	0,619	0,707	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
OD	NS	NS	NS	NS	-	NS	NS	NS	NS	NS	NS	-0,679	-0,670	NS	NS	NS	NS	NS
SAL	NS	NS	0,779	0,619	NS	-	0,743	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	0,591	NS	NS
Cl ⁻	NS	NS	0,873	0,707	NS	0,743	-	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	0,653	NS	NS
NO ₃ ⁻	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	-	NS	NS	NS	-0,651	NS	NS	NS	NS	NS	NS
NO ₂ ⁻	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	-	NS	NS	NS	NS	NS	0,610	NS	NS	NS
NH ₄ ⁺	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	-	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
PO ₄ ³⁻	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	-	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
DQO	NS	NS	NS	NS	-0,679	NS	NS	-0,651	NS	NS	NS	-	0,740	NS	NS	NS	NS	NS
DBO ₅	NS	NS	NS	NS	-0,670	NS	NS	NS	NS	NS	NS	0,740	-	NS	NS	NS	NS	NS
SST	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	-	NS	NS	NS	NS
SSV	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	0,610	NS	NS	NS	NS	NS	-	NS	NS	NS
SSF	NS	NS	0,705	NS	NS	0,591	0,653	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	-	-	NS	NS
CT	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
CF	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS

T: temperatura, CE: conductividad eléctrica, AT: alcalinidad total, OD: oxígeno disuelto, SAL: salinidad, Cl⁻: cloruro, NO₂⁻: nitrito, NO₃⁻: nitrato, NH₄⁺: amonio, PO₄³⁻: ortofosfato, DQO: demanda química de oxígeno, DBO₅: demanda bioquímica de oxígeno, SST: sólidos suspendidos totales, SSV: sólidos suspendidos volátiles, SSF: sólidos suspendidos fijos, CT: Coliformes totales, CF: Coliformes fecales, NS: no significativo.

Tabla 29.

Coefficientes de correlación para las variables estudiadas en el sistema de control al aplicar la tasa de renovación de 75% del efluente, para $n=10$, $p<0,05$ y $r_{teórico}=0,576$.

Variables	pH	T	CE	AT	OD	SAL	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	NH ₄ ⁺	PO ₄ ³⁻	DQO	DBO ₅	SST	SSV	SSF	CT	CF	
pH	-	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	
T	NS	-	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	
CE	NS	NS	-	0,781	NS	0,992	0,922	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	0,913	NS	NS	
AT	NS	NS	0,781	-	-0,576	0,766	0,848	NS	NS	NS	NS	NS	0,680	NS	NS	0,763	0,690	NS	
OD	NS	NS	NS	-0,576	-	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	
SAL	NS	NS	NS	0,766	NS	-	0,917	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	0,902	NS	NS	
Cl ⁻	NS	NS	NS	0,848	NS	0,917	-	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	0,872	NS	NS	
NO ₃ ⁻	NS	NS	NS	0,922	NS	NS	NS	-	0,690	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	
NO ₂ ⁻	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	0,690	-	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	
NH ₄ ⁺	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	-	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	
PO ₄ ³⁻	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	-	0,587	0,693	NS	NS	NS	NS	NS	
DQO	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	0,587	-	0,808	NS	NS	NS	0,740	NS	
DBO ₅	NS	NS	NS	0,680	NS	NS	NS	NS	NS	NS	0,693	0,808	-	NS	NS	NS	NS	NS	
SST	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	-	NS	NS	NS	NS	
SSV	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	-	NS	NS	NS	
SSF	NS	NS	NS	0,763	NS	0,902	0,872	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	-	NS	NS	
CT	NS	NS	NS	0,690	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	0,740	NS	NS	NS	-	0,719	
CF	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	0,719	-

T: temperatura, CE: conductividad eléctrica, AT: alcalinidad total, OD: oxígeno disuelto, SAL: salinidad, Cl⁻: cloruro, NO₃⁻: nitrato, NO₂⁻: nitrito, NH₄⁺: amonio, PO₄³⁻: ortofosfato, DQO: demanda química de oxígeno, DBO₅: demanda bioquímica de oxígeno, SST: sólidos suspendidos totales, SSV: sólidos suspendidos volátiles, SSF: sólidos suspendidos fijos, CT: Coliformes totales, CF: Coliformes fecales, NS: no significativo.

3.3.1 pH y alcalinidad total

El pH se mantuvo cerca de la neutralidad en los sistemas tratados con plantas con promedios de 7,243 unidades en el sistema con 100% de cobertura y 7,523 unidades para el de 50% de cobertura; sin embargo, en la Figura 56 se observa que las mediciones de pH en el sistema de 100% con plantas fueron relativamente más bajas que en el de 50% de cobertura con valores máximos de 9,120 y 9,480 unidades y mínimos de 6,483 y 6,863 unidades, respectivamente. El comportamiento de las mediciones del sistema de control se mantuvo siempre por encima de los sistemas con plantas siendo su media de 8,490 unidades, con valor mínimo de 7,803 y máximos de 10,476 unidades; el sistema del agua de entrada tuvo comportamiento similar al de control con mediciones promedio de 8,124 unidades. Con relación a la norma (Tabla 26), durante esta fase los valores de pH de los sistemas de tratamiento sólo estuvieron por encima el día 30 de septiembre con valores de 9,120 y 9,480 unidades para los sistemas de 100 y 50% de cobertura con plantas. Por otra parte, en los sistemas de control la norma fue sobrepasada con mayor frecuencia: aproximadamente en un 15% de los días monitoreados. Los rangos de pH registrados en este estudio concuerdan con el nivel de tolerancia (6,8 a 8,0 unidades) indicado por GEIB (2006);

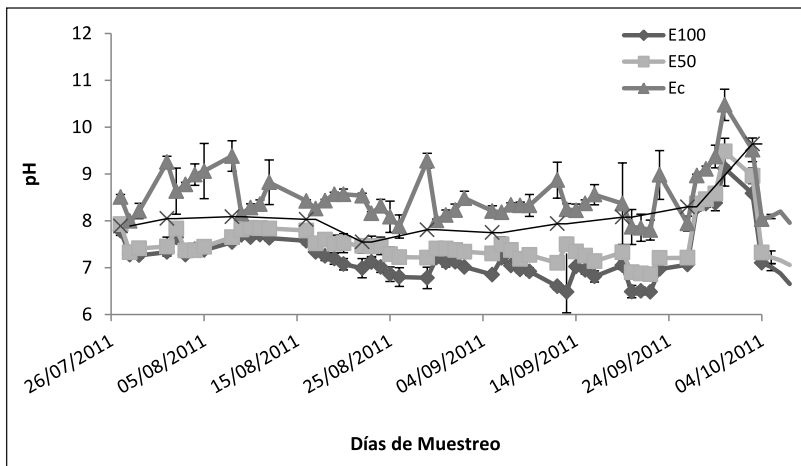


Figura 56. Comportamiento del pH durante el tratamiento biológico con *Eichhornia crassipes*, empleando diferentes coberturas con plantas en el sistema y una tasa de renovación de efluente de 75%. E100 y E50 %: sistemas con 100 y 50 % de cobertura con plantas, E_c: sistema control (sin plantas), A.R de Entrada: agua residual de entrada. Las barras verticales indican la media aritmética \pm desviación estándar para n=3.

la determinación y control del pH es importante porque la concentración de hidrogeniones puede afectar la vida acuática, la oxidación biológica de la materia orgánica y permite evaluar el grado de eutrofización.

De acuerdo con las Tablas 27, 28, y 29 el pH no presentó correlación significativa con ninguna variable en los diferentes sistemas (con plantas y de control). Sin embargo, se puede afirmar que la notoria diferencia del pH en los sistemas con plantas y de control se debe a que la actividad biológica en los sistemas con plantas es mejor; hay que resaltar que pH muy ácidos o muy alcalinos dificultan el tratamiento biológico de las aguas que se está empleando (Tebbutt, 2001).

La alcalinidad total fue muy variada a lo largo de todo el monitoreo, con picos en los sistemas de 179,270 mg CaCO_3/L para el sistema que está cubierto totalmente con plantas, y 172,900 mg CaCO_3/L para el sistema que está cubierto en un 50%; con valores mínimos de 31,395 y 41,860 mg CaCO_3/L respectivamente. Los valores de alcalinidad total del agua residual de entrada fueron mayores que los del sistema de control y aquellos tratados con plantas, con media de 142,779 mg CaCO_3/L . Las mediciones del control presentaron valores similares a los sistemas con plantas, en un rango entre 34,125 y 182,910 mg CaCO_3/L (Figura 57). La alcalinidad total

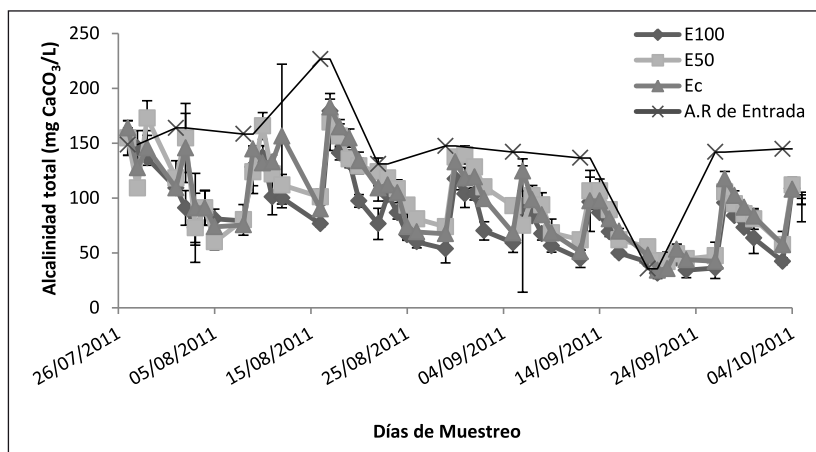


Figura 57. Comportamiento de la alcalinidad total durante el tratamiento biológico con *Eichhornia crassipes*, empleando diferentes coberturas con plantas en el sistema y una tasa de renovación de efluente de 75%. E100 y E50 %: sistemas con 100 y 50 % de cobertura con plantas, E_c : sistema control (sin plantas), A.R de Entrada: agua residual de entrada. Las barras verticales indican la media aritmética \pm desviación estándar para $n=3$.

en los sistemas era alta cada vez que se aplicaba la tasa de renovación del efluente, pero disminuía con los días y el tiempo de monitoreo. Fernández (2012), observó el comportamiento de las variables fisicoquímicas durante el tratamiento biológico de agua petrolizadas usando consorcios microbianos y registró valores máximos de alcalinidad total similares a los de este estudio, con un rango entre 124 y 150 mg CaCO₃/L. En términos generales el comportamiento de la alcalinidad fue suficiente para mantener los valores de pH en niveles adecuados para el funcionamiento normal de *E. crassipes*, y así garantizar su acción depuradora en los humedales utilizados.

En la Tabla 27 se observó que la alcalinidad total en el sistema totalmente cubierto con planta presentó correlaciones significativas con la conductividad eléctrica ($r = 0,806$; $p < 0,05$), salinidad ($r = 0,751$; $p < 0,05$), el cloruro ($r = 0,797$; $p < 0,05$), el nitrito ($r = 0,661$; $p < 0,05$), los SSV ($r = 0,596$; $p < 0,05$), y los SSF ($r = 0,638$; $p < 0,05$); en el sistema con cobertura de 50% con plantas este valor presentó correlaciones con la conductividad eléctrica ($r = 0,724$; $p < 0,05$), la salinidad ($r = 0,619$; $p < 0,05$), y el cloruro ($r = 0,707$; $p < 0,05$); en el sistema control con la conductividad eléctrica ($r = 0,781$; $p < 0,05$), lo hizo con el oxígeno disuelto ($r = -0,576$; $p < 0,05$), la salinidad ($r = 0,766$; $p < 0,05$), el cloruro ($r = 0,848$; $p < 0,05$), la DBO₅ ($r = 0,680$; $p < 0,05$), los SSF ($r = 0,763$; $p < 0,05$), y Coliformes totales ($r = 0,690$; $p < 0,05$). La alcalinidad total de las aguas residuales se debe a sales de ácidos débiles o bases fuertes que actúan como amortiguadores e impiden que el pH disminuya, cuando a tales aguas se les agregan porciones de ácidos, la alcalinidad representa, por lo tanto, un potencial amortiguador, y en tal sentido se usa comúnmente en el tratamiento de aguas residuales (Vargas, 2003).

3.3.2 Temperatura y oxígeno disuelto.

Al analizar el comportamiento de la temperatura en la Figura 58 se encontró que los sistemas con *Eichhornia crassipes* y los de control mostraron una distribución de valores muy similares con rangos mínimos entre 25,367 y 25,733 °C y máximos entre 29,800 y 30,167 °C; la temperatura media en los tres sistemas fue de aproximadamente 27,611 °C. Se registraron en el agua residual de entrada valores entre 25,000 y 32,200 °C, con promedios de 29,080 °C debido a que las aguas residuales crudas presentan temperaturas más altas que las aguas de los sistemas tratados. Se puede mencionar que durante esta fase los valores no excedieron los 40°C que se establecen

en la Tabla 26 como valor límite para las aguas que van hacer vertidas; Asimismo, en los sistemas de control tampoco se registraron valores superiores a los de la norma. Estas temperaturas registradas se mantienen en el rango óptimo de 15 a 38 °C establecido por Mumtaz *et al.* (2014); la *E. crassipes* se tolera más las condiciones del agua en que crece, generalmente necesita aguas estancadas o con poca corriente e intensa iluminación.

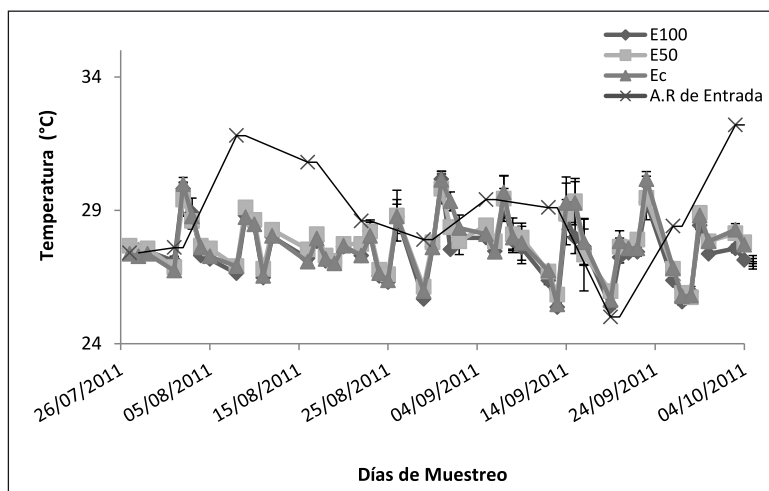


Figura 58. Comportamiento de la temperatura durante el tratamiento biológico con *Eichhornia crassipes*, empleando diferentes coberturas con plantas en el sistema y una tasa de renovación de efluente de 75%. E100 y E50 %: sistemas con 100 y 50 % de cobertura con plantas, E_c: sistema control (sin plantas), A.R de Entrada: agua residual de entrada. Las barras verticales indican la media aritmética \pm desviación estándar para $n=3$.

En las Tablas 27, 28, y 29, se observa que la temperatura sólo presentó correlación significativa con el amonio ($r = -0,613$; $p < 0,05$) en el sistema totalmente cubierto con plantas; es decir, a medida que aumentaba la temperatura disminuía el compuesto. La temperatura es fundamental en los tratamientos biológicos, pues un aumento de la misma disminuye la solubilidad del oxígeno del agua, desfavoreciendo la aireación del sistema; por otro lado, la temperatura afecta la velocidad de sedimentación de los sólidos. Rangos favorables de pH (7,1-9,7), temperatura (22,8-35,8 °C) y oxígeno disuelto (0,79-3,34 mg/L) pueden generar procesos de remoción (Vvymazal, 2002).

El agua residual de entrada presentó valores de oxígeno disuelto bajos con un rango entre 0,100 y 1,630 mg/L (este último ocurrió por influencia

de agua lluvia), y una media de 0,435 mg/L; mientras los sistemas tratados con *Eichhornia crassipes* registraron valores similares entre sí, con mediciones promedio de 0,988 y 0,798 mg/L para las coberturas de 100 y 50% con plantas respectivamente (Figura 59). Los valores de oxígeno en los sistemas de control fueron superiores a de los sistemas con plantas (100 y 50% con cobertura), con un rango entre 0,090 a 6,163 mg/L. La razón por la cual en los sistemas con plantas el oxígeno fue menor que en el sistema de control es debido a que estos procesos biológicos son realizados por microorganismos cuyo metabolismo tiene lugar en presencia de oxígeno, estos consumen el gas y liberan dióxido de carbono, agua y energía, mientras en los sistemas de control la ausencia de plantas hace que el principal aporte de oxígeno sea realizado por reaireación de la atmósfera, lo que genera esos niveles de concentración de oxígeno en los sistemas. Según Vargas (2003), un cuerpo de agua debe tener como requerimiento mínimo 5,0 mg/L de oxígeno. A medida que avanza el tratamiento las plantas van aportando oxígeno al sistema a través del proceso de fotosíntesis y la disolución del oxígeno atmosférico.

Las Tablas 27, 28, y 29 muestran que el oxígeno disuelto no presentó correlación significativa en el sistema totalmente cubierto con plantas, pero sí

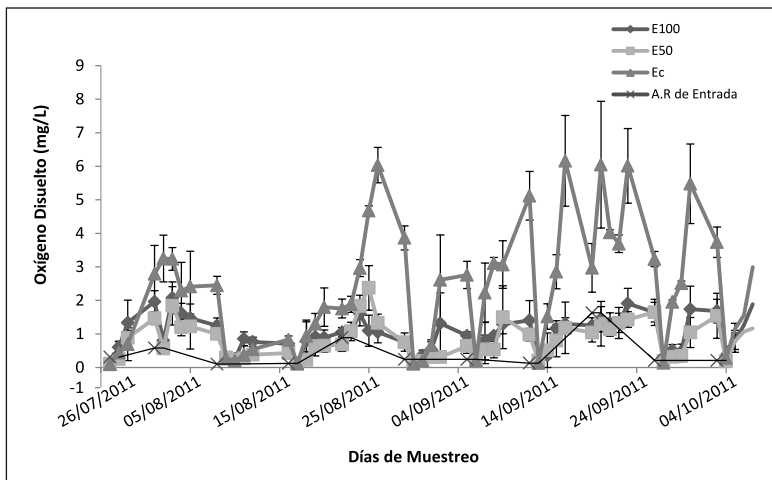


Figura 59. Comportamiento del oxígeno disuelto durante el tratamiento biológico con *Eichhornia crassipes*, empleando diferentes coberturas con plantas en el sistema y una tasa de renovación de efluente de 75%. E100 y E50 %: sistemas con 100 y 50 % de cobertura con plantas, E_c: sistema control (sin plantas), A.R de Entrada: agua residual de entrada. Las barras verticales indican la media aritmética ± desviación estándar para n=3.

en el sistema con 50% de cobertura con la DQO ($r = -0,679$; $p < 0,05$) y con la DBO_5 ($r = -0,670$; $p < 0,05$); y en el sistema de control con la alcalinidad total ($r = -0,576$; $p < 0,05$). Los microorganismos necesitan oxígeno para degradar la materia orgánica biodegradable y no biodegradable (DBO_5 y DQO), lo que genera la disminución de estas en el sistema; este mismo proceso de degradación genera sustancias tóxicas que aumentan la alcalinidad total y también hace que disminuya el oxígeno.

3.3.3 Conductividad eléctrica, salinidad y cloruro

Las mediciones de conductividad eléctrica en los sistemas de tratamiento y control mostraron una distribución homogénea entre los tres, con promedios de $889,924 \mu\text{S}/\text{cm}$ para el sistema con cobertura de 100 % con plantas; $935,540 \mu\text{S}/\text{cm}$ para el de 50% y $946,974 \mu\text{S}/\text{cm}$ para el sistema de control. En la Figura 60 se observa que los valores en los tres sistemas fueron mayores en los primeros días de monitoreo con máximos de $1599,000$; $1572,667$ y $1663,000 \mu\text{S}/\text{cm}$ para los sistemas 100 y 50 % tratados con *Eichhornia crassipes* y el sistema de control respectivamente; luego comenzaron a disminuir hasta registrar mediciones de $386,667$; $473,000$ y de $490,667 \mu\text{S}/\text{cm}$. Las mediciones del agua de entrada registraron una conductividad

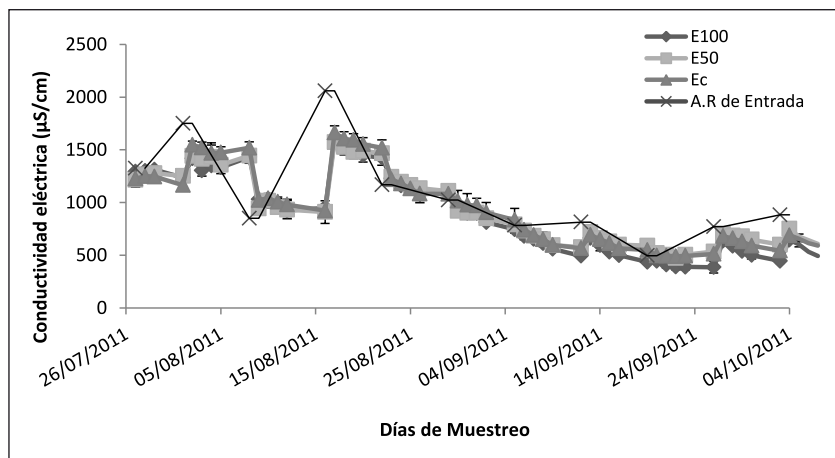


Figura 60. Comportamiento de la conductividad eléctrica durante el tratamiento biológico con *Eichhornia crassipes*, empleando diferentes coberturas con plantas en el sistema y una tasa de renovación de efluente de 75%. E100 y E50 %: sistemas con 100 y 50 % de cobertura con plantas, E_c : sistema control (sin plantas), A.R de Entrada: agua residual de entrada. Las barras verticales indican la media aritmética \pm desviación estándar para $n=3$.

eléctrica media de $1060,300 \mu\text{S}/\text{cm}$, con valores superiores a los alcanzados en los sistemas de tratamiento. Como se había mencionado, la conductividad eléctrica depende de la presencia de iones generalmente sales minerales y su concentración total, al igual que de la temperatura (APHA, *et al.*, 2005). En el caso de aguas de ríos contaminadas por desechos industriales o aguas residuales se pueden encontrar variaciones apreciables de conductividad eléctrica.

La conductividad eléctrica presentó correlación con la alcalinidad total ($r = 0,806$; $p < 0,05$), la salinidad ($r = 0,881$; $p < 0,05$) el cloruro ($r = 0,854$; $p < 0,05$) y los SSF ($r = 0,878$; $p < 0,05$) en el sistema totalmente cubierto con plantas; de igual manera, en el sistema con 50% de cobertura la conductividad eléctrica presentó correlación con la alcalinidad total ($r = 0,724$; $p < 0,05$), la salinidad ($r = 0,779$; $p < 0,05$) el cloruro ($r = 0,873$; $p < 0,05$) y los SSF ($r = 0,705$; $p < 0,05$); lo mismo sucedió en el control, donde la conductividad eléctrica mantuvo correlación con la alcalinidad total ($r = 0,781$; $p < 0,05$), la salinidad ($r = 0,992$; $p < 0,05$) el cloruro ($r = 0,992$; $p < 0,05$) y los SSF ($r = 0,913$; $p < 0,05$); esto se debe a que si en el sistema se incrementan las concentraciones de sólidos minerales causadas por el incremento de la salinidad, del cloruro, bases o ácidos y sólidos suspendidos, la conductividad eléctrica aumentará también.

La Figura 61 muestra la similitud del comportamiento de la salinidad en los sistemas tratados con *E. crassipes* y los sistemas de control, el cual varía un poco con respecto al del agua residual de entrada; estos sistemas presentaron valores altos de salinidad, aproximadamente 0,555% los primeros días del monitoreo, pero disminuyeron hasta cero en los últimos días. Tanta fue la similitud entre las medidas de los tres sistemas (experimentales y de control) que se registró un promedio de salinidad parecido en ellos, con un valor aproximado de 0,212 UPS. El agua de entrada presentó una media de 0,310 UPS, con mediciones bajas de 0,100 y altas de 0,900 UPS.

En el sistema 100% cubierto con plantas la salinidad registró correlaciones significativas con la conductividad eléctrica ($r = 0,881$; $p < 0,05$), la alcalinidad total ($r = 0,751$; $p < 0,05$), el cloruro ($r = 0,805$; $p < 0,05$) y los SSF ($r = 0,595$; $p < 0,05$); igualmente en el sistema con 50% de cobertura este valor presentó correlación con la conductividad eléctrica ($r = 0,779$; $p < 0,05$), la alcalinidad total ($r = 0,619$; $p < 0,05$), el cloruro ($r = 0,743$; $p < 0,05$) y los SSF ($r = 0,591$; $p < 0,05$); lo mismo sucedió en el control; existió correlación entre el ítem mencionado y la conductividad eléctrica

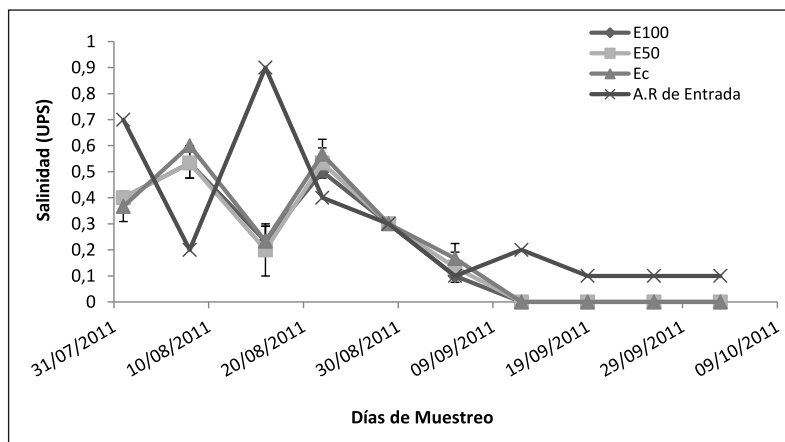


Figura 61. Comportamiento de la salinidad durante el tratamiento biológico con *Eichhornia crassipes*, empleando diferentes coberturas con plantas en el sistema y una tasa de renovación de efluente de 75%. E100 y E50 %: sistemas con 100 y 50 % de cobertura con plantas, E_c: sistema control (sin plantas), A.R de Entrada: agua residual de entrada. Las barras verticales indican la media aritmética \pm desviación estándar para n=3.

($r = 0,992$; $p < 0,05$), la alcalinidad total ($r = 0,766$; $p < 0,05$), el cloruro ($r = 0,917$; $p < 0,05$) y los SSF ($r = 0,902$; $p < 0,05$). La salinidad, al igual que la conductividad eléctrica, determina la masa de sales disueltas en una masa dada de solución (APHA *et al.*, 2005).

Se registraron valores de cloruro de 0,100 mg/L hasta 120,667 mg/L en los sistemas con plantas, con medias de 58,767 mg/L para el sistema con cobertura de 100% con plantas y 52,667 mg/L para el sistema cubiertos en un 50% con plantas. El sistema de control mostró una distribución similar a los otros con un promedio de 56,400 mg/L y valores mínimos y máximos de 1,333 y 108,000 mg/L respectivamente. El comportamiento del cloruro en el agua de entrada no fue diferente al de los sistemas de tratamientos, pero si alcanzó valores más altos, hasta de 218,000 mg/L con medias de 62,100 mg/L. En la Tabla 26, se observa que el valor límite máximo permisible de cloruro es de 500 mg/L para vertimientos puntuales de aguas residuales domésticas a cuerpos de agua; al observar la Figura 62 se puede determinar que durante este periodo de monitoreo las mediciones registradas no excedieron el valor establecido en todos los sistemas, tanto experimentales como de control; estos valores de cloruro en el sistema son adecuados, pues contenidos elevados de este compuesto pueden perjudicar el crecimiento de las plantas (APHA *et al.*, 2005). Los días 1 y 16 de agosto se

generaron incrementos de sales en los sistemas, debido a un mayor aporte de materia inorgánica del agua residual.

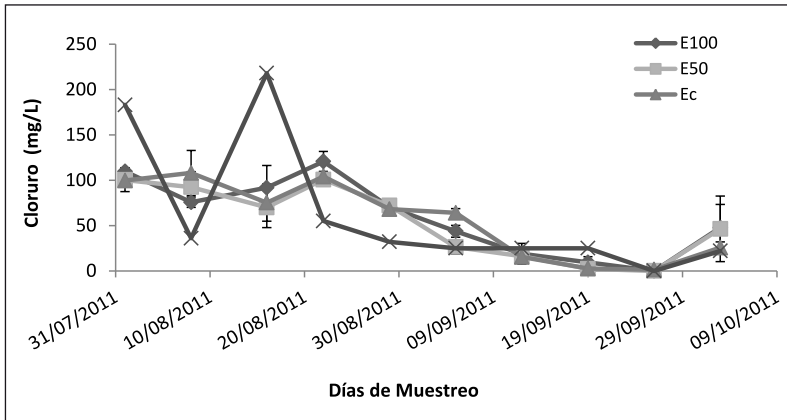


Figura 62. Comportamiento del cloruro durante el tratamiento biológico con *Eichhornia crassipes*, empleando diferentes coberturas con plantas en el sistema y una tasa de renovación de efluente de 75%. E100 y E50 %: sistemas con 100 y 50% de cobertura con plantas, E_c: sistema control (sin plantas), A.R de Entrada: agua residual de entrada. Las barras verticales indican la media aritmética \pm desviación estándar para n=3.

En el sistema 100% cubierto con plantas el cloruro presentó correlaciones con la conductividad eléctrica ($r= 0,854$; $p<0,05$), la alcalinidad total ($r= 0,797$; $p<0,05$), la salinidad ($r= 0,805$; $p<0,05$) y los SSF ($r= 0,728$; $p<0,05$); igualmente, en el sistema 50% de cobertura, el compuesto presentó correlación con la conductividad eléctrica ($r= 0,873$; $p<0,05$), la alcalinidad total ($r= 0,707$; $p<0,05$), la salinidad ($r= 0,743$; $p<0,05$) y los SSF ($r= 0,653$; $p<0,05$), así como en el sistema de control donde mantuvo correlación con la conductividad eléctrica ($r= 0,922$; $p<0,05$), la alcalinidad total ($r= 0,848$; $p<0,05$), la salinidad ($r= 0,917$; $p<0,05$) y los SSF ($r= 0,872$; $p<0,05$). Estas sustancias inorgánicas (sales) pueden generar problemas de toxicidad en las plantas, que reducen su rendimiento, y ponen en peligro la actividad biológica de las plantas.

3.3.4 Nitrógeno y fósforo

Los valores más bajos de nitrato se registraron en el agua residual de entrada con valores desde 0,200 a 5,000 mg/L y un promedio de 1,700 mg/L. La medición de nitrato en los sistemas tratados con *E. crassipes* fue

variada a lo largo de todo el monitoreo, presentando la misma media en los dos sistemas cubiertos con plantas con un valor de 4,500 mg/L y mínimas de 0,333 mg/L. La media del sistema de control fue relativamente más baja con un valor de 3,066 mg/L y además registró niveles de nitrato de hasta 7,333 mg/L. Como se observa en la Figura 63, los valores de nitrato registrados superan los 2 mg/L establecidos en el decreto 1594 de 1984 (Tabla 26). Durante esta fase este parámetro fue sobrepasado en el 70% de los días muestreados. Esto permite decir que el nitrato generado en la dinámica de los procesos gracias a la acción de las bacterias nitrificantes que permiten la conversión del amonio a nitrito y este a nitrato no fue asimilado por las plantas, pero existe la posibilidad de que se hubiera acumulado en el sistema (España, 2006).

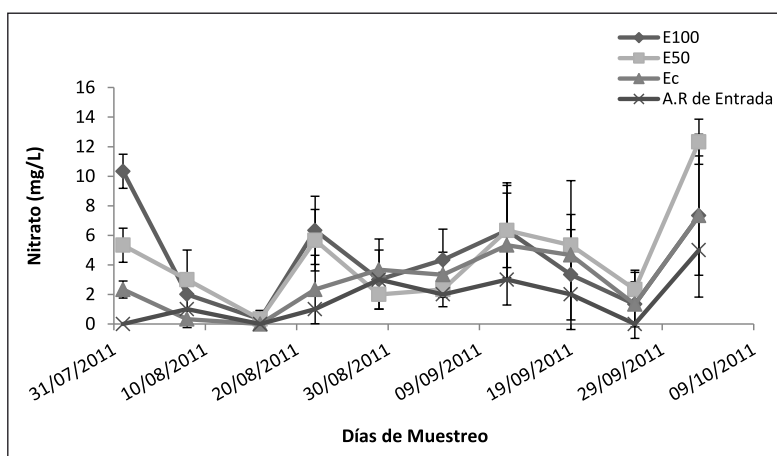


Figura 63. Comportamiento del nitrato durante el tratamiento biológico con *Eichhornia crassipes*, empleando diferentes coberturas con plantas en el sistema y una tasa de renovación de efluente de 75%. E100 y E50 %: sistemas con 100 y 50% de cobertura con plantas, E_c: sistema control (sin plantas), A.R de Entrada: agua residual de entrada. Las barras verticales indican la media aritmética \pm desviación estándar para $n=3$.

El nitrito de los sistemas con plantas mantuvo un comportamiento similar entre ambas medidas, con un rango de mediciones que vario entre 0,080 L y 9,440 mg/L, y medias de 1,193 mg/L para el sistema con 100% de cobertura y 2,097 mg/L para el de 50%. Sus valores en los sistemas de control fueron mayores que en los sistemas con plantas con medias de 4,924 mg/L, un mínimo de 0,440 mg/L y un máximo de 10,586 mg/L (Figura 64). El agua de entrada presentó valores muy bajos en todo el monitoreo,

con medias de 0,422 mg/L. Según la Tabla 27 el valor límite de nitrito es 2 mg/L para vertimientos de aguas residuales a cuerpos de agua; el sistema con cobertura de 100% con plantas sólo excedió el límite en una sola medición con valor de 9,440 mg/L; los sistemas de 50% con plantas lo hicieron en tres mediciones con valores de 8,573; 3,391 y 2,390 mg/L. El nitrito en los sistemas suele ser convertido en nitrato por bacterias del género *Nitrobacter* y, bajo ciertas condiciones, estas formas inorgánicas del nitrógeno pueden ser tóxicas para las plantas; por esta razón que la nitrificación es un proceso importante en estos sistemas (España, 2006). Sin embargo, estos procesos también pueden causar acumulación de nitritos en los sistemas con plantas. Para el caso particular de los sistemas de control, la acumulación de nitritos puede atribuirse a la presencia mayoritaria de bacterias del género *Nitrosomonas*, que convierten el amonio, generado durante la dinámica de degradación de la materia orgánica, en nitritos.

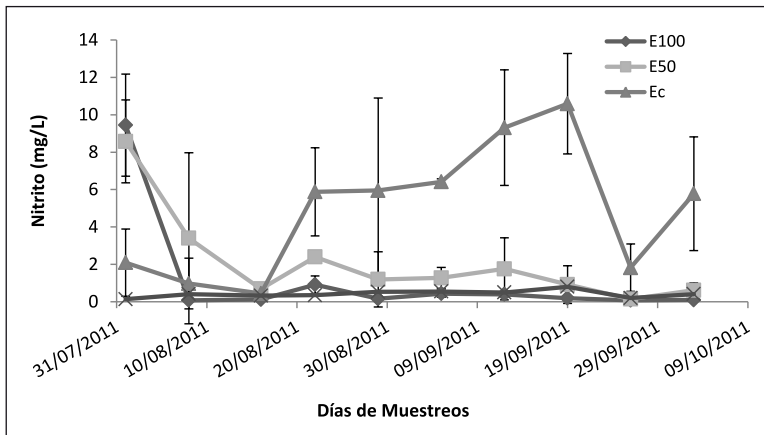


Figura 64. Comportamiento del nitrito durante el tratamiento biológico con *Eichhornia crassipes*, empleando diferentes coberturas con plantas en el sistema y una tasa de renovación de efluente de 75%. E100 y E50 %: sistemas con 100 y 50 % de cobertura con plantas, E_c: sistema control (sin plantas), A.R de Entrada: agua residual de entrada. Las barras verticales indican la media aritmética \pm desviación estándar para $n=3$.

En la Figura 65 se puede apreciar que el agua residual de entrada registró mediciones de amonio mayores que aquellas de los sistemas de tratamiento, con valores elevados en la quinta semana de 0,080 mg/L y un promedio durante el monitoreo de 0,026 mg/L. En los sistemas con plantas este nivel registró variaciones por debajo de 0,01 mg/L, con valores medios de 0,001 y 0,004 mg/L para los sistemas con 100 y 50% de cobertura. El

sistema de control (sin plantas) mostró valores similares a los de tratamiento con plantas: su media fue de 0,004 mg/L y su máximo de 0,023 mg/L. De acuerdo con lo indicado en la Tabla 26 estos valores de amonio no superaron el valor límite de 10 mg/L establecido en la norma Colombiana. La remoción de nitrógeno en los humedales artificiales también puede ocurrir por volatilización de amoníaco, y la volatilización de aguas residuales en concentraciones altas de amonio puede ser un factor significativo incluso a pH neutro (Hunt, 2001). Además, la concentración de amonio del agua de entrada (afluente) se reduce durante el tratamiento (efluente) cuando existe concentraciones de oxígeno adecuadas para transformarlo en nitrato; el cual en esta forma puede ser utilizado por las plantas para sus procesos metabólicos (Song, 2010).

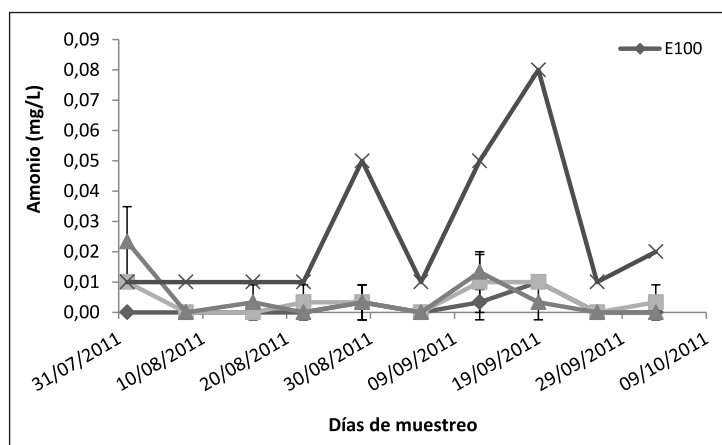


Figura 65. Comportamiento del amonio durante el tratamiento biológico con *Eichhornia crassipes*, empleando diferentes coberturas con plantas en el sistema y una tasa de renovación de efluente de 75%. E100 y E50 %: sistemas con 100 y 50 % de cobertura con plantas, E_c: sistema control (sin plantas), A.R de Entrada: agua residual de entrada. Las barras verticales indican la media aritmética \pm desviación estándar para $n=3$.

Los niveles más bajos de ortofosfato se registraron en el sistema 100% con *Eichhornia crassipes*, con mediciones menores de 2,003 mg/L y una media de 0,986 mg/L; el sistema con cobertura de 50% mantuvo un comportamiento similar al sistema control con una media aproximada de 2,009 mg/L, y un rango de valores entre 0,770 y 3,650 mg/L; las mediciones en el agua de entrada superan los 3,000 mg/L el 90% de los días monitoreados con medias de 3,768 mg/L. En la Figura 66 se determina que el sistema

totalmente cubierto con las plantas acuáticas presentó una mejor remoción de este contaminante. Las mediciones registradas en los sistemas de tratamiento durante todo el monitoreo no excedieron el límite permisible de ortofosfato de 5 mg/L que se estipulan en la Tabla 26. La eliminación del ortofosfato se logra por absorción de las plantas, adsorción sobre las partículas de arcilla y precipitación de fosfatos insolubles, principalmente con aluminio y hierro en suelos ácidos, y con calcio en suelos básicos (Prochoska y Zoubolis, 2006).



Figura 66. Comportamiento del ortofosfato durante el tratamiento biológico con *Eichhornia crassipes*, empleando diferentes coberturas con plantas en el sistema y una tasa de renovación de efluente de 75%. E100 y E50 %: sistemas con 100 y 50 % de cobertura con plantas, E_c: sistema control (sin plantas), A.R de Entrada: agua residual de entrada. Las barras verticales indican la media aritmética \pm desviación estándar para $n=3$.

En la Tabla 30 se muestra que la remoción del nitrato fue baja y muy poco frecuente: en los sistemas con plantas se registraron eficiencias entre 22,2 y 66,6 %, pero en el de control las fueron más altas variando entre 33,3 y 99,9 %. Con relación a los nitritos estos presentaron una mejor remoción por semana en los sistemas 100% cubiertos con plantas con porcentajes hasta de 90,0 %; en el sistema de 50% de cobertura solamente se removió nitrito una sola semana con una tasa de 81,6%. El amonio presentó una excelente remoción con un porcentaje de 99,9 % tanto en los sistemas con plantas y el de control. El nitrógeno se elimina por diversos procesos como absorción directa por la planta (Fox *et al.*, 2008), y en menor medida por fenómenos de nitrificación, desnitrificación y amonificación; este proceso lo

Tabla 30.

Porcentajes de remoción de nitrato, nitrito, amonio y ortofosfato para cada uno de los tratamientos durante la fase de renovación del 75% del efluente

Días de Muestreo	% de Remoción (Nitrato)			% de Remoción (Nitrito)			% de Remoción (Amonio)			% de Remoción (Ortofosfato)			
	Tratam. 100% plantas	Tratam. 50% plantas	Control	Tratam. 100% plantas	Tratam. 50% plantas	Control	Tratam. 100% plantas	Tratam. 50% plantas	Control	Tratam. 100% plantas	Tratam. 50% plantas	Control	
18/10/2011	-	-	53,3	-	-	-	99,9	-	-	-	71,7	59,2	32,9
24/10/2011	-	-	-	42,8	-	-	99,9	99,9	99,9	99,9	75,0	50,5	37,3
31/10/2011	66,6	66,6	99,9	69,1	-	-	99,9	99,9	66,6	66,6	87,0	56,3	52,5
08/11/2011	-	-	-	-	-	-	99,9	66,6	99,9	99,9	58,8	23,5	20,6
15/11/2011	-	-	-	53,3	-	-	66,6	66,6	66,6	66,6	54,2	30,2	53,6
21/11/2011	-	22,2	-	18,2	-	-	99,9	99,9	99,9	99,9	48,8	19,4	37,9
28/11/2011	-	-	-	27,2	-	-	66,6	-	-	-	72,1	36,7	50,3
05/12/2011	-	-	-	61,3	-	-	80,0	80,0	93,3	82,5	60,9	43,5	43,5
12/12/2011	33,3	-	33,3	90,0	81,6	-	99,9	99,9	99,9	85,8	58,3	72,8	72,8
19/12/2011	-	-	-	50,0	-	-	99,9	66,6	99,9	87,5	38,6	50,9	50,9

- No se registró remoción en la concentración de los parámetros evaluados.

asume la actividad microbiana (Tietz *et al.*, 2008). Estudios ha demostrado que la lechuga de agua es capaz de remover 83.3 % de nitrato y el 84.8 % de amonio después de 10 días de tratamiento (Nivetha *et al.*, 2016).

Al igual que el amonio, el ortofosfato también fue removido todas las semanas del sistema, pero con porcentajes más bajos; por ejemplo, en el sistema cubierto totalmente con plantas se removió hasta un 87,5%, en el sistema con cobertura de 50% se retiró el 60,9% y en el de control la tasa fue de 72,8%. Los principales procesos de eliminación de fósforo que se producen en los sistemas acuáticos son la adsorción, precipitación química y el consumo de las plantas, éstas últimas fueron especialmente notables al comprobarse que lograron una buena absorción de este contaminante. Además, Chan *et al.* (2008), registraron remociones de nitrógeno amoniacal y fósforo alrededor de 50 y 40%, respectivamente, en un humedal construido usando agua residual doméstica.

En las Tablas 27, 28, y 29 se muestra que el nitrato no presentó correlación en el sistema cubierto totalmente con plantas, pero sí mostró una significativa con la DQO ($r = -0,651$; $p < 0,05$) en el sistema de 50% de cobertura y que además presentó correlación con el nitrito ($r = 0,690$; $p < 0,05$) en el sistema de control. Este último presentó correlación significativa con la alcalinidad total ($r = 0,661$; $p < 0,05$), con la DQO ($r = -0,619$ y el SSV ($r = 0,706$; $p < 0,05$) en el sistema cubierto totalmente con plantas; con los SSV ($r = 0,610$; $p < 0,05$) en el sistema con cobertura de 50% con plantas, y con el nitrato ($r = 0,690$; $p < 0,05$) en el sistema de control. El amonio presentó correlación con la temperatura ($r = -0,613$; $p < 0,05$) en el sistema totalmente cubierto con plantas, y no presentó correlación ni en el sistema cubierto 50% con plantas ni el de control. El ortofosfato sólo presentó correlación el sistema de control con la DQO ($r = 0,587$; $p < 0,05$) y la DBO_5 ($r = 0,693$; $p < 0,05$).

3.3.5 Demanda química de oxígeno y demanda bioquímica de oxígeno

Las mediciones de la DQO mostraron un comportamiento similar y homogéneo en todos los sistemas, pero este fue significativamente menor a los del agua de entrada; esta última presentó un valor promedio de 245,200 mg/L, mientras que en el sistema con cobertura de 100% con plantas fue de 39,933 mg/L, en el de 50% de cobertura fue de 31,300 mg/L y en el sistema control fue de 50,066 mg/L. En la Figura 67 se muestra que en los sistemas con *E. crassipes* la DQO presentó un valor máximo de 56,333 mg/L y en el

de control de 73,000 mg/L. Las mediciones de DQO del sistema de control fueron mayores que los sistemas donde se empleó la planta acuática. En la Tabla 26 se establece que el máximo permisible de DQO para vertimientos de aguas residuales domésticas a cuerpos de agua debe ser de 400 mg/L, lo que demuestra que el 100% de las mediciones se encuentran por debajo del estándar de DQO establecido en la normativa Colombiana. Es importante mencionar entonces que incluso la materia orgánica resistente a la degradación biológica, fue descompuesta posiblemente por la actividad microbiana asociada a las películas desarrolladas sobre las superficies de las partículas del suelo, las plantas y los desechos vegetales, lo concuerda con lo expresado por España (2006).

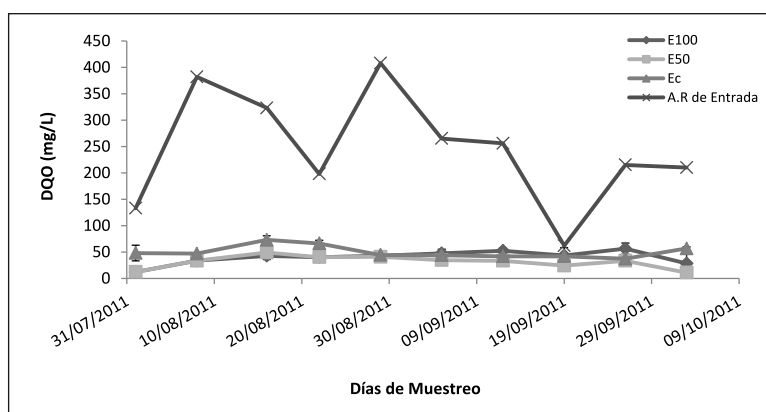


Figura 67. Comportamiento de la demanda química de oxígeno durante el tratamiento biológico con *Eichhornia crassipes*, empleando diferentes coberturas con plantas en el sistema y una tasa de renovación de efluente de 75%. E100 y E50 %: sistemas con 100 y 50 % de cobertura con plantas, EC: sistema control (sin plantas), A.R de Entrada: agua residual de entrada. Las barras verticales indican la media aritmética \pm desviación estándar para $n=3$.

La DBO_5 registró valores menores de 34,510 mg/L en los sistemas de tratamiento con plantas, con una media de 20,166 mg/L; y máximos de 54,367 mg/L y promedio de 31,620 mg/L, valores menores que los del sistema de control. En la Figura 68 se observa que durante todo el monitoreo la carga de materia orgánica (DBO_5) del agua residual de entrada fue más alta que en los sistemas de control con media de 105,373 mg/L, y un rango de 37,200 a 162,00 mg/L. En esta fase el agua de entrada presentó valores de DBO_5 por debajo del valor que establece la normativa colombiana como límite máximo permisible (200 mg/L), por lo que las mediciones en

los sistemas de tratamiento registraron DBO_5 bajas y así se cumplió con lo estipulado. Una de las razones por la cual se genera la degradación de la materia orgánica en estos sistemas es por la gran superficie de contacto que tienen las raíces de las plantas con el agua residual, lo que permite una gran actividad depuradora mediante los microorganismos adheridos a dicha superficie o por las propias raíces directamente (Benítez, 2008).

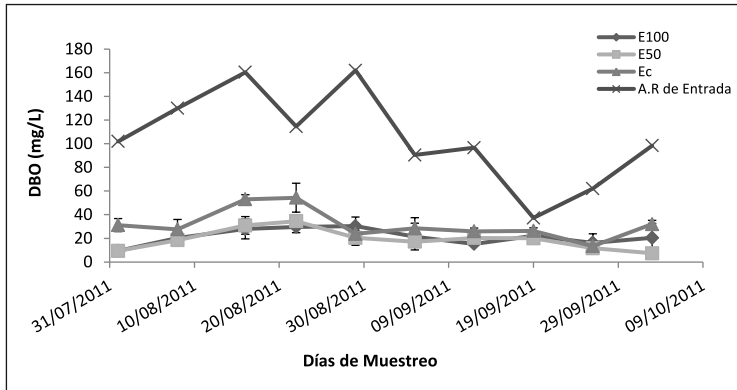


Figura 68. Comportamiento de la demanda bioquímica de oxígeno durante el tratamiento biológico con *Eichhornia crassipes*, empleando diferentes coberturas con plantas en el sistema y una tasa de renovación de efluente de 75%. E100 y E50 %: sistemas con 100 y 50 % de cobertura con plantas, EC: sistema control (sin plantas), A.R de Entrada: agua residual de entrada. Las barras verticales indican la media aritmética \pm desviación estándar para $n=3$.

En el sistema cubierto totalmente con plantas se presentaron remociones de DQO de hasta 93,9% y de DBO_5 de 91,6%; en el sistema con cobertura de 50% con plantas el porcentaje fue 94,8% de DQO y 91,6% de DBO_5 , y en el sistema de control las remociones fueron de 89,2% de DQO y 82,4% de DBO_5 (Tabla 31). Las remociones fueron relativamente mayores en los sistemas con plantas que en el de control. Las remociones de DQO en este trabajo son similares a las reportadas por Romero *et al.* (2009) en su trabajo sobre tratamiento de aguas residuales por un sistema piloto de humedales artificiales: evaluación de la remoción de la carga orgánica, las cuales estuvieron en el intervalo comprendido entre 90,2 y 95,7% y también similares a las reportadas por Burgoon (2001), Giraldo y Zárate (2001), quienes también trabajaron con aguas residuales municipales tratadas con humedales artificiales utilizando principalmente carrizo. Además, Valipour *et al.* (2015), comentan que la edad de las plantas puede afectar significa-

tivamente la actividad fisiológica de las plantas, especialmente sus raíces, y por ende la remoción de los contaminantes.

Tabla 31.

Porcentajes de remoción de la demanda química de oxígeno y la demanda bioquímica de oxígeno para cada uno de los tratamientos durante la fase de renovación del 75% del efluente.

Días de Muestreo	% de Remoción (DQO)			% de Remoción (DBO ₅)		
	Tratam. 100% plantas	Tratam. 50% plantas	Control	Tratam. 100% plantas	Tratam. 50% plantas	Control
18/10/2011	93,9	93,7	75,7	91,6	91,6	72,1
24/10/2011	74,6	74,6	64,6	80,1	81,8	72,9
31/10/2011	88,8	87,1	80,8	78,5	76,2	59,2
08/11/2011	87,5	87,5	79,4	81,5	78,4	66,0
15/11/2011	78,2	79,2	77,6	73,5	82,1	79,2
21/11/2011	88,3	91,5	89,2	86,7	89,4	82,4
28/11/2011	80,2	87,4	84,1	83,1	77,5	71,2
05/12/2011	83,0	90,4	83,5	77,1	79,2	72,7
12/12/2011	31,3	59,3	54,4	56,4	68,7	63,7
19/12/2011	86,8	94,8	73,6	67,0	88,0	48,4

Las Tablas 27, 28, y 29 muestran que en el sistema de cobertura de 100% la demanda química de oxígeno presentó una correlación significativa con el nitrito ($r = -0,619$; $p < 0,05$), y los SSV ($r = 0,581$; $p < 0,05$); mientras que la demanda bioquímica no presentó correlación. En el sistema de cobertura 50% con plantas la DQO presentó correlación con el oxígeno disuelto ($r = -0,679$; $p < 0,05$), el nitrato ($r = -0,651$; $p < 0,05$), y la DBO₅ ($r = 0,740$; $p < 0,05$); y esta última presentó correlación significativa con el oxígeno disuelto ($r = -0,670$; $p < 0,05$), y con la DQO ($r = 0,740$; $p < 0,05$); por su parte, en el sistema control la DQO presentó correlación con el ortofosfato ($r = 0,587$; $p < 0,05$), y la DBO₅ ($r = 0,808$; $p < 0,05$); mientras que la DBO₅ mantuvo correlación con la alcalinidad total ($r = 0,680$; $p < 0,05$), el ortofosfato ($r = 0,693$; $p < 0,05$) y la DQO ($r = 0,808$; $p < 0,05$). Estas correlaciones se justifican pues la eliminación de la materia orgánica es realizada por los microorganismos que viven adheridos al sistema radicular de las plantas y que reciben el oxígeno a través del sistema de aireación; también se elimina una parte de la materia orgánica por sedimentación y aunque no

hay consenso en cuanto a la participación de la vegetación en la remoción de la materia orgánica, la mayoría de los estudios indican el efecto positivo de las macrófitas (Vimazal y Kröpfelová, 2009).

3.3.6 Sólidos

El agua residual de entrada registró una curva de valores de SST variada, con picos de 112,000 mg/L y promedio de 62,003 mg/L; mientras que en los sistemas de control se presentaron mediciones de rangos entre 6,000 y 52,667 mg/L. En los sistemas con plantas se registraron medias de 16,467 mg/L para 100% con cobertura y 15,733 mg/L para 50% con cobertura; en los dos sistemas se encontró el mismo valor mínimo (4,667 mg/L), pero los valores máximos fueron diferentes: 34,667 y 52,667 mg/L respectivamente (Figura 69). El límite máximo permisible de sólidos suspendidos totales según Tabla 26 es de 200 mg/L, lo que indica que las mediciones cumplieron con el límite de la norma.

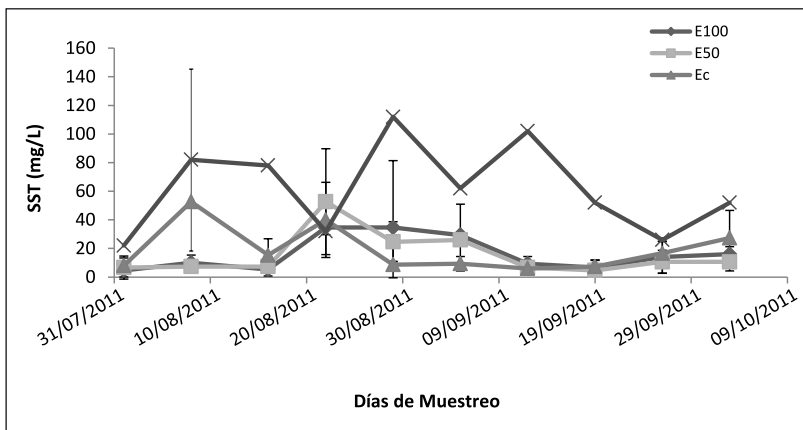


Figura 69. Comportamiento de los sólidos suspendidos totales durante el tratamiento biológico con *Eichhornia crassipes*, empleando diferentes coberturas con plantas en el sistema y una tasa de renovación de efluente de 75%. E100 y E50: sistemas con 100 y 50 % de cobertura con plantas, E_c: sistema control (sin plantas), A.R de Entrada: agua residual de entrada. Las barras verticales indican la media aritmética \pm desviación estándar para n=3.

Los resultados de los sólidos suspendidos volátiles de los sistemas tratados con *E. crassipes*, los de control y el agua de entrada indican esta variable presentó un comportamiento semejante y uniforme en todos los entornos. Sin embargo, en los sistemas de control, se registraron mediciones más bajas con una media de 56,067, mínima de 7,333 y máxima de 146,667 mg/L.

El sistema de 100% con plantas registró una media de 59,266; mínima de 8,667 y máxima de 161,333 mg/L y por último, en el sistema de 50% con plantas, la media fue de 105,533; mínima de 16,667 y máxima de 282,000 mg/L. El agua residual de entrada a los sistemas mostró valores superiores al de los tratamientos, con media de 107,200 y máxima de 214,000 mg/L (Figura 70). Según Metcalf y Eddy (2003), un agua residual doméstica tiene una concentración media de SSV de 275 mg/L; comparadas con este valor se puede decir que las concentraciones medias obtenidas en este estudio fueron menores.

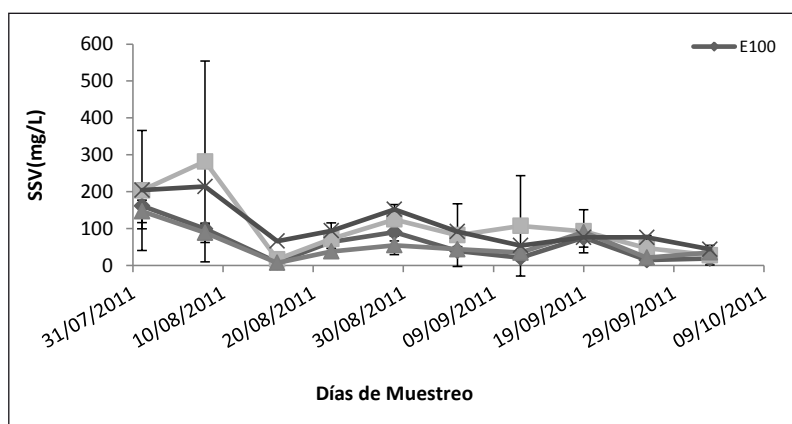


Figura 70. Comportamiento de los sólidos suspendidos volátiles durante el tratamiento biológico con *Eichhornia crassipes*, empleando diferentes coberturas con plantas en el sistema y una tasa de renovación de efluente de 75%. E100 y E50 %: sistemas con 100 y 50 % de cobertura con plantas, E_c: sistema control (sin plantas), A.R de Entrada: agua residual de entrada. Las barras verticales indican la media aritmética \pm desviación estándar para $n=3$.

Las cargas de sólidos fijos en los sistemas de tratamiento con plantas y los de control presentaron comportamientos similares entre sí, con cargas promedio de 488,067; 480,867 y 471,467 mg/L (Figura 71). El 22 de Agosto fue el día en el cual se registraron los valores más altos en los tres sistemas con datos de 770,000; 750,667 y 781,333 mg/L. El agua de entrada mostró un comportamiento similar a aquellas de los sistemas de tratamiento, pero con mediciones superiores: una media de 518,000 y un máximo de 832,000 mg/L. Según Metcalf y Eddy (2003), un agua residual doméstica tiene una concentración media de SSF de 75 mg/L, sobre esto se puede decir que las concentraciones medias obtenidas en este estudio fueron mucho mayores.

Sánchez (2011), evaluó aguas residuales domésticas de la hostería Cui-cocha (Ecuador) mediante un sistema de humedal artificial y reportó niveles de sólidos más altos que los de este estudio con concentraciones de SST de 214 mg/L y SSV de 171 mg/L. La eliminación de sólidos en suspensión ocurre por sedimentación, decantación, filtración y degradación gracias al conjunto que forma el sustrato del humedal con las raíces y rizomas de las plantas. Los humedales construidos son eficaces en la eliminación de sólidos suspendidos totales (Kaseva, 2004).

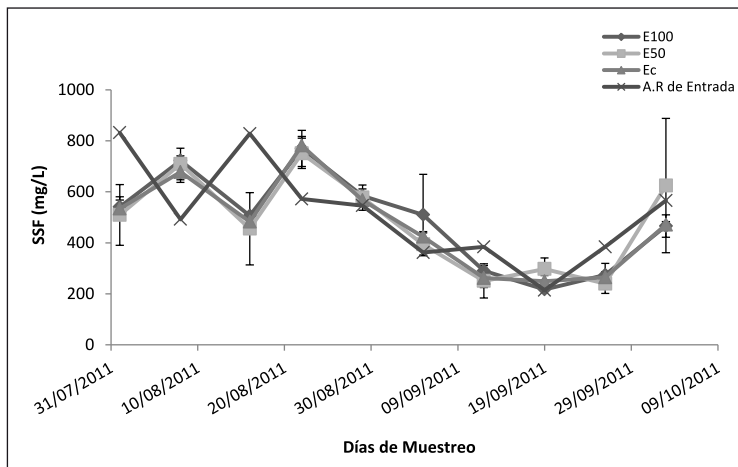


Figura 71. Comportamiento de los sólidos suspendidos fijos durante el tratamiento biológico con *Eichhornia crassipes*, empleando diferentes coberturas con plantas en el sistema y una tasa de renovación de efluente de 75%. E100 y E50 %: sistemas con 100 y 50 % de cobertura con plantas, E_c: sistema control (sin plantas), A.R de Entrada: agua residual de entrada. Las barras verticales indican la media aritmética \pm desviación estándar para n=3.

Como lo muestra la Tabla 32, la eficiencia de remoción de los SST fue mejor que aquellas de los volátiles y los fijos; se registraron porcentajes de SST de 93,4; 95,4 y 92,8 % en los sistemas 100 y 50 % cubiertos con plantas y de control, mientras los porcentajes de SSV fueron de 95,9; 92,2 y 95,5 % respectivamente; la remoción de los SSF fue baja, con porcentajes de hasta 43,4% en los sistemas con plantas y 35,0 % en el sistema de control. Valipour (2009), en su proyecto de un sistema de humedales para tratamiento de agua residual doméstica usando *Phragmites* sp., registró eficiencias de remoción de SST inferiores a las de este estudio con un valor de 73,1%. Los humedales generan una alta eficiencia física en la remoción de material particulado debido a la gran lentitud del movimiento del agua superficial y

Tabla 32.
Porcentajes de remoción de los sólidos suspendidos totales, volátiles y fijos, para cada uno de los tratamientos durante la fase de renovación del 75% del efluente

Días de Muestreo	% de Remoción (SST)			% de Remoción (SSV)			% de Remoción (SSF)		
	Tratam. 100% plantas	Tratam. 50% plantas	Control	Tratam. 100% plantas	Tratam. 50% plantas	Control	Tratam. 100% plantas	Tratam. 50% plantas	Control
18/10/2011	83,3	76,1	71,4	35,4	18,6	41,3	-	-	-
24/10/2011	54,5	66,6	-	51,3	-	56,5	13,1	14,7	18,5
31/10/2011	93,4	91,0	81,3	95,9	92,2	96,5	-	7,4	1,8
08/11/2011	55,5	32,4	48,7	3,0	-	42,4	7,0	9,3	5,6
15/11/2011	-	22,9	72,9	4,2	-	41,8	-	-	0,8
21/11/2011	73,8	76,7	91,6	74,1	46,0	71,0	6,5	27,8	22,3
28/11/2011	84,9	89,2	90,3	76,8	-	62,3	19,8	30,7	27,6
05/12/2011	93,4	95,4	92,8	-	-	-	43,4	22,5	35,0
12/12/2011	73,0	79,4	67,9	80,7	38,5	71,9	-	-	-
19/12/2011	38,4	58,9	-	75,4	63,1	53,5	-	-	-

- No se registró remoción en la concentración de los parámetros evaluados.

a la resistencia proporcionada por las raíces de las plantas flotantes (Diaz *et al.*, 2012).

Las Tablas 27, 28, y 29 muestran que los SST no registraron correlación significativa en ninguno de los sistemas (con plantas y de control). Los SSV presentan correlación con la conductividad eléctrica ($r= 0,596$; $p<0,05$), el nitrito ($r= 0,706$; $p<0,05$) y la DQO ($r= -0,581$; $p<0,05$) en el sistema totalmente cubierto con plantas; en el sistema con la mitad de cobertura con plantas solamente con el nitrito ($r= 0,610$; $p<0,05$); y con ninguno en el sistema de control. Los SSF registraron correlación con la conductividad eléctrica ($r= 0,638$; $p<0,05$), la alcalinidad total ($r= 0,878$; $p<0,05$), la salinidad ($r= 0,695$; $p<0,05$) y el cloruro ($r= 0,872$; $p<0,05$) en el sistema totalmente cubierto con plantas; con la conductividad eléctrica ($r= 0,705$; $p<0,05$), la salinidad ($r= 0,591$; $p<0,05$) y el cloruro ($r= 0,653$; $p<0,05$) en el sistema a la mitad cubierto con plantas; y con la conductividad eléctrica ($r= 0,913$; $p<0,05$), la alcalinidad total ($r= 0,763$; $p<0,05$), la salinidad ($r= 0,902$; $p<0,05$) y el cloruro ($r= 0,872$; $p<0,05$) en el sistema control. Como ya se había mencionado, los sólidos pueden ser componentes orgánicos como los compuestos de nitrógeno que van a ser oxidados mediante procedimientos biológicos en el agua; y también pueden ser sales minerales que son tienen posibilidades de ser un peligro potencial para el medio ambiente (Aragon *et al.*, 2015).

3.3.7 Coliformes

El 90% de las mediciones de Coliformes totales realizadas en el sistema de control registraron valores por debajo de 10.000 NMP/100 mL; el único día en que el valor fue superior fue el 22 de agosto con una medición de 16.633 NMP/100 mL. En el sistema 100% con plantas las mediciones de coliformes se mantuvieron constantes durante el 70% de los primeros días de monitoreo, con un valor aproximado de 9.200 NMP/100 mL, luego las cantidades se dispararon hasta alcanzar picos de 86.333 NMP/100 mL; las mediciones fueron mas variadas en el sistema 50% con *E. crassipes* con rangos de 1.700 a 36.566 NMP/100 mL, y media de 15.018 NMP/100 mL. En el agua de entrada se encontraron valores de Coliformes totales variados entre si durante todo el monitoreo, con una media de 61.298.490 NMP/100 mL (Figura 72). Comparaciones entre los valores de Coliformes totales fijados en la norma (Tabla 26) y los obtenidos en los efluentes de los sistemas con plantas acuáticas *E. crassipes* determinaron que durante esta fase

algunos valores registrados excedieron los límites de la normativa colombiana; esto cual puede atribuirse, al incremento de la carga orgánica según Kanesthanasis *et al.* (2003). La cantidad de Coliformes fecales y totales fue mayor en los sistemas con plantas que en el sistema de control, debido a que en este último las radiaciones ultravioletas de los rayos solares penetraban directamente el sistema matando microorganismos, mientras en los sistemas con plantas estas eran interceptadas por las hojas de los vegetales disminuyendo su incidencia en los sistemas y reduciendo la muerte directa de los coliformes en consecuencia.

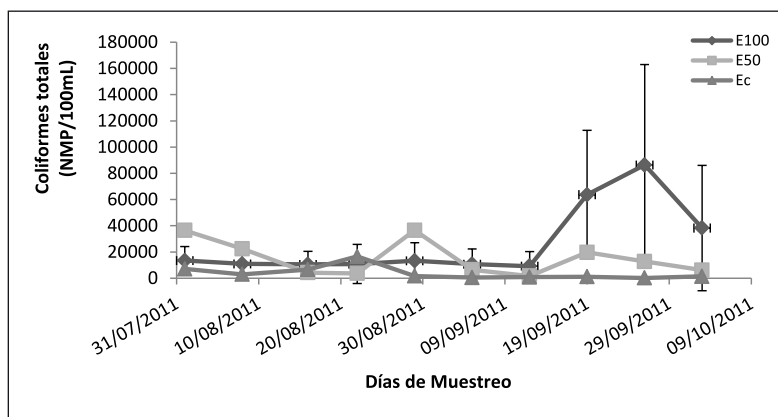


Figura 72. Comportamiento de los Coliformes totales durante el tratamiento biológico con *Eichhornia crassipes*, empleando diferentes coberturas con plantas en el sistema y una tasa de renovación de efluente de 75%. E100 y E50 %: sistemas con 100 y 50 % de cobertura con plantas, E_c: sistema control (sin plantas), A.R de Entrada: agua residual de entrada. Las barras verticales indican la media aritmética \pm desviación estándar para n=3.

Se registraron valores muy variados entre los microorganismos del grupo Coliformes fecales de diferentes sistemas: en la Figura 73 se observa que las mediciones de este grupo de microorganismos en los sistemas de control fueron menores con variaciones de 180 a 1.283 NMP/100 mL, y una media de 496 NMP/100 mL. El sistema que presentó mayor cantidad de esta variable fue el de 100% cubierto con *E. crassipes* con rangos de 180 a 4.367 NMP/100 mL y media de 1.507 NMP/100 mL. Por último, el sistema de 50% con plantas tuvo mediciones de Coliformes fecales superiores a las del control, pero inferiores a los totalmente cubiertos con plantas, sus valores mínimo y máximo fueron de 253 y 4.950 NMP/100 mL, respectivamente, y su promedio de 1.329 NMP/100 mL. En el agua de entrada se encontraron valores de Coliformes totales variados entre si durante todo el monitoreo,

con media de 41.253.960 NMP/100 mL. Se establece que durante esta fase algunos valores registrados excedieron los límites de la norma, como está registrado en la Tabla 26.

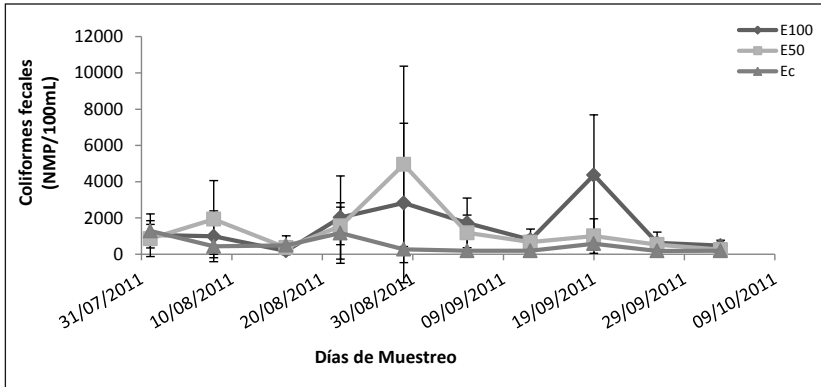


Figura 73. Comportamiento de los Coliformes fecales durante el tratamiento biológico con *Eichhornia crassipes*, empleando diferentes coberturas con plantas en el sistema y una tasa de renovación de efluente de 75%. E100 y E50 %: sistemas con 100 y 50 % de cobertura con plantas, E_c: sistema control (sin plantas), A.R de Entrada: agua residual de entrada. Las barras verticales indican la media aritmética \pm desviación estándar para n=3.

Como se observa en la Tabla 33 las remociones de Coliformes totales fecales fueron altas en los sistemas con y sin plantas. El porcentaje de remoción máximo de las Coliformes (totales y fecales) en los sistemas con plantas y de control fue de 99,9 %. Estos porcentajes concuerdan con el 99% de remoción de *E. coli* reportado por Meuleman *et al.* (2003) en su proyecto de tratamiento de aguas residuales usando humedales. Los resultados ilustran cómo la variabilidad en las aguas residuales y características de los sistemas pueden influir en la adsorción, sedimentación y cinética de inactivación de la *E. coli* (Boutilier *et al.*, 2009)

En las Tablas 27 y 28 se muestra que los Coliformes totales y fecales no presentaron diferencias significativas en los sistemas tratados con plantas; mientras que la Tabla 29 prueba que en el sistema control los Coliformes totales presentaron correlaciones significativas con la alcalinidad total ($r = 0,690$; $p < 0,05$), la DQO ($r = 0,740$; $p < 0,05$) y los Coliformes fecales ($r = 0,719$; $p < 0,05$); mientras que los Coliformes fecales presentaron correlación significativa con los Coliformes totales ($r = 0,719$; $p < 0,05$), esto se debe a que un incremento en la alcalinidad total supone condiciones

Tabla 33.

Porcentajes de remoción de Coliformes totales y fecales, para cada uno de los tratamientos durante la fase de renovación del 75% del efluente.

Días de Muestreo	%Remoción (Coliformes totales)			% Remoción (Coliformes fecales)		
	Tratam. 100% plantas	Tratam. 50% plantas	Control	Tratam. 100% plantas	Tratam. 50% plantas	Control
18/10/2011	98,5	96,0	99,2	96,9	97,5	96,3
24/10/2011	98,8	97,5	99,6	97,1	94,4	98,7
31/10/2011	93,4	97,3	95,8	92,5	85,0	79,4
08/11/2011	99,9	99,9	99,9	99,9	99,9	99,9
15/11/2011	99,9	99,8	99,9	99,9	99,9	99,9
21/11/2011	99,9	99,9	100	99,9	99,9	99,9
28/11/2011	99,9	99,9	99,9	99,9	99,9	99,9
05/12/2011	99,9	99,9	99,9	99,9	99,9	99,9
12/12/2011	-	-	96,3	-	-	18,1
19/12/2011	99,5	99,9	99,9	99,9	99,9	99,9

- No se registró remoción en la concentración de los parámetros evaluados.

tóxicas y perjudiciales para los microorganismos, al igual que un déficit de oxígeno en el sistema (Vargas, 2003).

3.4 Comparación del tratamiento con *E. crassipes* bajo diferentes tasas de renovación del efluente y porcentaje de cobertura de la planta

Al aplicar el ANOVA de dos vías se demostró que el comportamiento de los diferentes parámetros fisicoquímicos y microbiológicos evaluados estuvo influenciado por los tratamientos (sistema con 100% de cobertura de *E. crassipes*, sistema con 50% de cobertura de *E. crassipes* y sistema control), la tasa de renovación del efluente (25, 50 y 75 %), y también por la interacción entre ambas variables (tratamientos y tasa de renovación del efluente). A continuación, se explicará cuál fue el sistema de tratamiento más eficiente con relación a las diferentes variables fisicoquímicas y microbiológicas estudiadas.

3.4.1 pH y Alcalinidad Total

El pH mostró diferencia significativa ($p < 0,05$) en función de la tasa de renovación del efluente, pero presentó diferencias altamente significativas ($p < 0,000001$) con respecto a la cobertura de la planta en los sistemas; y diferencias significativas ($p < 0,05$) en la combinación de ambas variables (tasa de renovación y cobertura de plantas). Como se observa en la Figura 74, el comportamiento del pH fue influenciado por las coberturas de plantas más que por la tasa de renovación del efluente debido a que la presencia de las plantas acuáticas en el sistema genera una mayor actividad biológica, o en otras palabras, mayor eficiencia en la descomposición y biodegradación de la materia orgánica, causando una disminución del pH (Chen *et al.*, 2008). Se puede concluir que el pH tuvo un mejor comportamiento en los sistemas con plantas que en los de control, pero las tasas de renovación no influyeron en los resultados.

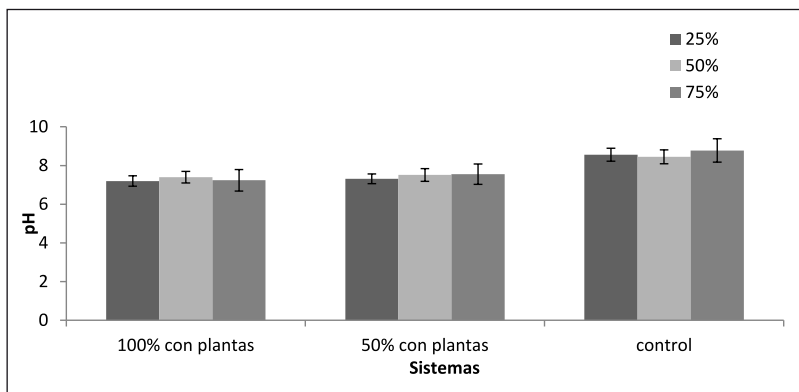


Figura 74. Comparación del pH en las tres tasas de renovación del efluente (25, 50 y 75 %), en los diferentes sistemas de tratamiento biológico con *Eichhornia crassipes* (100 y 50 % de cobertura con plantas y el sistema de control). Las barras verticales indican la media aritmética \pm desviación estándar para $n=10$.

La alcalinidad total mostró diferencias altamente significativas ($p < 0,000001$) en función de la tasa de renovación del efluente, pero no presentó diferencias significativas ($p > 0,05$) con respecto a la cobertura de plantas en los sistemas y la combinación de ambas variables (Figura 75). Las diferencias registradas al aplicar las tasas de renovación del efluente se deben a las condiciones climáticas dominantes durante los monitoreos, porque la temperatura influye en las reacciones biológicas, físicas, y químicas que ocurren en los sistemas; la tasa de renovación del 50% fue aplicada en

tiempo de sequía con temperaturas altas, lo que no ocurrió con las tasas de 25 y 75% en donde predominaron las lluvias. Se concluye que la presencia de las plantas en los sistemas no afectó el comportamiento de la alcalinidad total, pero esta sí fue influida por las tasas de renovación del efluente, demostrando que la tasa de renovación de 25 y 75 % generaron valores de alcalinidad total menores a los que se registraron con la tasa de renovación de 50%.

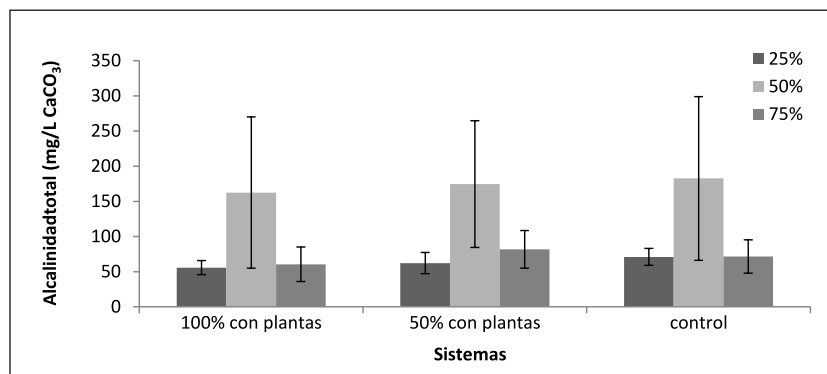


Figura 75. Comparación de la alcalinidad total en las tres tasas de renovación del efluente (25, 50 y 75 %), en los diferentes sistemas de tratamiento biológico con *Eichhornia crassipes* (100 y 50 % de cobertura con plantas y el sistema de control). Las barras verticales indican la media aritmética \pm desviación estándar para $n=10$.

3.4.2 Temperatura y oxígeno disuelto

La temperatura presentó diferencias altamente significativas ($p < 0,000001$) en función de la tasa de renovación del efluente, pero no presentó diferencias significativas ($p > 0,05$) con respecto a la cobertura de la planta en los sistemas y la combinación de ambas variables (Figura 76) y la temperatura varió con las condiciones climáticas. Los ensayos comenzaron en un período seco, pero después llegaron y aumentaron las lluvias. Se debe recordar que las plantas requieren luz para poder realizar el proceso de fotosíntesis, de la cual depende la actividad biológica dentro de los sistemas. Se determinó que la temperatura depende de las tasas de renovación de los efluentes, las cuales fueron aplicadas en periodos con temperaturas diferentes, afectando su medición, independientemente de la cobertura de planta en los sistemas.

El oxígeno disuelto manifestó diferencias altamente significativas ($p < 0,000001$) con respecto a la tasa de renovación del efluente y la

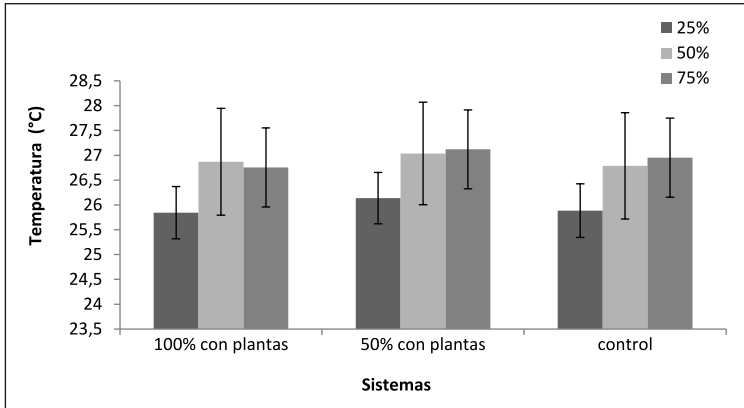


Figura 76. Comparación de la temperatura en las tres tasas de renovación del efluente (25, 50 y 75 %), en los diferentes sistemas de tratamiento biológico con *Eichhornia crassipes* (100 y 50 % de cobertura con plantas y el sistema de control). Las barras verticales indican la media aritmética \pm desviación estándar para $n=10$.

cobertura de la planta en los sistemas y también ($p < 0,005$) en función de la combinación de ambas variables (Figura 77). Esto se debe a que a las raíces de las plantas aportaban oxígeno atmosférico por difusión a través de los tallos y hojas transportándolo luego a la rizósfera y así permitiendo que en los sistemas con plantas se mantenga condiciones aeróbicas para que los microorganismos de metabolismo aerobio pueden usar el gas para la transformación bioquímica de la materia orgánica (Olguín *et al.*, 2007). A pesar de que las plantas aportan oxígeno al sistema, este es consumido nuevamente por los microorganismos, lo que hace que los sistemas con

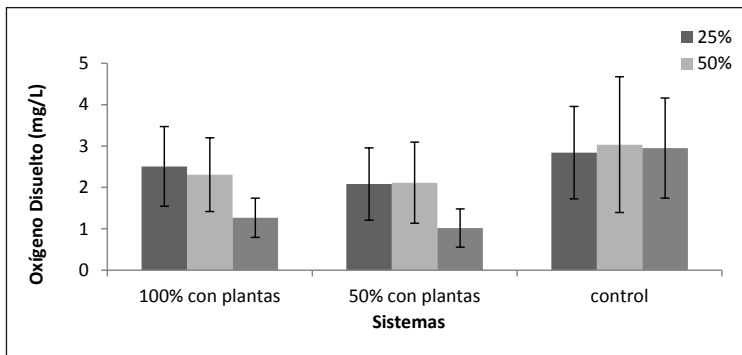


Figura 77. Comparación del oxígeno disuelto en las tres tasas de renovación del efluente (25, 50 y 75 %), en los diferentes sistemas de tratamiento biológico con *Eichhornia crassipes* (100 y 50 % de cobertura con plantas y el sistema de control). Las barras verticales indican la media aritmética \pm desviación estándar para $n=10$.

plantas presenten mediciones de oxígeno menor que en los sistemas de control; además, la tasa de renovación también influye porque a menor cantidad de agua retirada semanalmente de los sistemas la remoción de los contaminantes es más efectiva.

3.4.3 Conductividad eléctrica, salinidad y cloruro

La conductividad eléctrica presentó diferencias altamente significativas ($p < 0,000001$) con la tasa de renovación del efluente, pero no ($p > 0,05$) con la cobertura de la planta en los sistemas y la combinación de ambas variables (Figura 78). Ya se había mencionado que la conductividad eléctrica está directamente relacionada con la temperatura, y esta es la razón de su diferencia con respecto a las tasas de renovación (aplicadas en condiciones climáticas diferentes).

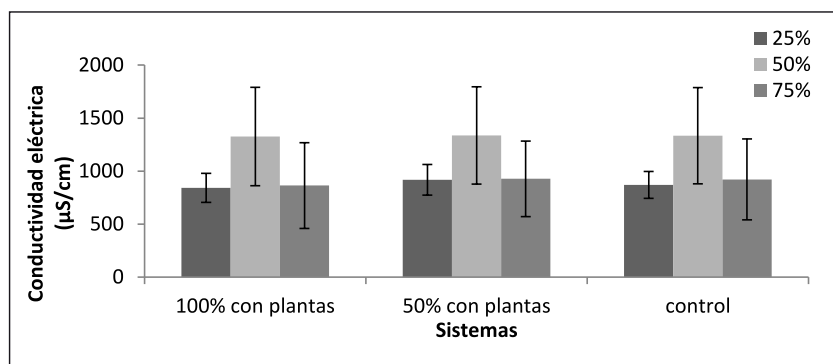


Figura 78. Comparación de la conductividad eléctrica en las tres tasas de renovación del efluente (25, 50 y 75 %), en los diferentes sistemas de tratamiento biológico con *Eichhornia crassipes* (100 y 50 % de cobertura con plantas y el sistema de control). Las barras verticales indican la media aritmética \pm desviación estándar para $n=10$.

El ANOVA no se pudo aplicar en las variables de salinidad y cloruro por falta de datos en la fase donde se aplicó la tasa de renovación de 50% de efluente; sin embargo, la presencia de plantas acuáticas en los sistemas no hizo la diferencia de los resultados, como se puede observar en las Figuras 79 y 80; en cambio sí existió diferencia altamente significativa con relación a las tasas de renovación. Se recuerda que la salinidad, los cloruros y la conductividad eléctrica mostraron correlación significativa en los capítulos anteriores.

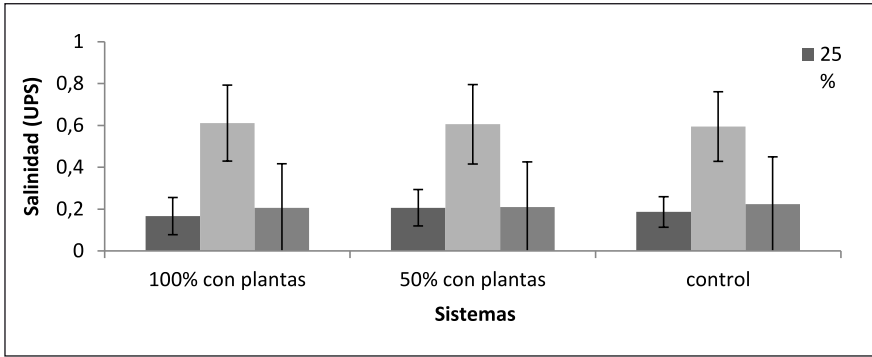


Figura 79. Comparación de la salinidad en las tres tasas de renovación del efluente (25, 50 y 75 %), en los diferentes sistemas de tratamiento biológico con *Eichhornia crassipes* (100 y 50 % de cobertura con plantas y el sistema de control). Las barras verticales indican la media aritmética \pm desviación estándar para n=10.

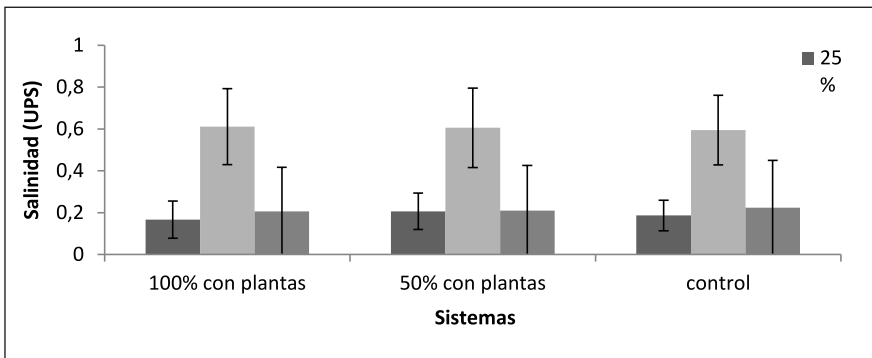


Figura 80. Comparación del cloruro en las tres tasas de renovación del efluente (25, 50 y 75 %), en los diferentes sistemas de tratamiento biológico con *Eichhornia crassipes* (100 y 50 % de cobertura con plantas y el sistema de control). Las barras verticales indican la media aritmética \pm desviación estándar para n=10.

3.4.4 Nitrógeno y fósforo

El nitrato no mostró diferencias significativas ($p > 0,05$) con relación a la tasa de renovación del efluente, pero sí lo hizo ($p < 0,0005$) con respecto a la cobertura de las plantas en los sistemas y también ($p < 0,05$) con la combinación de ambas variables (Figura 81). El nitrito no presentó diferencias significativas ($p > 0,05$) con relación a la tasa de renovación del efluente, pero sí lo hizo ($p < 0,000001$) con la cobertura de las plantas en los sistemas y ($p < 0,05$) con la combinación de ambas variables al igual que el nitrato (Figura 82). A nivel mundial, la mayoría de los estudios sobre plantas flotantes se relaciona con su crecimiento y capacidad de asimilación

de nutrientes (Meerhoff *et al.*, 2002). La gran capacidad de eliminación de nitrógeno que frecuentemente se ha atribuido a los humedales se relaciona con dos ideas: la asimilación de nitrógeno por parte de las macrófitas y la disponibilidad de oxígeno (García *et al.*, 2005). Se puede decir que en los humedales artificiales en los que se presentó acumulación de nitritos el proceso predominante fue la conversión del nitrógeno amoniacal en nitrito gracias a las bacterias del género *Nitrosomonas*, mientras que en los sistemas donde hubo acumulación de nitratos no sólo hubo participación de estos microorganismos: también participaron bacterias del género *Nitrobacter* que convirtieron el nitrito en nitrato.

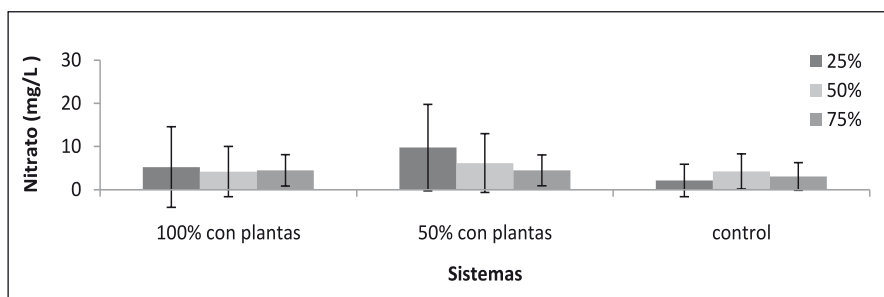


Figura 81. Comparación del nitrato en las tres tasas de renovación del efluente (25, 50 y 75 %), en los diferentes sistemas de tratamiento biológico con *Eichhornia crassipes* (100 y 50 % de cobertura con plantas y el sistema de control). Las barras verticales indican la media aritmética \pm desviación estándar para $n=10$.

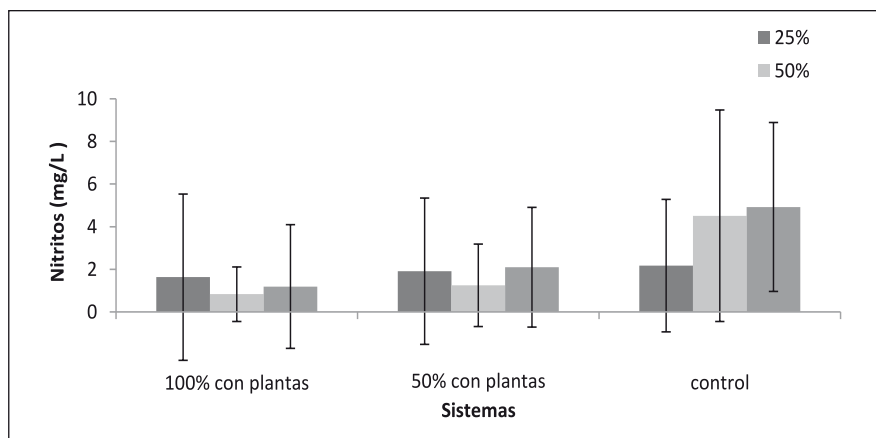


Figura 82. Comparación del nitrito en las tres tasas de renovación del efluente (25, 50 y 75 %), en los diferentes sistemas de tratamiento biológico con *Eichhornia crassipes* (100 y 50 % de cobertura con plantas y el sistema de control). Las barras verticales indican la media aritmética \pm desviación estándar para $n=10$.

El amonio mantuvo diferencias altamente significativas ($p < 0,000001$) con la tasa de renovación del efluente, diferencias significativas ($p < 0,05$) respecto a la cobertura de plantas en los sistemas y no presentó diferencias significativas ($p > 0,05$) con la combinación de ambas variables (Figura 83). La diferencia presentada en relación a las tasas de renovación está influida por las condiciones climáticas y en menor grado por la presencia de plantas acuáticas; es importante mencionar que un aumento de la temperatura puede fomentar la fermentación y generar malos olores; además, la nitrificación combinada con la desnitrificación es el principal mecanismo de eliminación de nitrógeno, teniendo en cuenta que la especie de nitrógeno más común en el agua residual es el amoníaco (García *et al.*, 2005).

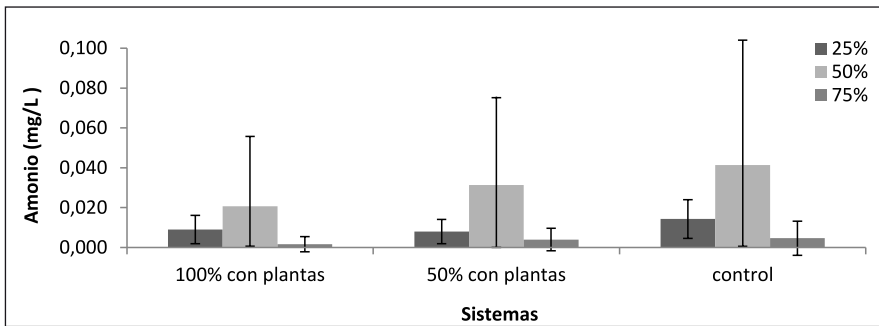


Figura 83. Comparación del amonio en las tres tasas de renovación del efluente (25, 50 y 75 %), en los diferentes sistemas de tratamiento biológico con *Eichhornia crassipes* (100 y 50 % de cobertura con plantas y el sistema de control). Las barras verticales indican la media aritmética \pm desviación estándar para $n=10$.

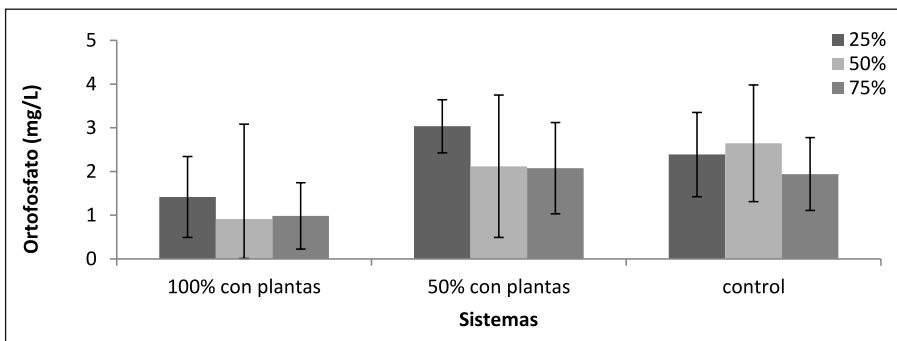


Figura 84. Comparación del ortofosfato en las tres tasas de renovación del efluente (25, 50 y 75 %), en los diferentes sistemas de tratamiento biológico con *Eichhornia crassipes* (100 y 50 % de cobertura con plantas y el sistema de control). Las barras verticales indican la media aritmética \pm desviación estándar para $n=10$.

El ortofosfato presentó diferencias significativas ($p < 0,005$) con relación a la tasa de renovación del efluente, registró diferencias altamente significativas ($p < 0,000001$) respecto a la cobertura de las plantas en los sistemas y diferencias significativas ($p < 0,05$) con la combinación de ambas variables (Figura 84). Aunque la tasa de renovación y la cobertura de planta están relacionadas, se puede decir que esta última es más influyente en la remoción del ortofosfato debido a que el principal proceso de eliminación en los sistemas fue la absorción de las plantas: esto concuerda con lo determinado por Meerhoff *et al.* (2002).

3.4.5 Demanda química de oxígeno y demanda bioquímica de oxígeno.

La DQO manifestó diferencias altamente significativas ($p < 0,000001$) con la tasa de renovación del efluente, diferencias significativas ($p < 0,05$) con de la cobertura de la planta en los sistemas y no registró diferencias significativas ($p > 0,05$) con la combinación de ambas variables (Figura 85). La DBO_5 demostró tener diferencias altamente significativas ($p < 0,000001$) con la tasa de renovación del efluente, diferencias significativas ($p < 0,05$) con la cobertura de la planta en los sistemas y no existió diferencias significativas ($p > 0,05$) con la combinación de ambas variables (Figura 86). La posible causa de la diferencia en la tasa de renovación fue que en época seca (tasa 50%) la carga orgánica biodegradable y no biodegradable es más alta, pues en época lluviosa (tasa 25 y 75 %) la carga orgánica del efluente utilizado es menor porque el agua residual se mezcla con aguas pluviales

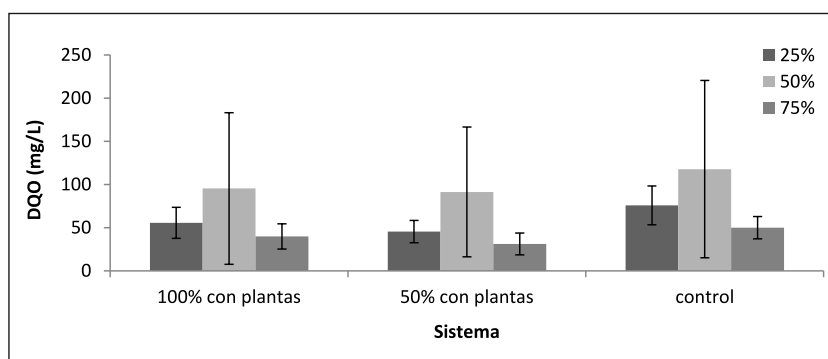


Figura 85. Comparación de la demanda química de oxígeno en las tres tasas de renovación del efluente (25, 50 y 75 %), en los diferentes sistemas de tratamiento biológico con *Eichhornia crassipes* (100 y 50 % de cobertura con plantas y el sistema de control). Las barras verticales indican la media aritmética \pm desviación estándar para $n = 10$.

diluyéndola, así como su concentración de materia orgánica. Además, se ha comprobado que las plantas acuáticas tienen un papel significativo en la eliminación de la materia orgánica porque las macrófitas transportan oxígeno hacia las raíces y éste pasa luego a zonas adyacentes, para ser utilizado por los microorganismos que viven adheridos al sistema radicular de las plantas para degradar la materia orgánica (Ecoamérica, 2007).

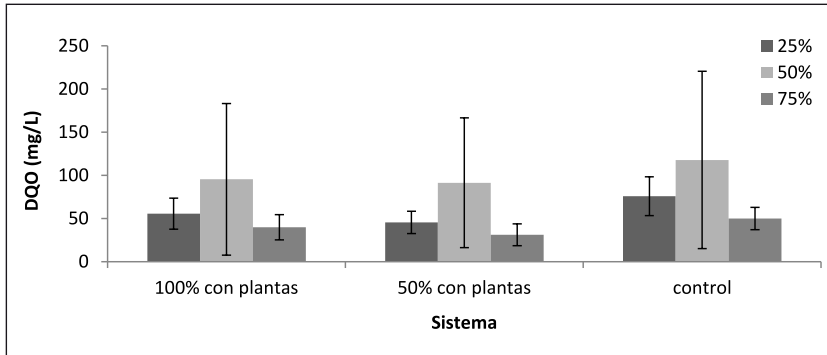


Figura 86. Comparación de la demanda bioquímica de oxígeno en las tres tasas de renovación del efluente (25, 50 y 75 %), en los diferentes sistemas de tratamiento biológico con *Eichhornia crassipes* (100 y 50 % de cobertura con plantas y el sistema de control). Las barras verticales indican la media aritmética \pm desviación estándar para $n=10$.

3.4.6 Sólidos

Los SST mostraron diferencias altamente significativas ($p < 0,000005$) con la tasa de renovación del efluente pero no presentaron diferencias significativas ($p > 0,05$) con la cobertura de la planta en los sistemas ni la combinación de ambas variables (Figura 87); por otra parte, presentaron diferencias altamente significativas ($p < 0,000001$) con respecto a la tasa de renovación del efluente, diferencias significativas ($p < 0,005$) con la cobertura de la planta en los sistemas y no demostraron diferencias significativas ($p > 0,005$) con la combinación de ambas variables (Figura 88). También presentaron diferencias altamente significativas ($p < 0,000005$) con respecto a la tasa de renovación del efluente, pero no presentaron diferencias significativas ($p > 0,05$) con la cobertura de las plantas en los sistemas y la combinación de ambas variables (Figura 89). Como ya se explicó, la materia orgánica se diluye por escorrentía al mezclarse con agua lluvia, esto causa una disminución de sólidos en época lluviosa, pero en época seca ocurre lo contrario. Otra forma de disminuir la materia orgánica en forma

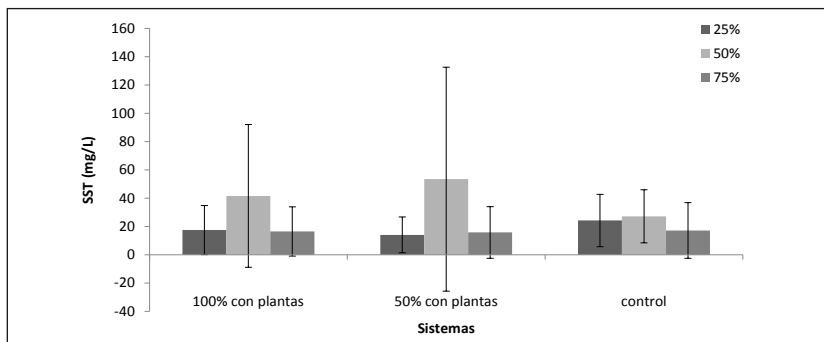


Figura 87. Comparación de sólidos suspendidos totales en las tres tasas de renovación del efluente (25, 50 y 75 %), en los diferentes sistemas de tratamiento biológico con *Eichhornia crassipes* (100 y 50 % de cobertura con plantas y el sistema de control). Las barras verticales indican la media aritmética \pm desviación estándar para n=10.

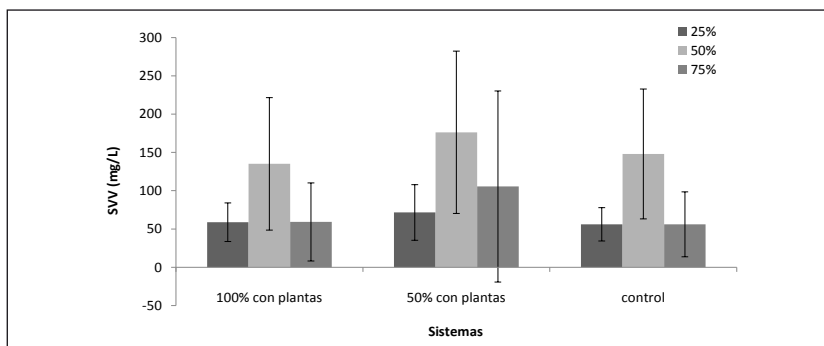


Figura 88. Comparación de sólidos suspendidos volátiles en las tres tasas de renovación del efluente (25, 50 y 75 %), en los diferentes sistemas de tratamiento biológico con *Eichhornia crassipes* (100 y 50 % de cobertura con plantas y el sistema de control). Las barras verticales indican la media aritmética \pm desviación estándar para n=10.

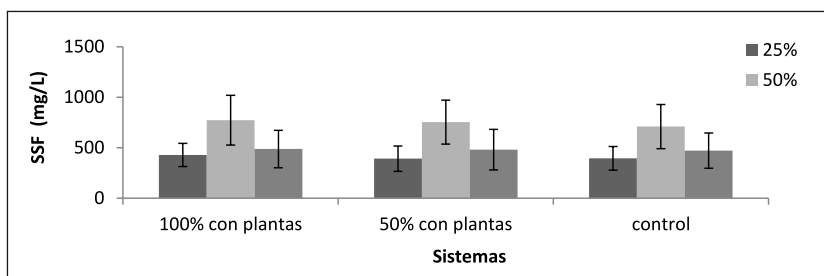


Figura 89. Comparación de sólidos suspendidos fijos en las tres tasas de renovación del efluente (25, 50 y 75 %), en los diferentes sistemas de tratamiento biológico con *Eichhornia crassipes* (100 y 50 % de cobertura con plantas y el sistema de control). Las barras verticales indican la media aritmética \pm desviación estándar para n=10.

de sólidos suspendidos es a través de los procesos de filtración y adsorción desarrollado por las raíces de las plantas acuáticas (Sánchez, 2011).

3.4.7 Coliformes

Los coliformes totales demostraron diferencias altamente significativas ($p < 0,0005$) con la tasa de renovación del efluente, pero no manifestaron diferencias significativas ($p > 0,05$) con la cobertura de las plantas en los sistemas y la combinación de ambas variables (Figura 90). También exhibieron diferencias altamente significativas ($p < 0,000005$) con respecto a la tasa de renovación del efluente, pero no registraron diferencias significativas ($p > 0,05$) con la cobertura de la planta en los sistemas y la combinación de ambas variables (Figura 91). Cuando el efluente utilizado presentó una alta carga de materia orgánica, por lo general se asoció a un alto número de microorganismos. Las plantas captan oxígeno y dióxido de carbono de la atmósfera, mientras que reciben minerales y nutrientes del agua por medio de las raíces que le dan sustento al crecimiento bacteriano; sin embargo, estos microorganismos son eliminados del sistema por adsorción sobre las partículas, la toxicidad que ejercen los antibióticos de las raíces de las plantas y la acción depredadora (CENTA, 2010).

De manera general se puede comentar que el nitrato se acumuló en los sistemas de tratamiento y que estos presentaron niveles mayores que los sistemas de control y el agua residual de entrada. Mientras el nitrito presentó menor nivel de concentración en los sistemas con plantas comparados con el sistema control, estos fueron mayores a los del agua residual de entrada.

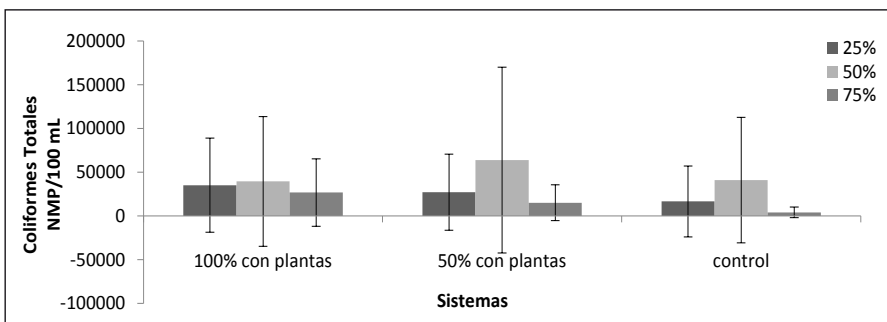


Figura 90. Comparación de Coliformes totales en las tres tasas de renovación del efluente (25, 50 y 75 %), en los diferentes sistemas de tratamiento biológico con *Eichhornia crassipes* (100 y 50 % de cobertura con plantas y el sistema de control). Las barras verticales indican la media aritmética \pm desviación estándar para $n=10$.

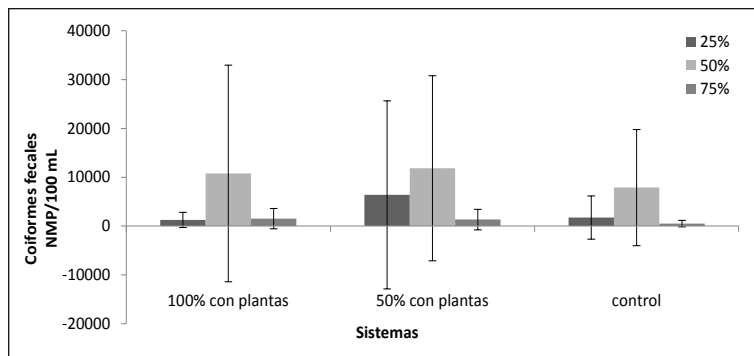


Figura 91. Comparación de Coliformes fecales en las tres tasas de renovación del efluente (25, 50 y 75 %), en los diferentes sistemas de tratamiento biológico con *Eichhornia crassipes* (100 y 50 % de cobertura con plantas y el sistema de control). Las barras verticales indican la media aritmética \pm desviación estándar para $n=10$.

Estos nutrientes (nitrato y nitrito) presentaron episodios de remoción con porcentajes similares entre sí, al aplicar la tasa de renovación del efluente 25 y 75 %; Sobre el ortofosfato, se puede decir que es removido eficazmente en el sistema de cobertura 100% con plantas; el amonio es removido en todos los sistemas de tratamiento (con plantas y control) ambos contaminantes presentaron mejores porcentajes de remoción al aplicar la tasa de renovación del 75 %.

La carga de SST fue similar al aplicar las tasas de renovación del efluente de 25 y 75 %; registrándose porcentajes de remoción aceptables, especialmente en los sistemas de cobertura 50%. Igualmente, la carga de SSV presentó concentraciones similares en las tasas de renovación del efluente de 25 y 75 %, registrando valores menores en el sistema de cobertura 100% con plantas y en el sistema de control. Con relación a los SSF la mejor remoción se registró en los sistemas de cobertura 50 % con plantas, en especial al aplicar la tasa de renovación del efluente de 25 %.

Las demandas química y bioquímica de oxígeno registradas durante todo el monitoreo fueron menores en los sistemas con plantas, en especial en el sistema de cobertura de 50%, al registrar mejores eficiencias de remoción al aplicar la tasa de renovación del 75%, seguida de la tasa de 25%. Lo contrario ocurrió con los coliformes debido a que estos registraron valores menores en los sistemas de control que en los sistemas con plantas, en estos sistemas se observó un mejor comportamiento al aplicar la tasa de renovación de 75 %.

Es importante mencionar que la condición de tratamiento más eficiente se logró al aplicar la tasa de renovación del efluente de 75%, seguida de la de 25% en los sistemas de cobertura de 100% con plantas en primer lugar, y en los sistemas de 50% de cobertura con plantas en el segundo; esto se debe a la remoción eficiente de la carga orgánica, del ortofosfato, del amonio, y de los sólidos suspendidos, cumpliendo de esta forma con los lineamientos establecidos en la normativa legal vigente colombiana en materia de usos de agua y vertimiento de residuos líquidos a cuerpos de agua receptores (Decreto 1594 de 1984). Nutrientes, como el nitrato y el nitrito, y los coliformes lograron exceder los estándares permisibles de la norma en mención en algunos días del monitoreo.

Conclusiones

De acuerdo con los resultados fisicoquímicos y microbiológicos del agua residual de entrada y de salida de los sistemas de tratamiento, se demostró que la planta acuática jacinto de agua (*Eichhornia crassipes*) tiene la capacidad de absorber similar contaminantes que pueden provocan problemas ambientales y además puede tolerar los 75 días de experimentación de cada fase.

Los valores de pH observados durante los tratamientos fueron adecuados para el funcionamiento de *esta planta* y los microorganismos asociados a sus raíces, por lo que contribuyen a la alta eficiencia de la actividad biológica y los altos porcentajes de remoción en los humedales, considerados sistemas adecuados para la fitorremediación de las aguas residuales domésticas de la ciudad de Riohacha.

Los diferentes ensayos de fitorremediación efectuados durante el desarrollo de la investigación demostraron que bajo condiciones de clima tropical la materia orgánica presente en las aguas residuales domésticas es degradada eficazmente en los humedales artificiales con coberturas de 50 y 100 % con *Eichhornia crassipes* según los porcentajes de remoción de DQO, DBO₅, nutrientes (N y P) y coliformes (totales y fecales) alcanzados en dichos sistemas de tratamiento, por lo que se considera que esta tecnología es viable y puede contribuir a la protección del ambiente.

Los niveles de concentración de nitrato y el nitrito fueron mayores en los sistemas de tratamiento (con y sin plantas), comparados a los que presentó el agua residual de entrada. En otras palabras, estos compuestos nitrogenados se acumularon en vez de removerse de los sistemas debido a la baja asimilación por parte de las plantas y al desarrollo de procesos de nitrificación dentro de los sistemas. Sin embargo, durante el monitoreo se presentaron episodios de remoción de estos nutrientes (nitrato y nitrito): los más altos

se obtuvieron al aplicar la tasa de renovación de 25%, con porcentajes de hasta 99,9 %.

El amonio alcanzó altos niveles de eficiencia en remociones continuas durante el desarrollo de todas las fases de renovación del efluente (25, 50 y 75 %) con porcentajes de hasta 99,9 %; la causa principal de la remoción fue la absorción por la planta y la asimilación microbiana. De igual manera, el ortofosfato también mostró comportamientos aceptables de remoción al aplicar las diferentes tasas de renovación, en especial en los sistemas con plantas; la mejor remoción se registró al aplicar la tasa de renovación de 50% con porcentaje de hasta 93,1 %.

La DQO y la DBO presentaron una mejor eficiencia de remoción en los sistemas con plantas con porcentajes de hasta 93,9 y 91,6 %, respectivamente. Los resultados obtenidos permiten determinar que la capacidad de remoción se debe a la actividad biológica por parte de las macrófitas y los microorganismos presentes en el sistema, quienes biodegradan la materia orgánica.

La carga de SST fue similar al aplicar la tasa de renovación del efluente de 25 y 75 %; se registraron porcentajes de remoción aceptables especialmente en los sistemas de cobertura 50% con plantas donde se logró una tasa hasta de 95,9 %. Igualmente, la carga de SSV presentó concentraciones similares con las tasas de renovación del efluente de 25 y 75 %; registrándose valores menores en el sistema de cobertura 100% con plantas y en el sistema de control, con niveles hasta de 96,5 % de eficiencia. Con relación a los SSF la mejor remoción se registró en los sistemas de cobertura 50% con plantas y el sistema control con porcentajes de remoción de hasta 69,2%, en especial al aplicar la tasa de renovación del efluente de 25%; esto se debió a que al utilizar las otras dos tasas de renovación no se lograron remociones aceptables.

Sobre el grupo de los coliformes (totales y fecales), se observó que los valores registrados fueron menores en los sistemas de control que en los sistemas con plantas; se considera que la causa principal de la muerte de estos microorganismos en los sistemas de control fue dispersión directa de las radiaciones UV de los rayos solares que entraban al sistema. Sin embargo, se observó una disminución bastante considerable de los coliformes en los sistemas (con y sin plantas) comparados con los del agua residual de entrada al aplicar las diferentes tasas de renovación del efluente durante todo el monitoreo, con porcentajes de remoción hasta 99,9 %.

La condición de tratamiento más eficiente se logró al aplicar la tasa de renovación del efluente de 75% seguida de la de 25%; en los sistemas de cobertura de 100% con plantas en primer lugar y en los sistemas de 50% de cobertura con plantas en segundo lugar; la causa de esto fue la remoción eficiente de la carga orgánica, del ortofosfato, del amonio, y los sólidos suspendidos; cumpliendo de esta forma con los lineamientos establecidos en la normativa legal vigente Colombiana en materia de usos de agua y vertimiento de residuos líquidos a cuerpos de aguas receptores (Decreto 1594 de 1984). Nutrientes, como el nitrato y el nitrito, y los coliformes lograron exceder algunos días del monitoreo los estándares permisibles de la norma mencionada.

De todo esto, se puede concluir que el Jacinto de agua (*E. crassipes*) posee una alta capacidad biorremediadora apropiada para eliminar nutrientes, materia orgánica, sólidos y coliformes en condiciones reales.

Recomendaciones

Al momento de desarrollar un sistema de fitorremediación o tratamiento biológico usando plantas acuáticas, se deben tener en cuenta los criterios de diseño de los sistemas, condiciones climáticas de la zona y adecuación del sitio de muestreo.

Evitar la proliferación de insectos o plagas cerca del área en donde se ubicarán los sistemas experimentales, para que esta no altere el buen funcionamiento de las plantas y la remoción eficiente de los contaminantes.

Usar macrófitas acuáticas diferentes a *Eichhornia crassipes* en ensayos de monoespecie o combinados con esta para determinar cuál es la especie ó la combinación de especies más eficiente en la remoción de la carga orgánica (expresada como DQO y DBO₅), nutrientes y coliformes presentes en las aguas residuales domésticas de la ciudad de Riohacha.

Medir la biomasa en la raíz y las partes aéreas de las plantas y estudiar los microorganismos asociados a ella (bacterias anaerobias, aerobias y hongos), para correlacionarla con la remoción de nutrientes u otros compuestos presentes en las aguas residuales.

Es necesario complementar el sistema de humedales con un sistema de tratamiento adicional, como un sistema de filtración ascendente para eliminar nutrientes como el nitrato y el nitrito y disminuir aún más los coliformes; todo esto el objetivo de poder cumplir al 100% con las normativas legales vigentes en Colombia.

Realizar estudios para el tratamiento de aguas residuales domésticas usando *Eichhornia crassipes* para establecer la relación costo-beneficio y poder proponer este método como una alternativa viable para dicho estilo de tratamiento a escala real, considerando que este mecanismo de purificación disminuye significativamente los principales indicadores de contami-

nación del agua y además representa una tecnología apropiada, amigable con el ambiente, de bajo costo de operación y mantenimiento, que es acorde a la situación económica y financiera del país.

Teniendo en cuenta todo lo anterior se recomienda a las entidades gubernamentales de la ciudad de Riohacha implementar un sistema piloto a escala de humedales para tratar sus aguas residuales debido a que es una alternativa óptima desde el punto de vista económico, social y ambiental.

Referencias Bibliográficas

- Alcaldía Mayor de Bogotá, Secretaria Distrital Ambiente. (2008). Concentraciones de referencia para los vertimientos industriales realizados a la red de alcantarillado y de los vertimientos industriales y domésticos efectuados a cuerpos de agua de la ciudad de Bogotá. Centro de Investigaciones en Ingeniería Ambiental – CIIA. Departamento de Ingeniería Civil y Ambiental. Universidad de los Andes.
- Anzar, A. (2000). Determinación de los parámetros físico-químicos de calidad de las aguas. Instituto Tecnológico de Química y Materiales “Álvaro Alonso Barba”. *Revista Gestión Ambiental*. 2(23), 12 - 19.
- APHA, AWWA and WEF. (2017). Standard methods for the examination of water and wastewater, 23rd edition. Washington, D.C. 1546 p.
- APHA, AWWA and WEF. (2005). Standard methods for the examination of water and wastewater. 21th Edition. American Public Health Association. Washington, D.C. 1368 p.
- Aragón, R., Parra A. y Peña M. (2015). Evaluación preliminar del funcionamiento de un sistema prototipo de humedales artificiales empleando *Heliconia psittacorum* y *Cyperus papyrus* para el tratamiento de aguas residuales. *Revista Agroecología Ciencia y Tecnología*, 3(1), 7-12.
- Arias, M. y Brown M. (2009). Feasibility of using constructed treatment wetlands for municipal wastewater treatment in the Bogotá Savannah, Colombia. *Ecological Engineering* (35), 1070-1078.
- Arnáiz, C., Isac, L. y Lebrato J. (2000). Tratamiento biológico de aguas residuales. *Revista Tecnología del Agua*. Grupo de tratamiento de aguas residuales. Escuela Universitaria Politécnica. Universidad de Sevilla. 7 p.
- Barbecho, V. y Bósquez, C. (2008). Estudio de la prefactibilidad del tratamiento de aguas residuales del colector norte, en la ciudad de Puyo. Quito. Escuela Politécnica Nacional. 198 p.
- Behling, E., Marín, J., Gutiérrez, E. y Fernández, N. (2003). Tratamiento aeróbico de dos efluentes industriales utilizando reactores biológicos rotativos de contacto. *Multiciencias*. 3(2), 126 - 135.
- Bejarano, E. y Cortes, J. (2017). Propuesta para el diseño de un sistema de tratamiento y aprovechamiento del agua residual tratada para uso agrícola en el

- barrio Holanda, vereda Pueblo viejo-Facatativá. Trabajo de tesis. Bogotá. Universidad de La Salle, Facultad de Ingeniería Programa de Ingeniería Ambiental y Sanitaria. 171 p.
- Benítez, I. (2008). Evaluación de la distribución de metales pesados en las plantas acuáticas jacinto de agua (*Eichhornia crassipes*) y tul (*Thypha spp.*) utilizadas en la planta de tratamiento de aguas residuales La Cerra, Villa Canales por medio de fluorescencia de rayos X. Tesis de grado. Ciudad de Guatemala. Universidad de San Carlos de Guatemala. 104 p
- Bofill-Mas, S., Clemente, P., Albiñana, N., Maluquer, C., Hundesa, A. y Girones, R. (2005). Efectos sobre la salud de la contaminación de agua y alimentos por virus emergentes humanos. *Revista Española de Salud Pública*. 79(2), 253 - 269.
- Boutiliera, L., Jamieson, R., Gordon, R., Laked C. & Harte, W. (2009). Adsorption, sedimentation, and inactivation of *E. coli* within wastewater treatment wetlands. *Water Research*. (43), 4370 - 4380.
- Burgoon, P. (2001). Denitrification in free water surface wetlands receiving carbon supplements. *Water Science & Technology*. (44), 163 - 169.
- Carrión, C.G. (2008). Manual técnico de difusión-Sistema de tratamiento de aguas residuales para albergues en zonas rurales. Lima-Perú. Edición. Ministerio de Comercio Exterior y Turismo. 62 p.
- Castro, F. (2004). Aislamiento y caracterización de un consorcio de bacterias degradadoras de materia orgánica presente en aguas de formación. Trabajo de grado. Maracaibo. División de Postgrado. Facultad de Ingeniería, Universidad del Zulia. 266 p.
- Castro, F., Fernández N. & Chávez, M. (2008). Diminution of the COD in formation waters using bacterial stocks. *Revista Técnica de la Facultad de Ingeniería de la Universidad del Zulia*. 31(3), 256 - 265.
- Centro de las Nuevas Tecnologías del Agua (CENTA). (2010). Manual de depuración de aguas residuales urbanas. Zaragoza. IDEASAMARES.
- Cervantes, F., Pérez J. y Gómez J. (2000). Avances en la eliminación biológica del nitrógeno de las aguas residuales. *Revista Latinoamericana de Microbiología*. (42), 73 - 82.
- Chan, S., Tsang, Y., Cui L. & Chua, H. (2008). Domestic wastewater treatment using batch-fed constructed wetland and predictive model development for NH₃-N removal. *Process Biochemistry*, (43), 297 - 305.
- Chen, S., Kao, C., Jou, C., Fu, Y. & Chang, Y. (2008). Use of a constructed wetland for post-treatment of swine wastewater. *Environmental Engineering Science*. 25(3), 407 - 417.
- Coleman, J., Hench, K., Sexstone, A., Bissonnette, G. & Skousen, J. (2001). Treatment of domestic wastewater by three plant species in constructed wetland. *Water, Air, and Soil Pollution*. (128), 283 - 295.
- Collazos, C. (2008). Tratamiento de aguas residuales. Facultad de Ingeniería. Universidad Nacional de Colombia. Recuperado el 15 de Diciembre de 2011 en: http://www.ing.unal.edu.co/catedra/drs_diaz_collazos/GENERALIDADES.pdf.

- Comisión Estatal de Servicios Públicos de Tijuana (CESPT). (2007) ¿Qué es una planta de tratamiento de aguas residuales? Consultado por última vez el 26 de Diciembre de 2011 en: <http://www.cuidoelagua.org/empapate/aguaresiduales/plantatratamiento.html>.
- Conte G., Martinuzzi N., Giovannelli L., Pucci, B. & Masi, F. (2001). Constructed wetlands for wastewater treatment in central Italy. *Water Science & Technology*. (44), 339 - 343.
- Departamento Administrativo Nacional de Estadística o DANE. (2005). Informe técnico sobre número de habitantes en Colombia. (Consultado el 15 de Septiembre de 2011 en: http://www.dane.gov.co/#twoj_fragment1-4).
- Departamento Nacional de Planeación. (2002). Ministerio del medio ambiente y ministerio de desarrollo económico. Documento Conpes 3177, Acciones prioritarias y lineamientos para la formulación del Plan Nacional de Manejo de Aguas Residuales. Bogotá. 27 p.
- Departamento técnico Administrativo del Medio Ambiente. (1997). Resolución 1074 del 28 de Octubre de 1997. Estándares ambientales en materia de vertimiento. 4 p.
- Díaz-Cuenca, E., Alvarado-Granados, A.R. y Camacho-Calzada, K.E. (2012). El tratamiento de agua residual doméstica para el desarrollo local sostenible: el caso de la técnica del sistema unitario de tratamiento de aguas, nutrientes y energía (SUTRANE) en San Miguel Almaya, México. *Revista Quivera*, 14(1), 78-97.
- Ecoamerica. (2007). Tratamiento biológico de aguas residuales. Consultado el 26 de Enero de 2012 en: www.ecoamerica.cl
- Esponda, A. (2001). Arranque de un sistema experimental de flujo vertical a escala piloto de tipo humedal artificial para el tratamiento de aguas residuales. Tesis de Licenciatura. México. Facultad de Química. Universidad Nacional Autónoma de México.
- España, J. (2006). Características de la especie *Eichhornia crassipes*. Santiago de Cali. Universidad del Valle, Facultad de Ingenierías, Escuela de Ingeniería Química.
- Fernández, K. (2012). Comportamiento de las variables fisicoquímicas durante el tratamiento biológico de aguas petrolizadas empleando un consorcio microbiano. Trabajo especial de grado. Maracaibo. Departamento de Biología. Universidad del Zulia.
- Fountoulakis, M., Terzakis, S., Chatzinotas, A., Brix, H., Kalogerakis, N. & Manios, T. (2009). Pilot-scale comparison of constructed wetlands operated under high hydraulic loading rates and attached biofilm reactors for domestic wastewater treatment. *Science of the Total Environment*. (407), 2996 - 3003.
- Fox, L., Struik, P., Appleton, B. & Rule, J. (2008). Nitrogen phytoremediation by water hyacinth (*Eichhornia crassipes* (Mart.) solms). *Water, air & soil pollution*. 194 (1-4), 199 - 207.

- Fresr, C. (2008). El uso de plantas acuáticas para el tratamiento de aguas residuales. *Observatorio Medioambiental*. (11), 301 - 305.
- Fundación Mana. (2011). Evaluación social y plan de reasentamiento indígena para la población afectada por el proyecto “construcción y operación del sistema de tratamiento de las aguas residuales, en el Municipio de Riohacha”. Riohacha. Gobernación de la Guajira. 120 p.
- Galvis, A., Cardona, D. y Bernal, D. (2006). Modelo conceptual de selección de tecnología para el control de la contaminación por aguas residuales domésticas en localidades Colombianas menores de 30.000 habitantes, SELTAR. Conferencia Internacional: de la acción local a las metas globales. Cali. Universidad del Valle, Instituto Cinara. 10 p.
- Garbagnati, M., González, P., Antón, R. y Mallea, M. (2005). Características físico-químicas, capacidad buffer y establecimiento de la línea base ambiental del Río Grande, San Luis, Argentina. *Ecología austral*. 15, 59 - 71.
- García, D. y Leal, D. (2006). Desarrollo de un humedal artificial piloto con especies no convencionales para mitigar la contaminación generada por el vertimiento de aguas residuales provenientes del centro de visitantes del parque nacional natural Amacayacu–Amazonas. Tesis de grado. Bogotá D.C. Universidad de la Salle. 232 p.
- García, J., Morató, J. y Bayona, J. (2005). Depuración con sistemas naturales: humedales construidos. Barcelona. Universidad Politécnica de Cataluña. 12 p.
- GEIA, Grupo de Estudio de Ingeniería Ambiental. (2001). Proyecto de gestión ambiental integral de los residuos en la localidad de Cabildo (partido de Bahía Blanca). Bahía Blanca. Facultad Regional Bahía Blanca de la Universidad Tecnológica Nacional.
- GEIB, Grupo Especialista en Invasiones Biológicas. (2006). TOP 20: Las 20 especies exóticas invasoras más dañinas presentes en España. León. GEIB, Serie Técnica N.2. 116 p.
- Giraldo E. and Zárate E. (2001). Development of a conceptual model for vertical flow wetland metabolism. *Water Science & Technology*. (44), 273 - 280.
- Gómez, S., Gutiérrez, C., Hernández, A., Hernández, C., Losada, K. y Mantilla, P. (2008). Factores bióticos y abióticos que condicionan la biorremediación por *Pseudomonas* en suelos contaminados por hidrocarburos. NOVA. Publicación científica en ciencias biomédicas. 6(9), 76 - 84.
- Gupta, P., Roy, S. y Mahindrakar, A.B. (2012). Treatment of water using water hyacinth, water lettuce and vetiver grass-A. *Resources and Environment*, 2(5), 202-215.
- Hidalgo, J., Junod, J. y Sandoval, M. (2005). Recientes aplicaciones de la depuración de aguas residuales con plantas acuáticas. *Theoria*. 14 (1), 17 - 25.
- Hunt, P. and Poach, M. (2001). State of the art for animal wastewater treatment in constructed wetlands. *Water Science & Technology*. (44), 19 - 25.

- Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras, (INVEMAR). (2003). Manual de técnicas analíticas para la determinación de parámetros fisicoquímicos y contaminantes marinos (aguas, sedimentos y organismos). Santa Marta, DTCH.
- Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales o IDEAM. (2000). Condiciones climáticas de Colombia. Consultado por última vez el 24 de Septiembre 2011 en: <http://institucional.ideam.gov.co/jsp/index.jsf>
- Kadlec, R., Knight, R., Vymazal, J., Brix, H., Cooper, P. & Haberl, R. (2000). Constructed wetlands for pollution control. Scientific and technical report No 8. London International Water Association.
- Kao, C., Wang, Y., Lee, H. & Wen, K. (2001). Application of a constructed wetland for non-point source pollution control. *Water Science Technology*. (44), 585 - 590.
- Kanethanasis, A., Potter, C. & Coyne, M. (2003). Vegetation effects on fecal bacteria, BOD, and suspended solid removal in constructed wetlands treating domestic wastewater. *Ecological Engineering*. (20), 157-169.
- Karpiscak, W. & Foster, A. (2000). Nutrient and heavy metal uptake and storage in constructed wetland systems in Arizona wetland systems for water pollution control. *Water Science. Technology*. (3), 1271-1278.
- Kaseva, M. (2014). Performance of a sub-surface flow constructed wetland in polishing pre-treated wastewater a tropical case study. *Water Research*, (38), 681-687.
- Lansing, S. & Martin, J. (2006). Use of an ecological treatment system (ETS) for removal of nutrients from dairy wastewater. *Ecological engineering*. 28 (3), 35-245.
- Lara, G., Yeomans, J., Ulloa, O. y Kojima, K. (2007). Efecto del nuevo sistema de tratamiento de residuos sépticos en el funcionamiento del humedal artificial del relleno sanitario de la Universidad Earth. *Tierra Tropical*, 3 (2), 173-181.
- Lekeufack, M., Fonkou, T., Pamo, T. y Amougou, A. (2012). Removal of faecal bacteria and nutrients from domestic wastewater in a horizontal surface flow wetland vegetated with *Echinochloa pyramidalis*, *African Journal of Environmental Science and Technology*, 6(9), 337-345.
- Lin X., Chongyu, L. y Wensheng, S. (2003). Treatment of landfill leachate by subsurface-flow constructed wetland: a microcosm test. Tercera conferencia internacional y exhibición. Vetiver y Agua. Guangzhou, pp. 222 - 230.
- Lucero, A. y León, M. (2009). Estudio *Eichhornia crassipes*, *Azolla filiculoides* y *Lemna gibba*, en el tratamiento de aguas residuales domésticas aplicando a sistemas unifamiliares y comunitarios en el cantón Cotacachi. Tesis de grado. Ibarra-Ecuador. Universidad técnica del Norte. Facultad de Ingeniería en Ciencias Agropecuarias y Ambientales. Escuela de Ingeniería en Recursos Naturales Renovables. 188 p.
- Luederitz, V., Eckert, E., Lange-Weber, M., Lange, A. & Gersberg, R. (2001). Nutrient removal efficiency and resource economics of vertical flow and horizontal flow constructed wetlands. *Ecol. Eng.* (18) 157 - 171.

- Mahmood, Q., Zheng, P., Islam, E., Hayat, Y., Hassan, M.J., Jilani, G. and Jin, R.C. (2005). Lab scale studies on water hyacinth (*Eichhornia crassipes marts solms*) for biotreatment of textile wastewater. *Caspian Journal of Environmental Sciences*. 3(2), 83-88.
- Marsilli, A. (2005). Tratamiento de aguas residuales. Consultado por última vez el 22 de Diciembre de 2011 en: <http://www.tierramor.org/Articulos/tratagua.htm>.
- Meerhoff, M., Rodríguez, L. y Mazzeo, N. (2002). Potencialidades y limitaciones del uso de *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms en la restauración de lagos hipereutróficos subtropicales. En: Fernández A & G Chalar (eds.) Agua en Iberoamérica: de la limnología a la gestión en Sudamérica (pp 61-74). CYTED XVII, Buenos Aires.
- Méndez, J., Alberto, A. y Morales, E. (2009). Salud y medio ambiente. *Revista Médica Electrónica*. 31(5). Consultado por última vez 16 de Diciembre de 2011 en: <http://www.revmatanzas.sld.cu/revista%20medica/ano%202009/vol5%202009/tema13.htm>.
- Metcalf, L. y Eddy, H.P. (2003). Wastewater Engineering: Treatment and Reuse. In: Wastewater Engineering, Treatment, Disposal and Re-use. Tchobanoglous, G., Burton, F.L. and Stensel, H.D. (eds). 4th edition. New Delhi, India. McGraw-Hill Publishing Company Limited. 1878 p.
- Meuleman, A., Logtestijn, R., Rijs, G. & Verhoeven, J. (2003). Water and mass budgets of a vertical-flow constructed wetland used for wastewater treatment. *Ecological Engineering*. (20), 31 - 44.
- Meza, M. (2012). Bioabsorción de plomo y de cromo usando *Pistia stratioides*. Trabajo de Grado. Maracaibo. División de Postgrado. Facultad de Ingeniería. Universidad del Zulia
- Ministerio de Desarrollo Económico. (2000). Reglamento técnico del sector de agua potable y saneamiento básico (RAS). Sección II. Título E. Tratamiento de aguas residuales. Santa Fe de Bogotá. 150 p.
- Ministerio de Salud. (1984). Decreto 1594 del 26 de Junio de 1984. Normas de usos del agua y residuos líquidos. Colombia. 36 p.
- Miranda, M. (2010). Una aproximación a la gestión sostenible del agua en comunidades rurales del semiárido brasileño. Barcelona. Tesis de Maestría. Maestría en sostenibilidad. Instituto de sostenibilidad de la universidad politécnica de Catalunya-
- Molledam, P, Blancoa, I., Ansolab, G. & De Luisb, E. (2008). Removal of wastewater pathogen indicators in a constructed wetland in León, Spain. *Ecological Engineering*. (33), 252 - 257.
- Mongkon, T., Patcharee, T., Santibhab, P. & Sultipong, P. (2003). Vetiver grass research: Primary management of wastewater from community. In Tercera conferencia internacional y exhibición. Vetiver y agua. Guangzhou, República Popular de China (pp. 128- 139).

- Monrari, F & Giardini, L. (2009). Municipal wastewater treatment with vertical flow constructed wetlands for irrigation reuse. *Ecological Engineering*. (35), 643 - 653.
- Moreno, L. y Balderas, R. (2001). Tratamiento de las aguas residuales del área de ingeniería química del instituto tecnológico de Aguascalientes México (I.T.A). *Revista Conciencia Tecnológica*. 38 - 39.
- Mumtaz, S., Hashim, N., Arshad, A. y Abdul, R. (2014). Performance assessment of aquatic macrophytes for treatment of municipal wastewater. *Revista Journal of Environmental Health Science & Engineering*, 12(106), 1-12.
- Nivetha, C., Subraja, S., Sowmya, R. y Induja, N.M. (2016). *Water Lettuce* for Removal of Nitrogen and Phosphate from Sewage. *Journal of Mechanical and Civil Engineering (IOSR-JMCE)*, 13(2), 104-107.
- Olguín, E.J., Sánchez-Galván, G. nd Pérez-Pérez, T. (2007). Assessment of the phytoremediation potential of *salvinia minima baker* compared to *spirodela polyrrhiza* in high-strength organic wastewater. *Water, Air, and Soil Pollution*. 181, 135 - 147.
- Organización Panamericana de la Salud (OPS). (2005). Situación de salud en las Américas, indicadores básicos. Washington DC. Consultado el 21 de Diciembre de 2011 en: <http://www.bvsde.ops-oms/bvsacg/e/foro4/24Brochure2005.pdf>.
- Orozco, A. (2002). Levantamiento sanitario de las cabeceras municipales de Riohacha, Uribía, Albania, el Molino y Urumita del Departamento de La Guajira (Colombia). Consultado por última vez el 13 de Junio de 2011 en <Http://Www.Roboroz.Ca/Riofiles/Riohacha-General.Htm>.
- Ortíz, V. (2011). Puesta a punto de una metodología para la determinación de la Actividad Metanogénica Específica (AME) de un fango anaerobio mediante el sistema OXITOP. Influencia de las principales variables experimentales. Tesis de Maestría en Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente. Valencia. Universidad Politécnica de Valencia.
- Pardo, J., Perdomo, M. y López, J. (2004). Efecto de la adición de fertilizantes inorgánicos compuestos en la degradación de hidrocarburos en suelos contaminadas con petróleo. *Nova*. 2(002), 40 - 49.
- Peña, J., Martínez, F., Esparza, F. & Cañizares, R. (2004). Heavy metals removal by the microalga *Scenedesmus incrassatulus* in continuous cultures. *Bioresource Technology*. (94), 219 - 222.
- Prochoska, C. & Zoubolis, A. (2006). Removal of phosphates by pilot vertical-flow constructed wetlands using a mixture of sand and dolomite as substrate. *Ecological Engineering*. 26 (3), 293 - 303.
- Reed, S., Crites, R. & Middlebrooks, E. (1995). *Natural systems for waste management and treatment*, Second Edition. New York. McGraw-Hill, Inc. 433 p.
- Rodríguez-Momroy, J. y Durán-de-Bazúa, C. (2006). Remoción de nitrógeno en un sistema de tratamiento de aguas residuales usando humedales artificiales de flujo vertical a escala de banco. *Tecnología, Ciencia, Educación*. (21), 25 - 33.
- Roldán, G. y Ramírez, J. (2008). *Fundamentos de limnología neotropical*, 2ª edición. Editorial Universidad de Antioquia. 440 p.

- Romero, J. (2008). Tratamiento de aguas residuales, teoría y principio de diseño. Bogotá D.C. Editorial Escuela Colombiana de Ingeniería. 1232 p.
- Romero, J. (2013). Tratamiento de Aguas Residuales: Teoría y Principio de Diseño. Bogotá D.C. Escuela Colombiana de Ingeniería. 1248 p.
- Romero, M., Álvarez, M. y Álvarez, A. (2007). Los factores ambientales como determinantes del estado de salud de la población. *Revista Cubana Higiene Epidemiología*. 45(2), 1-5.
- Romero, M., Colín, 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. Universidad Nacional Autónoma de México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*. 25 (3), 157 - 167.
- Sáenz, P. (2002). Depuración de aguas residuales. Hipertextos del área de biología. Facultad de agroindustrias. Universidad Nacional del Nordeste. República de Argentina. Consultado por última vez el 21 de Diciembre de 2011 en: http://www.biologia.edu.ar/tesis/forcillo/depuraci%C3%B3n_de_aguas_residuales.htm#Contenidos.
- Sánchez, R. (2011). Evaluación del humedal artificial de la hostería Cuicocha, utilizado para el tratamiento de aguas residuales domésticas. Quito. Facultad de Ingeniería Civil y Ambiental de la Universidad Politécnica Nacional. 169 p.
- Santos, J., Rodríguez G. y Huevo, J. (2009). Estudio sobre plantas acumuladoras de As, Cd, Pb, Cu Y Zn en jales de la mina La Negra. XXVIII Convención minera Internacional, Veracruz, 28 al 31 de octubre. 416 - 423.
- Scavo, M., Rodríguez, O., y Luque, O. (2005). Estudio de un sistema de tratamiento de aguas residuales complementario, con pasto Vetiver (*Vetiveria zizanioides* L.), provenientes de una planta de producción de gaseosas, en Villa de Cura, Estado Aragua. Caracas. Tesis de grado. Universidad Central de Venezuela, Facultad de Agronomía.
- Solarte, Y., Peña, M., y Madera, C. (2006). Transmisión de protozoarios patógenos a través del agua para consumo humano. *Colombia Médica*. 37(1), 74 - 82.
- Song, X., Li, Q. & Yan, D. (2010). Nutrient removal by hybrid subsurface flow constructed wetlands for high concentration ammonia nitrogen wastewater. *Procedia Environmental Sciences*. (2), 1461 - 1468.
- Srisatit, T. & Sengsai W. (2003). Chromium removal efficiency by *Vetiveria zizanioides* and *Vetiveria nemoralis* in constructed wetlands for tannery posttreatment wastewater. In Proceedings of the third international conference on vetiver and exhibition, Guangzhou, China. pp. 171 - 180.
- Tebbutt, T. (2001). Fundamentos de control de la calidad del agua. México D. F. Editorial Limusa, S. A. de C. V. Grupo Noriega Editores.
- Tietz, A., Langergraber, G., Watzinger, A., Haberl, R., Kirschner, A.K.T. (2008). Bacterial carbon utilization in vertical subsurface flow constructed wetlands. *Water research* .42 (6-7), 1622-1634.

- United State Environmental Protection Agency (USEPA). (2011). Most probable number (MPN), calculator version 1.0. Consultado por última vez el Octubre de 2011 en: <http://html.epa.gov/microbes/mpn.html>.
- Valipour, A., Raman, K. & Ghole V. (2009). A new approach in wetland systems for domestic wastewater treatment using *Phragmites sp.* *Ecological Engineering*. (35), 1797 - 1803.
- Valipour, A., Raman, V. y Ahn, Y. (2015). Effectiveness of domestic wastewater treatment using a bio-hedge *water hyacinth* wetland system, doi: <http://dx.doi.org/10.3390/w7010329>, *Water*. (7), 329-347.
- Vargas, L. (2003). Manual de laboratorio para análisis ambiental. Maracaibo. Universidad del Zulia, Facultad de Ingeniería, División de Postgrado.
- Vera, A., Andrade, C., Flores, E., Núñez, M., Cárdenas, C y Morales, E. (2010). Remoción de nutrientes y materia orgánica en un humedal construido en función del desarrollo de la macrófita *Typha dominguensis Pers*, *Revista Técnica de la Facultad de Ingeniería*. Universidad del Zulia, 33(2), 153-163.
- Voltolina, D., Gómez, H., & Correa, G. (2005). Nitrogen removal and recycling by *Scenedesmus obliquus* in semicontinuous cultures using artificial wastewater and a simulated light and temperature cycle. *Bioresource Technology*. (96), 359 - 362.
- Vymazal, J. (2002). The use of sub-surface constructed wetlands for wastewater treatment in the Czech Republic: 10 years experience. *Ecological Engineering*. 18, 633 - 646.
- Vymazal, J. & Kröpfelová, L. (2009). Removal of organic in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow: A review of the field experience. *Science of the total environment*. 407 (13), 3911 - 3922.
- Yabroudi, S., Almarza, J., Pedrique, F., Cárdenas, C. y Herrera, L. (2009). Optimización del proceso de tratamiento de aguas residuales de una industria cervecera. *Interciencia*. 34(11), 764 - 770.
- Yadav, S., Jadhav, A., Chonde, S. & Raut, P. (2011). Performance evaluation of surface flow constructed wetland system by using *Echhiornia crassipes* for wastewater treatment in an institutional complex. *Universal journal of environmental research and technology*. 1(4), 435 - 441.
- Yousefi, Z., & Mohseni, A. (2010). Nitrogen and phosphorus removal from wastewater by subsurface wetlands planted with *Iris pseudacorus*. *Ecological Engineering*, (36), 777-782.
- Zhang, Z., Rengel, Z. & Meney, K. (2008). Interactive effects of nitrogen and phosphorus loadings on nutrient removal from simulated wastewater using *Schoenoplectus validus* in wetland microcosms. *Chemosphere*. (72), 1823 - 1828.
- Zhao, Y., Liu, Z., Wen, O., & Shu, Q. (2010). Performance of pilot-scale vertical-flow constructed wetlands in responding to variation in influent C/N ratios of simulated urban sewage. *Bioresource Technology*. 101(6), 1693 - 1700.

La fitorremediación aprovecha los procesos biológicos de las plantas acuáticas para el tratamiento de aguas residuales. Una de las plantas acuáticas más utilizadas en este tipo de tratamiento biológico es la *Eichhornia crassipes*, por su capacidad de precipitar, absorber y descomponer contaminantes. Esta planta contribuye a la reducción de la Demanda Química y Bioquímica de Oxígeno, sólidos solubles, nitritos, fosfatos, bacterias patógenas y metales pesados; que por su efecto toxico provocan problemas ambientales. Las potencialidades de la planta acuática *Eichhornia crassipes* fueron descubiertas por Sir Albert Howard en 1920; este brillante científico especializado en agricultura, realizó estudios sobre planta en la india y publicó artículos relacionados con el aprovechamiento de ésta en la depuración de aguas residuales. El uso de la fitorremediación es un campo en creciente auge en los últimos años, debido a que puede ser utilizado para el tratamiento de aguas residuales de una manera segura, confiable, estética, de bajo costo de operación y mantenimiento.

