

UNIVERSIDAD CATÓLICA DE LA SANTÍSIMA CONCEPCIÓN

FACULTAD DE CIENCIAS



**Utilización del jacinto acuático *Eichhornia crassipes*  
(Mart) Solms 1883) como sistema de tratamiento para la  
eliminación de materia orgánica y color en efluente de  
celulosa kraft**

Por

CÉSAR ANTONIO LAGOS MELLA

Tesis entregada a la Facultad de Ciencias de la Universidad Católica de la Santísima Concepción para optar al grado académico de Licenciado en Ciencias y al título profesional de Biólogo Marino

Profesor guía: Dra. Gladys Vidal Saéz

Concepción  
2005

## DEDICATORIA

*A mis padres, sin su ayuda y apoyo  
no hubiese logrado llegar  
a esta etapa de mi vida.*

## **AGRADECIMIENTOS**

Un especial agradecimiento a la Dr. Gladys Vidal, por la oportunidad, paciencia y apoyo brindado en el desarrollo de este trabajo. Gracias a ella estoy ahora escribiendo esta memoria.

Al Dr. Miguel Martínez, por facilitar el laboratorio de microbiología, junto con los materiales e instrumentos, para efectuar parte de este trabajo.

Al Dr. Roberto Urrutia, por su ayuda y cooperación en la toma de las muestras para desarrollar este trabajo.

A Jacqueline Decap, por sus conocimientos que fueron fundamentales para el desarrollo experimental de esta tesis, como también por su infinita paciencia y comprensión.

Gracias a todo el grupo de Biotecnología Ambiental del Centro EULA-Chile, Claudia, Sole, Ely, Pelu, Antonio, Marioly y David.

Al proyecto Fondecyt 1040879, por sus fondos otorgados.

## NOMENCLATURA

<b>DBO<sub>5</sub>:</b>	Demanda Bioquímica de Oxígeno	(mg L <sup>-1</sup> )
<b>DQO:</b>	Demanda Química de Oxígeno	(mg L <sup>-1</sup> )
<b>UFC:</b>	Unidad Formadora de Colonia	(log UFC ml L <sup>-1</sup> )
<b>OD:</b>	Oxígeno Disuelto	(mg L <sup>-1</sup> )

## INDICE

<b>I INTRODUCCIÓN</b>	1
I.1 Industria de pulpa celulosa y papel	1
I.2 Proceso productivo de celulosa y papel	2
I.3 Efluente generado por la industria de celulosa y papel	6
I.4 Sistemas de tratamientos	8
I.4.1 Sistemas de tratamientos convencionales	8
I.4.2 Sistemas de tratamientos no convencionales	12
I.5 Utilización de <i>E. crassipes</i> como sistema de tratamiento de aguas	13
I.5.1 Descripción de <i>Eichhornia crassipes</i>	14
I.5.2 Variables del medio ambiente que influyen en el Metabolismo y crecimiento de <i>E. crassipes</i>	16
<b>II HIPOTESIS Y OBJETIVOS</b>	18
II.1 HIPOTESIS	18
II.2 OBJETIVO	
II.2.1 Objetivo general	18
II.2.2 Objetivo específicos	19
<b>III. MATERIALES Y MÉTODOS</b>	20
III.1 Efluente de celulosa kraft, con <i>Eichhornia crassipes</i>	20
III.2 Obtención de <i>E. crassipes</i>	21
III.3 Ensayos de degradación de compuestos orgánicos y color	22
III.3.1 Ensayos con efluente de celulosa kraft	22

III.3.2 Ensayos con efluente sintético (Poly R-478)	23
III.4 Eficiencia biológica	25
III.5 Técnicas analíticas	26
<b>IV. RESULTADOS</b>	29
IV.1 Tratamiento de celulosa kraft, con <i>E. crassipes</i>	29
IV.1.1 Comportamiento de parámetros de control	29
IV.1.2 Comportamiento parámetros de eficiencia para tratamiento de efluente de celulosa	31
IV.1.3 Comportamiento parámetros biológicos para tratamiento de efluente de celulosa	49
IV.2 Tratamiento con Poly R-478	55
IV.2.1 Comportamiento de los parámetros de Control	55
IV.2.2 Comportamiento de los parámetros de eficiencia	57
IV.2.3 Comportamiento parámetros biológicos para tratamiento de efluente coloreado con tinte Poly R-478	59
<b>V. DISCUSIÓN</b>	61
V.1 Tratamiento efluente de celulosa kraft, con <i>Eichhornia crassipes</i>	61
V.2 Tratamiento de efluente coloreado Poly R-478	69
V.2.1 Reducción de los parámetros de eficiencia	69
V.2.2 Reducción de color de efluente sintético coloreado con Poly R-478	71
<b>VI. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES</b>	72
<b>VII. BIBLIOGRAFÍA</b>	74

## RESUMEN

Desde algunos años, organismos como las macrófitas (plantas acuáticas) han sido consideradas apropiadas para asimilar y descomponer nutrientes, como materia orgánica e inorgánica, presentando una alternativa de tratamiento secundario o terciario. *Eichhornia crassipes* es una planta acuática vascular de aguas dulce, prolifera en regiones tropicales y subtropicales. El objetivo de este trabajo es evaluar la capacidad depuradora de *E. crassipes* como sistema de tratamiento de efluente de industria de celulosa kraft.

En una primera etapa se inocularon 9 acuarios con  $79 \pm 2$  g de *E. crassipes* expuestas a distintas diluciones (100 %, 50 % y 10 %) de efluente de celulosa kraft. El sistema se alimentó con 4 g de nutrientes con una razón N,P,K de 1:1:0,6. Cada experimento se realizó por triplicado, más un control. En una segunda etapa para evaluar la eliminación de color se inocularon 9 acuarios (3 L cada una) con 36 g de *E. crassipes* expuestos a concentraciones (50, 100 y 200 mg L<sup>-1</sup>) de Poly R-478, tinte usado como colorante de referencia. La eficiencia de los sistemas fue evaluada como la remoción de compuestos fenólicos totales, ácido lignosulfónico, compuestos aromáticos, lignina, derivados de la lignina, color, demanda química de oxígeno (DQO) y demanda biológica de oxígeno (DBO<sub>5</sub>). Se evaluó el crecimiento de las plantas, medido como biomasa húmeda y la viabilidad bacteriana.

La DBO<sub>5</sub> contenida en el efluente de celulosa kraft, fue removida en un 62 – 75 %, mientras que la eliminación de DQO fue entre un 46 – 58 %. La remoción de color fue de un 8 % en efluentes de celulosa kraft y un 6,6 % para efluente coloreado con Poly R-478, valores máximos encontrados. En el caso de la eliminación de compuestos fenólicos se observaron reducciones que oscilan entre los 10,6 a 16,4 %. Por otra parte, no se detectó

eliminación de compuestos aromáticos, lignínicos, ácido lignosulfónico y compuestos derivados de lignina.

El crecimiento de las plantas y la viabilidad bacteriana no fue afectada por las diferentes diluciones de efluentes de celulosa kraft como también a las concentraciones de tinte Poly R-478 a las que fueron expuestas.

**Palabras claves:** *Eichhornia crassipes*, materia orgánica, efluente de celulosa kraft, tinte Poly R-478.

## ABSTRACT

Nowadays, organic matter removal are doing by traditional systems like activated sludge or aerated lagoon. Also, specific compounds are removed by tertiary treatment. However, alternative technologies must be studied to improve specific compounds removal together with organic matter. In this way, macrophytes (like *Eichhornia crassipes*) have been considered as nutrients removal technologies, arising as an alternative of tertiary treatment. *Eichhornia crassipes* is a freshwater vascular aquatic plant that grows in tropical and subtropical regions. The objective of this work is to evaluate the capability of *Eichhornia crassipes* to remove simultaneously organic matter and color contained in kraft mill wastewater. On the other hand, removal of color arising from Poly R-478 was evaluated by *Eichhornia crassipes* (synthetic dye). In a first stage, 9 aquariums were inoculated with  $79 \pm 2$  g of *E. crassipes* exposed to different dilutions of kraft mill effluent (100 %, 50 % y 10 %). The different lagoons were supplemented with N:P:K (1:1:0,6). Each experiment was made by triplicate; also a control was considerate for each assay. In the second stage, specific trials were done in order to evaluate color removal, 9 aquariums (3 L) were inoculated with 36 g of *E. crassipes* at different concentrations (50, 100 and 200 mg L<sup>-1</sup>) of Poly R-478. The system efficiency was evaluated through the total phenolic compounds, lignosulphonic acids, aromatic compounds, lignin, lignin-derived, color, chemical oxygen demand (COD) and biological oxygen demand (BOD<sub>5</sub>) removal. Also, evolutions of *Eichhornia crassipes* and bacterial viability were evaluated.

COD and BOD<sub>5</sub> removal from kraft mill wastewater were ranged between 62 - 75 % and 51 to 67 %, respectively. Color removal were around 8 % and 6.6 % from kraft mill effluent

and Poly R-478, respectively. In the case of total phenolic compounds removal ranged between 10.6 to 16.4 %. Removals of lignosulfonic acids, aromatic compounds, lignin and lignin-derived were not detected.

Plants growth and bacterial viability were not affected by the different dilutions of kraft mill effluent as neither were affected the Poly R-478 concentrations to which they were exposed.

**Keywords:** *Eichhornia crassipes*, organic matter, kraft mill effluent, Poly R-478.

**I**

## **I. INTRODUCCIÓN**

El sector forestal chileno, de gran importancia económica actual, representa grandes perspectivas para el desarrollo nacional futuro. Esto se debe a que el 45 % de su territorio es apto para la actividad forestal. En la actualidad, sólo un 21 % del territorio está cubierto por bosques, de los cuales cerca del 18 % corresponden a bosques naturales y sólo un 3 % representan plantaciones de crecimiento rápido renovable. Son estas plantaciones las que actualmente sustentan más del 85 % de la actividad forestal, incluida la industria de celulosa (Sánchez 1986). De estas plantaciones, las principales especies de árboles utilizados en la producción de celulosa en Chile son *Pinus insigne*, *Eucalyptus globulus* y *Eucalyptus nitens*.

### **I.1 Industria de pulpa celulosa y papel**

La industria de celulosa está orientada hacia la fabricación de celulosa kraft, transformaciones del papel y cartón entre otros. La celulosa es elaborada mediante el proceso denominado "kraft", a través del cual los chips de maderas son cocidos en una solución alcalina basada en sulfitos y soda cáustica para extraerles la lignina. Estos componentes químicos son posteriormente recuperados para su uso, en un proceso cíclico cerrado. Este proceso de fabricación de celulosa kraft es el mismo en Chile y en cualquier parte del planeta (Dellarossa et al. 2001a, Seoanez 1995).

Actualmente en nuestro país existen 11 plantas de celulosa, ubicadas mayoritariamente en la zona centro sur. De estas plantas de celulosa, 7 utilizan procesos químicos kraft y 4 utiliza el proceso mecánico. Por otra parte, dentro de las plantas de celulosa que utilizan

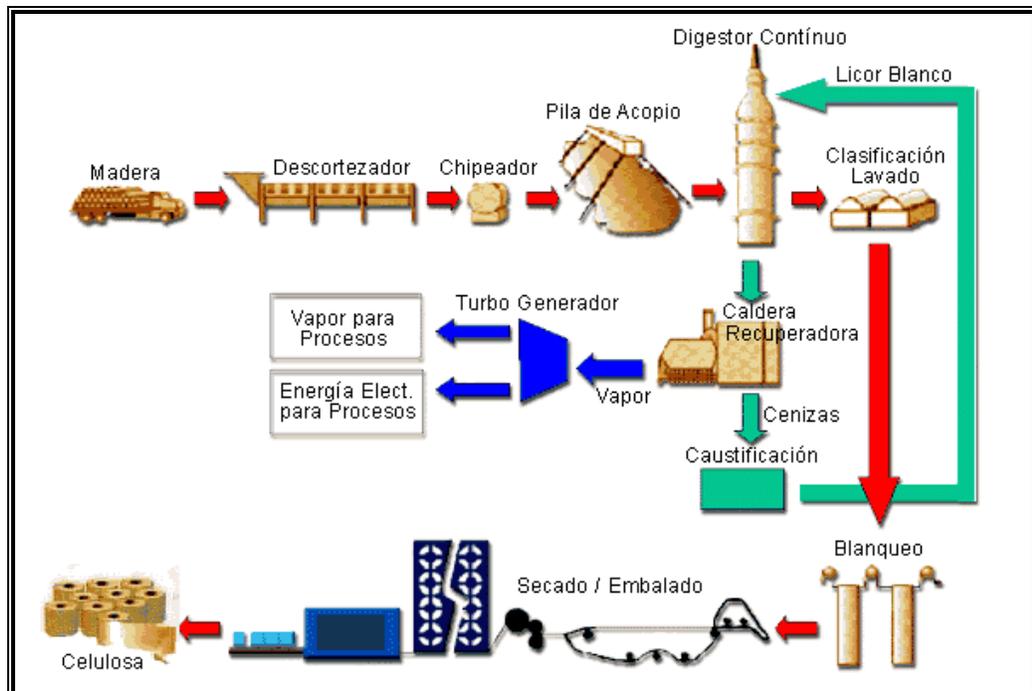
procesos químicos en su producción, solo 2 utilizan madera eucalipto y el resto incluyendo las plantas de celulosa con proceso mecánico utilizan pino insigne.

Chile posee una producción anual de 2,8 millones de toneladas de celulosa kraft, siendo la celulosa blanca de fibra larga BSKP (Bleached softwood kraft pulp) la de mayor producción y la que se destina al mercado exportador. También se produce fibra larga no blanqueada UNP (Unbleached kraft pulp) y celulosa blanca de fibra corta BEKP (Bleached eucaliptus kraft pulp) (Espinosa 2002).

Nuevas inversiones indican que existe la posibilidad que la producción de celulosa se incremente en un 50 % en la próxima década. Esta industria basada principalmente en el proceso kraft, se ha desarrollado aceleradamente entre las regiones VII y XI. Sin embargo, del total de la producción de nuestro país, sobre el 50 % de las industrias se encuentran localizadas en la cuenca del río Bio Bio (Octava región). Esta misma provee de agua, a más de dos millones de habitantes para el consumo humano (Vidal 1999, González et al. 1999).

## **I.2 Proceso productivo de celulosa y papel**

La pulpa es el producto que se obtiene de la madera después de separar las fibras de celulosa de los otros compuestos orgánicos, tales como, hemicelulosa, lignina, extractos resinosos, entre otros. El objetivo principal del proceso de pulpaje es la liberación de la fibra, para ello se utilizan básicamente dos métodos: pulpado mecánico y pulpado químico (Vidal et al. 1996a). En general, el proceso de producción de celulosa se puede separar en cinco procesos claramente definidas y que se describen en la Figura 1-1.



**Figura 1-1:** Diagrama de producción de celulosa kraft blanqueada

(Ext. de: [www.papelnet.cl](http://www.papelnet.cl))

**Proceso preparación y reducción de la madera.** La materia prima, tales como rollizos de maderas, procedente de aserraderos, son cargados en los descortezadores, los que funcionan rotando a una velocidad de 6 a 10 revoluciones por minuto, cuyo movimiento produce el choque entre sí de los rollizos y como resultado de esto la corteza se desprende. La corteza desprendida es transportada mediante correas hasta la cámara de combustión de las calderas de poder. Tanto los rollizos descortezados como los lampazos (residuos de rollizos aserrables) procedentes de aserraderos, son astillados en equipos conocidos como chipeadores. Estos equipos consisten en unos discos rotatorios provistos de una hilera de cuchillos, que al entrar en contacto con los rollizos los trituran convirtiéndolos en astillas. Por otra parte, existe la posibilidad que la materia prima ingrese a la planta ya convertida en astillas. Posteriormente, las astillas procedentes del chipeador y aquellas procedentes de aserraderos son clasificadas en equipos llamados harneros, cuya función consiste en

rechazar las astillas con sobre tamaño para ser devueltos al chipeador y eliminar los finos y astillas subdimensionadas o RISES.

Una vez clasificada las astillas, son depositadas en unas pilas de acopio cuya función consiste en homogeneizar las mezclas de astillas de diferentes fuentes. La homogeneización de las astillas que finalmente se destinan a la cocción es importante, ya que de ella depende las propiedades finales de la celulosa. El Control de la variabilidad en la densidad básica ( $\text{kg m}^{-3}$ ) de la mezcla al digestor es la función primordial de la pila de acopio.

**Proceso pulpaje.** El principal objetivo del pulpado es la liberación de la fibra (celulosa) de la madera mediante la deslignificación. En este proceso existen dos tipos de pulpado el primero de ellos denominado pulpado mecánico, que consiste en triturar la madera por medio de grandes ruedas o piedras de esmeril y haciéndola pasar, arrastrada por agua, a través de tamices. Este tipo de pulpa es de baja calidad, generalmente muy coloreado, y tiene fibras relativamente corta, es por eso que es utilizada principalmente para productos de papel duradero, como el papel periódico.

Por otro lado, el pulpado químico se realiza a través de lo que se conoce como digestor, donde las astillas procedentes de la pila de acopio se impregnan con vapor de agua para eliminar su contenido de aire. Posteriormente entran en vaso impregnador de alta presión, donde comienza a agregarse el licor blanco, que es una solución alcalina basada en sulfitos o soda cáustica. La mezcla de licor blanco y las astillas son sometidas a altas presiones y temperaturas que varían entre los 130 a los 170 °C. La función de la cocción de las astillas con el licor blanco, es liberar las fibras de celulosa contenidas en las astillas, mediante la disolución de la lignina que mantiene las fibras de la madera unidas. Por otra parte, a través de las diversas secciones del digestor continuo se agregan y se retiran líquidos de cocción, y a medida que la mezcla de las astillas va descendiendo dentro del cilindro, se transforma en

una pasta compuesta por fibras de celulosa, lignina y licor de cocción. En esta etapa se obtienen dos productos, el primero un licor negro, que es el residuo que se genera por la utilización de sustancias alcalinas en el digestor mezcladas con la lignina disuelta. El segundo producto que se forma en esta etapa, es pasta de celulosa la que pasa posteriormente por la fase de lavado y filtrado, obteniendo finalmente una celulosa cruda color café.

**Proceso de blanqueo.** La lignina residual, presente todavía en la celulosa en este punto del proceso de producción, puede ser retirada utilizando compuestos químicos tales como: dióxido de cloro, peróxido, soda cáustica y oxígeno. El proceso de blanqueo significa, necesariamente, una reducción de rendimiento, por cuanto se elimina una parte importante de la lignina que aún permanece en la pasta café y además, una parte de las fibras de celulosa se degradan debido a los agentes químicos que intervienen en el proceso. Por otra parte, en las plantas modernas de celulosa, cuentan en esta etapa con un proceso adicional de deslignificación con oxígeno, el que consiste en aplicar altas dosis de oxígeno a la pasta café para producir la oxidación de la lignina, previo a las etapas de blanqueo.

**Secado y Embalado.** En esta etapa la pasta procedente de la etapa de blanqueo es preparada para su secado. El porcentaje de fibras contenida en la pasta (consistencia inicial) a la entrada de la maquina secadora es de un 1 a 2 %. Desde la caja de entrada, la pasta es distribuida uniformemente sobre la mesa formadora de lámina, que consiste en varios rodillos que sacan el agua de la pulpa, dándole forma de lámina. La lámina, que a esta altura posee una consistencia de un 46 %, entra a los pre-secadores, que consiste en grandes rodillos en cuyo interior circula vapor a altas temperaturas. Posteriormente, pasa a los secadores principales, que por dentro están equipados de diversos rodillos calientes que conducen la lámina a través de calentadores por convección y radiadores infrarrojos. A la

salida de esta área, la lámina posee una consistencia de un 92 % seco. Finalmente, la lámina pasa por la cortadora, que deja en forma de pliegos, la que se apilan, se prensan y se embalan en forma de unidades, posteriormente pesadas y almacenadas en bodegas. (Bahamonde et al. 1991, Espinosa 2002, Vidal 1999, Vidal et al. 1996a).

### **I.3 Efluente generado por la industria de celulosa y papel**

Existe una relación directa entre la carga del contaminante y el proceso de obtención de pasta y las características de la materia prima. Los principales constituyentes de la madera son: celulosa (40-45 %), hemicelulosa (20-30%), lignina (20-30%) y extractivos (2-5 %) (Vidal, 1999).

Industrias de estas características consumen elevadas cantidades de agua y reactivos químicos, generando residuos orgánicos tóxicos en las distintas etapas de producción. Así, en la fase de preparación de la madera se producen riles con altos niveles de sólidos suspendidos, mientras que en los efluentes generados en el proceso de reducción, ya sea métodos químicos o mecánicos, se caracterizan por su alto contenido de materia orgánica expresada como DBO<sub>5</sub> y DQO. Posteriormente en la fase de blanqueado, se generan efluentes que se caracterizan por la presencia de compuestos halógenos orgánicos absorbibles (AOX), tales como: dioxinas y compuestos clorofenólicos. Entre estos compuestos se incluyen los clorofenoles, clorocatecoles y cloroguiacoles. Por otra parte, estas industrias generan otros tipos de contaminantes tales, como el color y la contaminación térmica, generada por el proceso de producción. Estos compuestos han sido identificados como los principales generadores de impactos ambientales negativos

producidos por la industria de celulosa kraft (Dellarossa et al. 2001a, Springer & Peterson 1991).

La materia orgánica biodegradable, es originada por la presencia de carbohidratos, ciertos alcoholes y ácidos grasos presentes en elevadas concentraciones. Un exceso de materia orgánica ocasiona una disminución de la concentración de oxígeno en los cuerpos de agua, producto de la biodegradación de ésta, reduciendo la probabilidad de vida acuática.

Los compuestos clorofenólicos y sus derivados, son liposolubles, altamente tóxicos y difíciles de degradar, acumulándose en los tejidos grasos de animales. Las dioxinas, por su parte, son no volátiles, poseen una baja biodegradabilidad, insolubles en agua y extremadamente lipófilas, por lo que resultan muy difíciles de transformar, acumulándose preferentemente en los tejidos ricos en grasa. Los efectos producidos en los cuerpos de agua, es la disminución de fitoplancton, como también un aumento de la mortalidad y malformaciones de embriones y alevines.

Por su parte, el color de los efluentes, procede de los derivados lignínicos de alto peso molecular o taninos polimerizados, que no contribuyen ni a la DBO<sub>5</sub>, ni a la toxicidad. Así, su bioacumulación y su baja velocidad de degradación puede ocasionar en los ríos y lagos a largo plazo un aumento de la turbidez de las aguas (incrementada con el tiempo), al actuar como grupos de adsorción de la misma. De esta manera, provocaría una disminución en la actividad fotosintética, reduciendo el oxígeno disuelto (Dellarossa et al. 2001a, Field et al. 1992, Viacava 1998, Vidal et al. 1996b, Vidal 1999).

De esta manera, la industria celulósica se ha visto obligada a implementar medidas para disminuir la contaminación, aplicando conceptos de control ambiental en la producción. Esto debido a las presiones legales para el cumplimiento de la legislación de residuos, y a la

competencia de sus productos en el mercado, condicionada por la calidad y el coste del producto (Vidal et al. 1996a, Vidal 1999).

#### **1.4 Sistemas de tratamientos**

Para reducir la generación de los contaminantes en su fuente, existen diferentes tipos de tratamientos con el fin de disminuir el impacto ambiental de las descargas y así generar residuos finales que cumplan con los flujos y concentraciones de contaminantes estipulados en la legislación vigente o políticas de la empresa. Estos tratamientos se clasifican en primario, secundario y terciario. El tratamiento primario se utiliza para eliminación de sólidos más gruesos a través de cribaje, mientras que los de menor tamaño, se eliminan usando mecanismos de sedimentación o flotación. El tratamiento secundario se utiliza para degradar la materia orgánica presente en el agua residual, mediante un proceso biológico. El tratamiento terciario, por su parte, se utiliza para eliminar otros contaminantes, tales como: nitrógeno, fósforo, compuestos coloreados y compuestos no biodegradables.

##### **I.4.1 Sistema de tratamientos convencionales**

La puesta en marcha de las diferentes alternativas de tratamiento de los efluentes generados por la industria de celulosa, hace necesario que éstos sean previamente caracterizados según: su caudal, su composición (carga de contaminantes químicos), su capacidad de biodegradabilidad. En definitiva, tras la aplicación de la alternativa de tratamiento adecuada, según la caracterización del efluente, se hace posible transformar los desechos de tipo orgánico en compuestos útiles, a través de la degradación realizada por diversos

organismos, y de esta manera reducir su nivel de toxicidad, que causa problemas a los ecosistemas acuáticos (Vidal et al. 1996b). Aunque existe gran variedad de equipos y tecnologías en las industrias de celulosa kraft, tales diferencias no se traducen en cambios significativos en las características de los desechos producidos.

Las primeras plantas de celulosa no disponían de tratamiento, siendo común las descargas en ríos sin difusores ni sistemas que protegieran el medio ambiente. Posteriormente, se incorpora en forma progresiva la utilización de tratamientos primarios, principalmente para sedimentar los sólidos suspendidos que básicamente son la fibra remanente, complementados con tratamientos secundarios, específicamente con tratamientos biológicos. Esto para reducir la carga orgánica biodegradable, facilitando el cumplimiento de regulaciones para las descargas de los residuos de la industria de celulosa. De esta manera, desde el año 2000 las plantas que están en fases de diseño o construcción, presentan la particularidad de haber sido evaluadas ambientalmente dentro del marco de la legislación chilena que surge en 1994.

Desde el año 1990 se incorporan al diseño los cambios tecnológicos propios de las plantas ECF (Elementary Chlorine Free): descortezado en seco, digestores continuos extendidos, deslignificación con oxígeno, tratamiento de gases no condensables, blanqueo con dióxido de cloro. Estos cambios también se observan en las tecnologías de los tratamientos de residuos líquidos.

De hecho es posible apreciar que las plantas antiguas, a partir de la década de 1990 fueron incorporando progresivamente tratamientos primarios y posteriormente sistemas biológicos secundarios, mientras que prácticamente todas las plantas nuevas, surgidas desde 1990 en adelante, incorporan desde el principio tratamientos secundarios.

Actualmente las plantas de celulosa, en el tratamiento de efluentes líquidos, incorporan tecnología de lodos activados, a diferencia de aquéllas surgidas en 1990, las que sólo utilizaban lagunas aireadas. Esto se explica por varias razones, entre ellas la menor utilización de espacio físico, los rendimientos crecientes y el mejor control que se ha logrado con los procesos de lodos activados (Videla 2003).

La Tabla I-1, muestra un resumen de las características de las distintas generaciones tecnológicas que se observan en nuestro país.

**Tabla I-1.** Producciones y tratamiento de efluente en la industria de celulosa chilena.

<i>Plantas</i>	<i>Procesos</i>	<i>Productos</i>	<i>Capacidad (miles ton año<sup>-1</sup>)</i>	Tratamiento de efluente
<b>Antes de 1990</b>				
Celco	kraft, sin blanqueo	UKP	310	Primario (lagunas)
Laja	kraft, Std-ECF	BSKP-UKP	320	Primario
Arauco I	kraft, Std-ECF	BSKP-BEKP	260	Primario+secundario (laguna aireada)
Informa	Mecánica (desde la década de los 90)	Mecánica	190	Primario
<b>Generación 1990</b>				
Pacífico	kraft, Std-ECF	BSKP	400	Primario+Secundario (Laguna Aireada)
Arauco II	kraft, Std-ECF	BSKP	470	Primario+Secundario (Laguna Aireada)
Santa Fe	kraft, Std-ECF	BSKP	340	Primario
Licancel	kraft, Std-ECF	BSKP	110	Primario+Secundario (Laguna Aireada)
<b>Generación 2000</b>				
Valdivia	kraft, ECF	BSKP	600	Primario+Secundario (Lodo Activado) + Terciario

Los tratamientos de efluentes de la industria de celulosa mediante procesos biológicos secundarios anaeróbicos metanogénicos o aeróbicos (lodos activos), son aplicados con el

objetivo de reducir la carga orgánica biodegradable y los niveles de toxicidad contenida en los efluentes provenientes de las etapas de pulpado y blanqueo.

En el proceso de lodo activado se produce una biodegradación de los compuestos contenidos en los efluentes, a través de bacterias aeróbicas. Este tipo de tratamiento presenta numerosas ventajas frente a los sistemas de tratamiento físico-químicos (precipitación/adsorción), debido a su menor costo de operación, eficiencia de depuración y menor utilización del espacio físico. Debido a esto, la tecnología de lodos activados se ha convertido en una de las tecnologías más implementadas a nivel mundial. Sin embargo, el color de estos efluentes no puede ser eliminado en los sistemas biológicos debido a los compuestos recalcitrantes derivados de la lignina presente en ellos (Field et al. 1992, Viacava 1998, Vidal et al. 1996b).

Los procedimientos de tratamiento intensivo convencionales ya sean biológicos, físicos o químicos son costosos. En general, en Chile, los efluentes líquidos industriales son vertidos directamente al cuerpo de agua receptor; en los mejores casos, los desechos son enviados a tratamientos primarios, que remueven un buen porcentaje de los sólidos suspendidos, y a tratamiento secundario, quedando un remanente de contaminantes perjudiciales para el medio ambiente. Tratamientos avanzados o terciarios, diseñados para reducir la concentración de compuestos orgánicos e inorgánicos y sustancias tóxicas hasta niveles aceptables, generalmente son de elevados costos, lo que en muchos casos impide su aplicación. Es por eso que se han implementado alternativas de tratamientos no convencionales de bajo costo, como son los sistemas de tratamientos naturales.

#### **I.4.2 Sistemas de tratamientos no convencionales**

En el medio ambiente natural, cuando interaccionan el agua, el suelo, las plantas, microorganismos y la atmósfera, se producen procesos físicos, químicos y biológicos. Los sistemas de tratamientos naturales se diseñan para aprovechar estos procesos con objeto de proporcionar tratamiento a las aguas residuales. Muchos de los procesos que intervienen en los sistemas de tratamiento natural, son comunes a aquellos utilizados en las plantas de tratamiento convencionales, tales como: sedimentación, filtración, transferencia de gases, adsorción, intercambio iónico, precipitación química, oxidación y reducción química, conversión y descomposición biológica. Mientras que entre los procesos propios de los sistemas de tratamiento naturales se cuentan: la fotosíntesis, la fotooxidación y la asimilación por parte de la planta. A diferencia de los sistemas convencionales, en que los procesos se llevan a cabo de forma secuencial en diferentes tanques y reactores a velocidades aceleradas como consecuencia del aporte energético, en los sistemas naturales los procesos se producen a velocidades naturales y tienden a realizarse de forma simultánea en un único reactor-ecosistema (Metcalf & Eddy 1995).

Desde hace algunos años, organismos como las macrófitas (plantas acuáticas) han sido consideradas apropiadas para asimilar y descomponer nutrientes, ya sea materia orgánica o inorgánica, constituyéndose en una alternativa de tratamiento secundario o terciario. Estos sistemas de tratamiento son una variante adecuada para la depuración de aguas residuales, ya que en ellos las plantas acuáticas funcionan como filtros biológicos que remueven sustancias biodegradables, sustancias tóxicas y microorganismos patógenos. Lo anterior se debe a que estas macrófitas absorben cantidades significativas de nutrientes y otros elementos, directamente a través de sus raíces. Por otra parte, estas plantas tienen la

habilidad de absorber nutrientes en cantidades muy superiores a sus requerimientos, particularmente cuando se encuentran disponibles en gran cantidad. Muchas plantas tienen la habilidad de crecer en condiciones anóxicas o hipóxicas, gracias al aire que queda en sus tejidos (Metcalf & Eddy 1995, Peña 1993).

### **I.5 Utilización de *E. crassipes* como sistema de tratamiento de aguas residuales**

Dado a su alta productividad y proliferación en regiones tropicales y subtropicales, *E. crassipes* es una de las especies más prometedoras y estudiadas debido a su habilidad para absorber nutrientes, en especial nitrógeno, fósforo y potasio, siendo capaz de extraer además cobre, zinc y metales pesados (So et al 2003, Schneider et al 1995, Kay et al 1984, Nor 1994). De esta manera, *E. crassipes* ha sido utilizada como sistema de tratamiento de aguas residuales en la eliminación de compuestos orgánicos de industrias ganaderas, tratamiento de aguas servidas, tratamiento de efluente en la industria metalúrgica, eliminación de tintas en efluentes acuosos, eliminación de agentes patógenos y en la restauración de sistemas hipereutróficos (El Zawahry & Kamel 2004, Meerhoff et al. 2002, Pertuz et al. 1999). En Chile, *E. crassipes* ha sido estudiada en tratamiento de aguas servidas y aguas residuales de industrias de celulosa (Dellarossa et al. 2001a, Dellarossa et al. 2001c, Vallejos & Delucchi 2001). El estudio de la utilización de *E. crassipes* como sistema de tratamiento natural de aguas residuales, se hace particularmente interesante en la VIII región, puesto que esta planta existe en lagos de la zona interurbana de Concepción, manteniéndose en condiciones climáticas que no se corresponden precisamente con aquellas propias del hábitat templado donde se acostumbra a encontrar (Vejar et al. 1991).

### **I.5.1 Descripción de *Eichhornia crassipes***

*E. crassipes* crece en una gran variedad de hábitat de agua dulce: desde lagunas temporales de baja profundidad, pantanos y ríos, hasta grandes lagos y embalses. Se distribuye desde el 38° Latitud Norte hasta los 38° Latitud Sur, lo cual representa un alto rango de temperatura incluyendo regiones tropicales, subtropicales y templadas. Se encuentra tanto en aguas altamente alcalinas como ácidas. Sin embargo, en medios neutros se presenta de forma más numerosa. En Chile es abundante en lagunas ricas en materia orgánica de la V y VIII región. *E. crassipes* ha invadido algunos lagos ubicados en el radio urbano de la ciudad de Concepción debido al enriquecimiento sostenido en nutrientes de estos lagos, producto del vaciado de desechos de las poblaciones ubicadas en el entorno de estas lagunas (Matthei 1995, Vejar et al. 1991).

*E. crassipes* es una planta acuática de libre flotación con hojas en forma de rosetas, soportadas por pecíolos que pueden ser cortos y abultados o largos y delgados, que se desarrollan desde el ápice de un tallo pequeño y vertical llamado rizoma. Cuando se encuentra en aguas poco profundas y oxigenadas, presenta hojas muy pequeñas que sólo alcanzan largos de 8 cm, mientras que en plantas bien aireadas, especialmente en aguas de flujo continuo, las hojas alcanzan los 125 cm de longitud. La posición de la hoja también varía dependiendo de la especie y condiciones ambientales. Su función principal, al igual que el resto de las plantas, es la fotosíntesis y transpiración producida en sus células superficiales. En el caso particular de *E. crassipes*, las hojas sirven de velas, conduciéndolas según el viento o la corriente de las aguas. Los tallos florecedores, que crecen a partir del centro de la roseta, producen una inflorescencia vistosa de flores azules

con manchas amarillo canario, las cuales se convierten en cápsulas que contienen pequeñas semillas.

El sistema de raíces de *E. crassipes*, representa entre un 20 y 50 % de la biomasa de la planta, la cual dependerá de la estación y del hábitat. El sistema de raíces consta de raíces principales, cubierta por raíces laterales que funcionan como anclaje y además de preservar la estabilidad del rosetón. Al igual que todo órgano sumergido, las raíces deben tener un suministro adecuado de oxígeno disuelto. De esta manera el oxígeno consumido alcanza el tejido interior por difusión a través del gradiente de concentración en la epidermis, pero este suministro puede ser suplementado por difusión desde los sitios de fotosíntesis en el follaje.

Dentro de los sistemas depurativos presentado por *E. crassipes* las raíces son el órgano de mayor importancia, puesto que a través de ellas, la planta absorbe los compuestos con algún valor nutritivo necesario para su metabolismo. Al mismo tiempo en la rizósfera, los microorganismos presentes actúan sobre el material orgánico biodegradable, sustancias inorgánicas y sólidos suspendidos, reduciendo su contenido en los medios tratados (Sculthorpe 1967).

*E. crassipes* presenta una reproducción tanto sexuada como asexuada o vegetativa, siendo esta última la más común, puesto que es más rápida bajo condiciones favorables de altas temperaturas y de la disponibilidad de nutrientes en los cuerpos de agua.

La reproducción vegetativa o asexuada se realiza mediante estolones que se desarrollan a partir de la base de la roseta. Estos estolones desarrollan en la punta terminal una planta hija que a su vez produce nuevas crías. La expansión continuará hasta que el espacio disponible quede completamente cubierto; de esta manera los estolones pueden crecer hasta 30 cm de longitud antes de desarrollar una roseta hija (Sculthorpe 1967).

La reproducción sexual comienza con el proceso de floración, en el cual las semillas se encuentran en cápsulas a lo largo del tallo de la flor donde cada cápsula puede contener hasta 450 semillas pequeñas. La auto fecundación es la forma más común de reproducción sexuada, aunque la fecundación cruzada debido a la actividad de insectos o por transporte del polen a través del viento, también es factible. En Chile la planta entra en proceso de floración en febrero, en donde ocurren cambios profundos en el metabolismo de la planta orientada a la formación de unidades de dispersión (Pieterse 1978, Véjar et al. 1991).

### **I.5.2 Variables del medio ambiente que influyen en el metabolismo y crecimiento de *E. crassipes*.**

La profundidad a la cual alcanza la intensidad límite y la calidad de penetración de la luz para determinada profundidad está dada por: color del agua (debido a la disolución de materia orgánica derivada del sustrato), medio receptor o residuos polutantes, concentración de partículas orgánicas suspendidas traídas por efluentes contaminados que varían con la turbulencia y el flujo, concentración de fito y zooplancton que varía según la estación. El agua absorbe principalmente longitudes de ondas del infrarrojo y ultravioleta, mientras que los solutos orgánicos causan una rápida atenuación del azul violeta y ultravioleta. La cubierta de las plantas acuáticas (hidrófitas) vasculares absorben mucho la luz roja y azul e incrementan la proporción del amarillo-verde penetrado a baja profundidad. Para el caso particular de *E. crassipes*, se ha estimado que la eficiencia de conversión fotosintética alcanza el 4 % y requiere un nivel de luz mínima de  $5,3 \text{ w m}^{-2}$  para sobrevivir (Sculthorpe 1967).

La temperatura es una de las limitaciones más significativa en el crecimiento de *E. crassipes*. Este vegetal no resiste temperaturas frías, debido que temperaturas de congelamiento matan el tallo y las hojas. Esto produce una reducción en peso que hace emerger al rizoma a la superficie, donde se hace más vulnerable, lo que en últimas instancias destruye completamente la planta. Se ha encontrado que el rango óptimo de temperatura para el crecimiento de *E. crassipes* en condiciones ambientales controladas es de 25 a 27 °C, aunque se observa algún crecimiento a 10 °C, el cual cesa sobre los 35 °C (Peña 1993).

## **II HIPÓTESIS Y OBJETIVOS**

### **II.1 HIPÓTESIS**

De acuerdo a lo antes descrito, la hipótesis de trabajo es: *Eichhornia crassipes* es capaz de eliminar compuestos orgánicos y coloreados contenidos en los efluentes de celulosa kraft y además, compuestos sintéticos coloreados de características similares a la lignina (Poly R-478) no afectando el crecimiento de *E. crassipes*.

### **II.2 OBJETIVOS**

#### **II.2.1 Objetivo general**

- Evaluar la capacidad depuradora de *E. crassipes* como sistema de tratamiento de efluente de industria de celulosa kraft.

#### **II.2.2 Objetivos Específicos**

- Evaluar la capacidad depuradora de compuestos orgánicos y coloreados contenidos en efluente de la celulosa kraft, por *E. crassipes* bajo condiciones controladas de nutrientes.

- Determinar la relación entre el desarrollo de la biomasa vegetal de *E. crassipes* con la eliminación de carga orgánica y color de un compuesto modelo sintético (Poly R-478) de características similares a la lignina.
- Determinar si existe relación entre la eliminación de materia orgánica y color con el comportamiento bacteriano de los rizomas en *E. crassipes* durante el tratamiento.

### III MATERIALES Y MÉTODOS

#### III.1 Efluente de celulosa kraft, con *Eichhornia crassipes*

El efluente utilizado en esta investigación proviene de una industria de celulosa kraft, el cual fue caracterizado previamente (Tabla III-1) y complementado con una razón de nutrientes N, P, K de 1: 1: 0,6 como fuentes de nitrógeno, fósforo y potasio. Estos nutrientes están caracterizado de la siguiente forma: el nitrógeno se encuentra en forma de nitrógeno amoniacal, nitrógeno ureico. Por otra parte, el fósforo se encuentra en su forma de ácido fosfórico ( $P_2O_5$ ) soluble en citrato de amonio neutro y agua, mientras que el potasio se encuentra en su forma de óxido de potasio ( $K_2O$ ) soluble en agua. Además de los nutrientes antes señalados se agregó micro elementos como: Mg, Fe, S, Ca, Mn, Cu, Zn, B y Mo (Véjar et al. 1991, Wolverton & Mckown 1976).

**Tabla III-1:** Caracterización de efluente de celulosa kraft

<i>Parámetros</i>	<i>Unidades</i>	Efluente
DQO	mg L <sup>-1</sup>	1196
DBO <sub>5</sub>	mg L <sup>-1</sup>	470
Fenóles totales (UV <sub>215</sub> )	mg L <sup>-1</sup>	313
Color	VIS <sub>440</sub>	0,566
Fosfato	mg L <sup>-1</sup>	0,56
pH	-	7,0
O. D.	mg L <sup>-1</sup>	0,3

### III.2 Obtención de *E. crassipes*.

Las plantas utilizadas para este estudio fueron recolectadas de la laguna las Tres Pascualas de la ciudad de Concepción ( $36^{\circ} 49' \text{ L. S}$ ;  $73^{\circ} 03' \text{ L. O}$ ). En una primera etapa, se recolectaron en período verano y la segunda etapa en período de otoño de 2005. Se seleccionaron plantas nuevas, las cuales debido a las necesidades nutritivas en su etapa de desarrollo, presentan una mayor capacidad depuradora. La selección se realizó en forma semicuantitativa, es decir, se estandarizaron en tamaño y número de hojas, y se clasificaron según longitud y tamaño de las raíces. Las plantas se mantuvieron en laboratorio, en acuarios de vidrio de  $0,25 \times 0,12 \times 0,20 \text{ m}$  ( $0,20 \text{ m}$  de profundidad con capacidad de  $6 \text{ L}$ ) con foto período de luz natural y a temperatura ambiental (Figura 3-1).



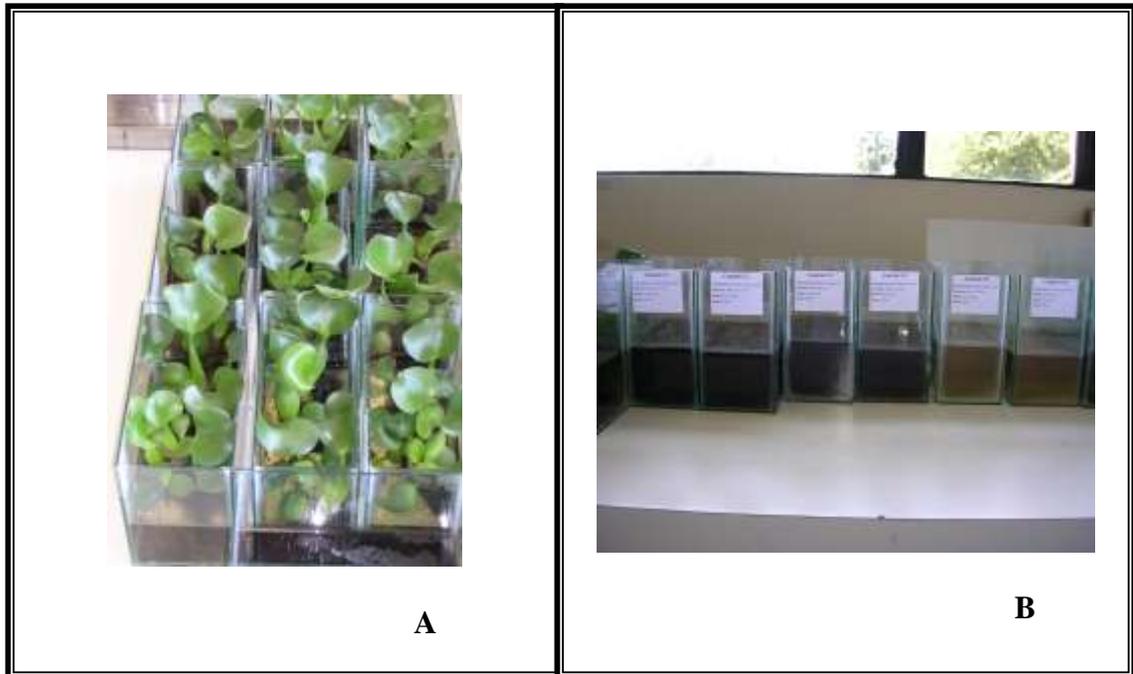
### III.3 Ensayos de degradación de compuestos orgánicos y color

**III.3.1 Ensayos con efluente de celulosa kraft.** Se realizaron experiencias donde las plantas fueron expuestas a distintas diluciones de efluente de celulosa kraft (2,5 L de efluente), estas diluciones de 100 %, solo efluente; 50 % (1,25 L de efluente, 1,25 L de agua) y 10 % (0,25 L de efluente, 2,25 L de agua). Estas tres diluciones (100, 50 y 10 %) se caracterizaron como sistema A, B y C respectivamente (Tabla III-2)

**Tabla III-2:** Configuración de experiencia realizada con efluente de celulosa kraft.

	<i>Efluente celulosa</i>			<i>Plantas</i>		<i>Nutrientes</i>	<i>Agua</i>		
	<i>100 %</i>	<i>50 %</i>	<i>10%</i>	<i>Si</i>	<i>No</i>	<i>N:P:K</i> <i>(4:1:0,5)</i>	<i>100 %</i>	<i>90 %</i>	<i>50 %</i>
Sistema A	√	—	—	√		√	—	—	—
Sistema B									
Sistema C	—	√	—	—		√	—	—	√
Control A	—	—	√	√		√	—		√
Control B									
Control C	√	—	—	—		√		—	
Blanco	—	√		√		√	—	—	—
	—			—		√	—	—	√
	—	—		—	√	√	—		√
	√			—	√			—	
	—	—		—	√		√		—
	—			√				—	
				—					

En cada acuario con nutrientes y efluente, se mantuvieron tres plantas con un promedio de biomasa húmeda de  $79 \pm 2$  g. Cada experimento de este estudio se realizó por triplicado, paralelamente con controles considerando acuarios solo con efluente y nutrientes y controles con agua, nutriente y plantas, para determinar el efecto del efluente en el crecimiento de la planta (Figura 3-2).



**Figura 3-2:** Sistema batch con efluente de celulosa kraft y *E. crassipes* A) sistemas A, B y C; B) control A, B y C.

**III.3.2 Ensayos con efluente sintético (Poly R-478).** Se realizaron experiencias donde los jacintos acuáticos fueron expuestos a distintas concentraciones de colorante Poly R-478 (Poly vinylamine Sulfonate), colorante polimérico que tiene una gran similitud estructural con la lignina (Viacava 1998). Además, fue complementado con una relación de nutriente N, P, K de 1: 1: 0,6, como fuentes de nitrógeno, fósforo y potasio.

Se realizaron experiencias con concentraciones de 50, 100 y 200 mg L<sup>-1</sup> de Poly R-478 con un volumen de 3 L (diluido con agua destilada). Esto para obtener una dilución óptima, el cual, el crecimiento de la planta fuera normal y al mismo tiempo existiera la remoción de los parámetros físico-químicos a estudiar. Estas tres concentraciones se caracterizaron de la siguiente forma y que se resume en la Tabla III-3: la concentración de 200 mg L<sup>-1</sup> de efluente se caracterizó como sistema A, la concentración de 100 mg L<sup>-1</sup> como sistema B y sistema C, para la concentración de 50 mg L<sup>-1</sup>.

**Tabla III-3:** Configuración de la experiencia realizada con efluente sintético (Poly R-478).

	<i>Concentración Poly R-478</i>			<i>Plantas</i>		<i>Nutrientes</i>	<i>Agua</i>
	<i>50 mg L<sup>-1</sup></i>	<i>100 mg L<sup>-1</sup></i>	<i>200 mg L<sup>-1</sup></i>	<i>Si</i>	<i>No</i>	<i>N:P:K (4:1:0,5)</i>	<i>100 %</i>
Sistema A	—	—	√	√		√	—
Sistema B							
Sistema C	—	√		—		√	—
Control A	—			√		√	—
Control B							
Control C	√		—	—		√	√
	—			√		√	√
	—		—	—		√	√
	—			√			
	—		—	—			
	—			√			
	—		—	—			
	—			√			
				—			

En cada acuario con nutrientes y colorantes, se mantuvieron tres plantas pequeñas con un promedio de biomasa húmeda de  $18,35 \pm 2$  g. Cada experimento de este estudio se realizó por triplicado y paralelamente con controles considerando acuarios sin colorante, solo con agua y nutrientes. Esto para observar el efecto del colorante en el crecimiento de la planta medido como biomasa húmeda (Figura 3-3).



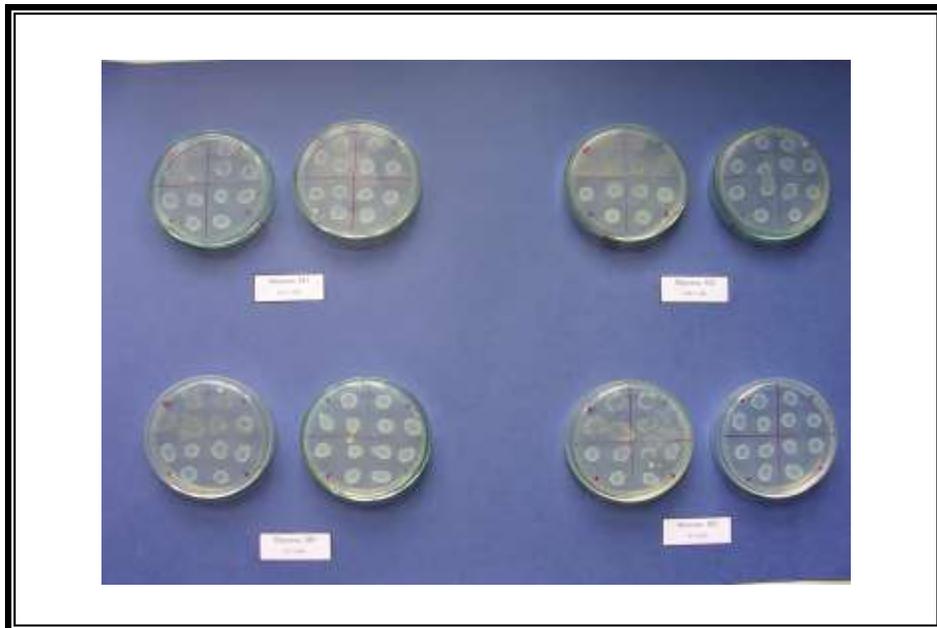
**Figura 3-3:** Sistema batch con efluente sintético Poly R- 478 y *E. crassipes*

A) sistemas A, B y C; B) control.

### III.4 Eficiencia biológica

Biomasa de la planta. Se midió el peso inicial y peso final total húmedo de plantas en cada acuario, en una balanza analítica, esto para determinar el efecto del efluente y colorante en el crecimiento de las plantas, cada planta fue secada con papel absorbente para eliminar resto de agua (Metcalf & Eddy 1995).

Viabilidad bacteriana. El crecimiento bacteriano, fue determinado mediante el método de microgota. Para esto se extrajo 10 mm de rizomas de las plantas de los Sistemas A, B y C y Control (plantas con agua y nutrientes) las cuales fueron maceradas y homogenizadas, sembrando el contenido bacteriano en placas petri con agar R<sub>2</sub>A, e incubándoles a 30°C durante 48 horas (Figura 3-4). Pasado este tiempo se procedió a contar las colonias bacterianas formadas, medidas en unidades formadoras de colonias (log ucf ml<sup>-1</sup>).



**Figura 3-4:** Crecimiento bacteriano en placas de vidrio con agar R<sub>2</sub>A, mediante método de microgota.

### III.5 Técnicas analíticas

Para determinar si el sistema con *E. crassipes* es estable se midió el efecto de los mismos sobre el pH, OD, DQO, DBO<sub>5</sub>, estos fueron medidos de acuerdo a las técnicas descritas en “Standard Methods” (APHA- AWWA- WPCF 1985). También se determinó, fenoles totales, Lignina, ácido lignosulfónico, color y compuestos derivados de la lignina de acuerdo a Çeçen 2003. Cada 3 días se tomaron 50 ml de muestras solubles de cada tratamiento y control, filtradas a través de membranas Wathman 0,45 um por un período de 21 días.

Medición de pH. Las mediciones se realizaron cada tres días con un medidor de pH/ mV WTW 99450085.

Medición de oxígeno disuelto. Las mediciones se realizaron cada tres días, hasta el tiempo que duro la experiencia. Esto se realizó con un medidor de oxígeno disuelto portátil, midiendo directamente en los acuario de los Sistemas y Controles.

DQO. Mide el consumo total de oxígeno de una muestra que es sometida a la acción de un proceso oxidativo. Para esto se utilizó un bloque calefactor HACH (Mod.001200008338), además de los siguientes reactivos: Solución digestora 10,216 g K<sub>2</sub>CrO<sub>7</sub> y 33 g HgSO<sub>4</sub> disueltos en 500 ml de agua, a los que se añaden 167 ml de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> comercial. Solución catalítica 10,700 g Ag<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> en 1 L de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> concentrado. Considerando un valor previsto

de DQO, se hace una dilución del efluente para entrar dentro del rango 90-900 mg L<sup>-1</sup> DQO. Se toman 2,5 ml de muestra diluida en un tubo Pirex de 10 ml, agregando 1,5 ml de solución digestora y 2,5 ml de solución catalítica. Además se preparó un tubo de referencia. Los tubos son sellados (efluente y blanco) y posteriormente introducidos al bloque calefactor a 150°C durante dos horas. Una vez fríos se miden las absorbancias A<sub>600 nm</sub> en un equipo termo-espectrofotómetro Génesis 10UV unicam.

DBO<sub>5</sub>. Esta prueba mide el oxígeno utilizando por los microorganismos durante un período de incubación de 5 días a 20 °C para la degradación bioquímica de materia orgánica. El procedimiento consiste en llenar con muestra, hasta rebosar, un frasco hermético e incubarlo durante 5 días. El oxígeno disuelto se mide antes y después de la incubación por el método de Winckler Azida modificada. La DBO<sub>5</sub> se calcula mediante la diferencia entre OD inicial y final de la muestra.

Color, compuestos derivados de la lignina y compuestos aromáticos. A las muestras se les midió el color directamente contra un blanco a A<sub>440 nm</sub> y a pH 9. Las muestras de compuestos derivados de la lignina y compuestos aromáticos se ajustaron a pH 9 y se tomaron 0,1ml sobre 2ml de agua y se midieron a A<sub>272/254 nm</sub> y A<sub>254 nm</sub>.

Lignina y ácido lignosulfónico. Se llevaron las muestras a pH 9 y se tomaron 0,1ml de cada muestra sobre 2ml de agua, y se midieron directamente en el espectrofotómetro a A<sub>280 nm</sub> para la lignina y A<sub>346 nm</sub> para el ácido lignosulfónico, estos valores de absorbancia se relacionan con la DQO (mg/L) de cada muestra.

Fenoles totales. Para medir fenoles totales las muestras se llevaron a pH 9 y luego se tomaron 0,1 ml de muestra sobre 2 ml de solución tampón y se midieron directamente, contra un blanco, en el espectrofotómetro a  $A_{215}$  nm.

Análisis estadísticos. Las diferencias entre tratamiento y control se analizaron estadísticamente con ANOVA de medidas repetidas (2 vías: tiempo y tratamiento) y pruebas HSD de Tukey, con un nivel de confianza de 95 %, mediante el programa estadístico Statistix for Windows 2.2 (Meerhoff et al. 2002).

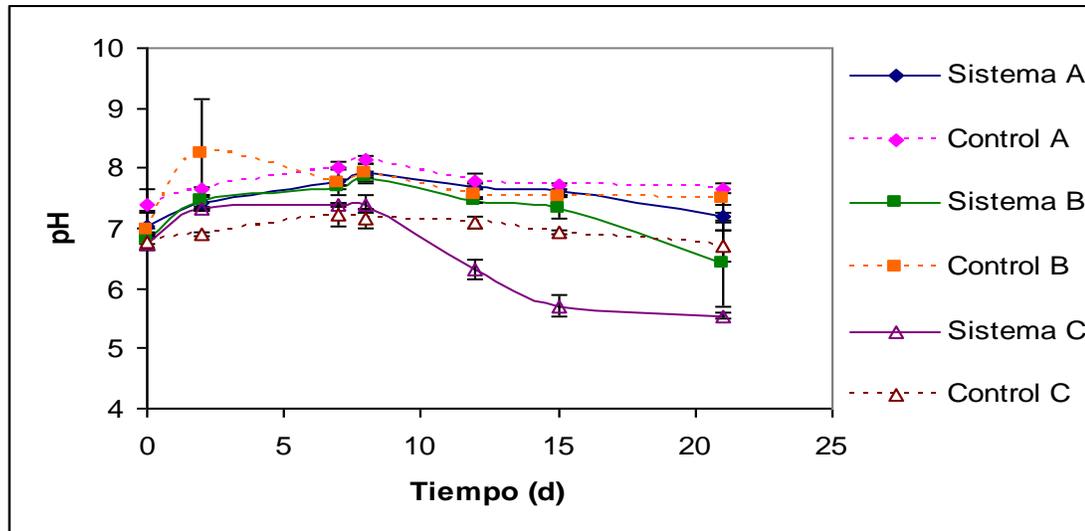
## **IV RESULTADOS**

### **IV.1 Tratamiento del efluente de celulosa kraft con *E. crassipes***

#### **IV.1.1 Comportamiento de parámetros de Control**

En la Figura 4-1 se muestra el comportamiento de pH para el sistema A, sistema B, sistema C y controles. Se diferenciaron significativamente ( $p < 0,05$ ) los sistemas con respecto a los controles. Por otra parte, se observaron diferencias significativas entre los sistemas A, B y

C ( $p < 0,05$ ). Para el sistema A se observó un promedio de pH de 7,5; para el sistema B un promedio de 7,2 y para el sistema C, un promedio de pH de 6,6 al finalizar el experimento.

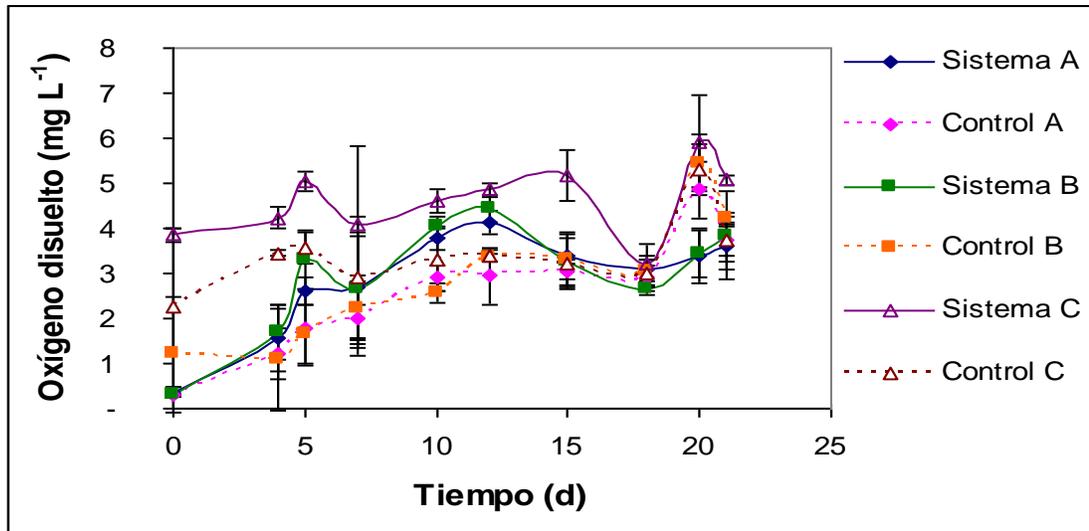


**Figura 4-1.** Fluctuaciones de pH a través del tiempo para el sistema A, sistema B, sistema C y controles.

En la Figura 4-2 se muestra el incremento de oxígeno disuelto para el sistema A, B y C y controles, observando diferencias significativas ( $p < 0,05$ ) entre el sistema A y control A. Se observó una mayor concentración de oxígeno disuelto para el sistema A, con un promedio de  $2,9 \text{ mg L}^{-1}$  y de  $2,5 \text{ mg L}^{-1}$  para el control A. Con respecto al sistema B, no se observaron diferencias significativas ( $p > 0,05$ ) entre el sistema y control, observando un promedio de  $2,9 \text{ mg L}^{-1}$  para el sistema B y  $2,8 \text{ mg L}^{-1}$  para el control B. Para el sistema C, se observaron diferencias significativas ( $p < 0,05$ ) entre el sistema y control, siendo mayor para el sistema C con una concentración promedio de  $4,6 \text{ mg L}^{-1}$  de oxígeno disuelto y  $3,4 \text{ mg L}^{-1}$  para el control.

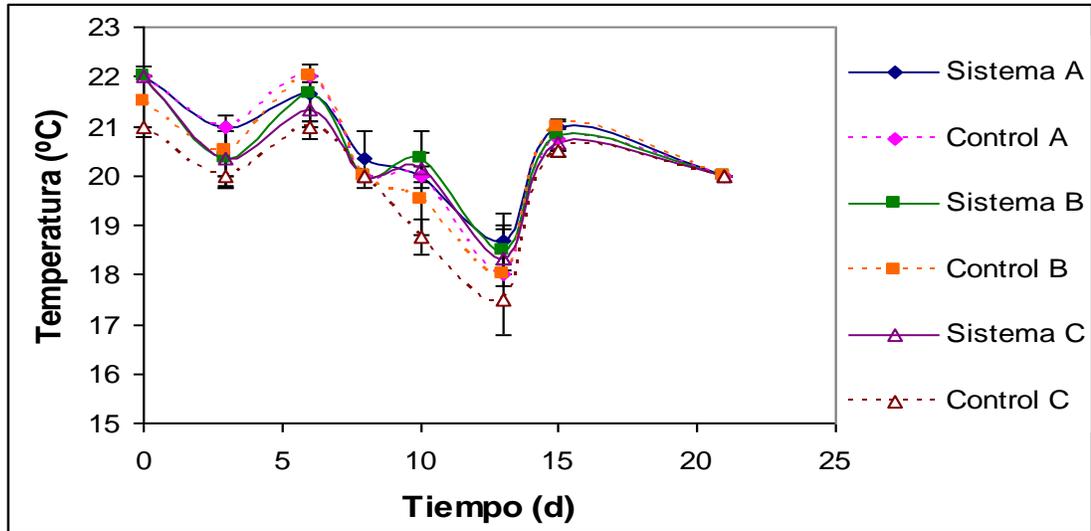
Al comparar la concentración de oxígeno disuelto entre los sistemas se observaron diferencias significativas ( $p < 0,05$ ), observando una mayor concentración de oxígeno

disuelto para el sistema C con una concentración promedio de 4,6 mg L<sup>-1</sup> y una menor concentración de 2,9 mg L<sup>-1</sup> para el sistema A.



**Figura 4-2.** Fluctuaciones de oxígeno disuelto a través del tiempo, en los sistemas A, B, C y controles.

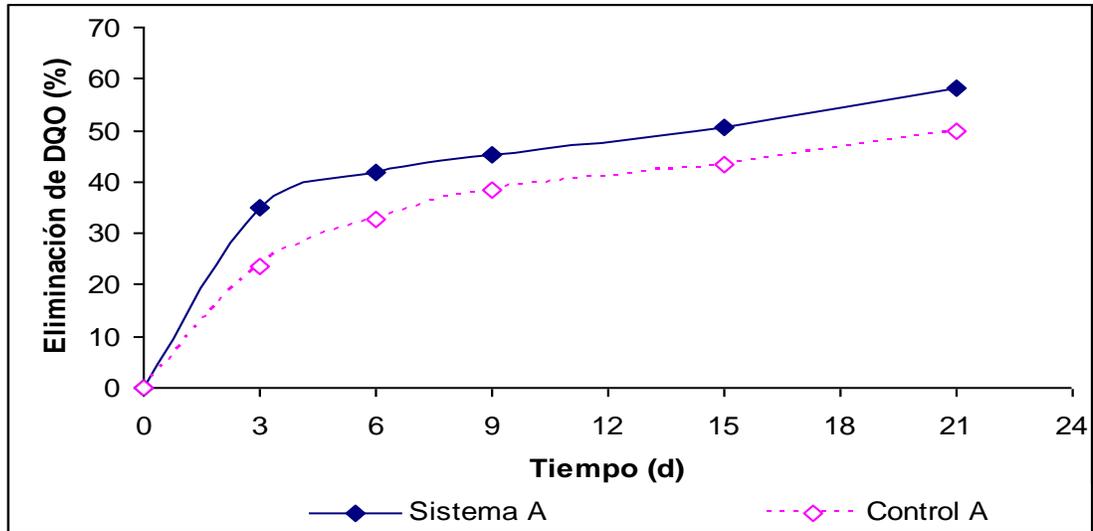
En la Figura 4-3 se muestran las fluctuaciones de la temperatura ambiental del sistema A, B, C y controles. Para el sistema A y sistema B, no se observaron diferencias significativas con respecto al control ( $p > 0,05$ ). Sin embargo, para el sistema C se observaron diferencias significativas entre el sistema C y control ( $p < 0,05$ ) con un promedio de 20,35 °C para el sistema C y 19,84 °C para el control C. Por otra parte, al comparar las temperaturas entre los sistemas A, B y C no se observaron diferencias significativas ( $p > 0,05$ ).



**Figura 4-3.** Fluctuaciones de la temperatura a través del tiempo, para los sistemas A, B, C y controles.

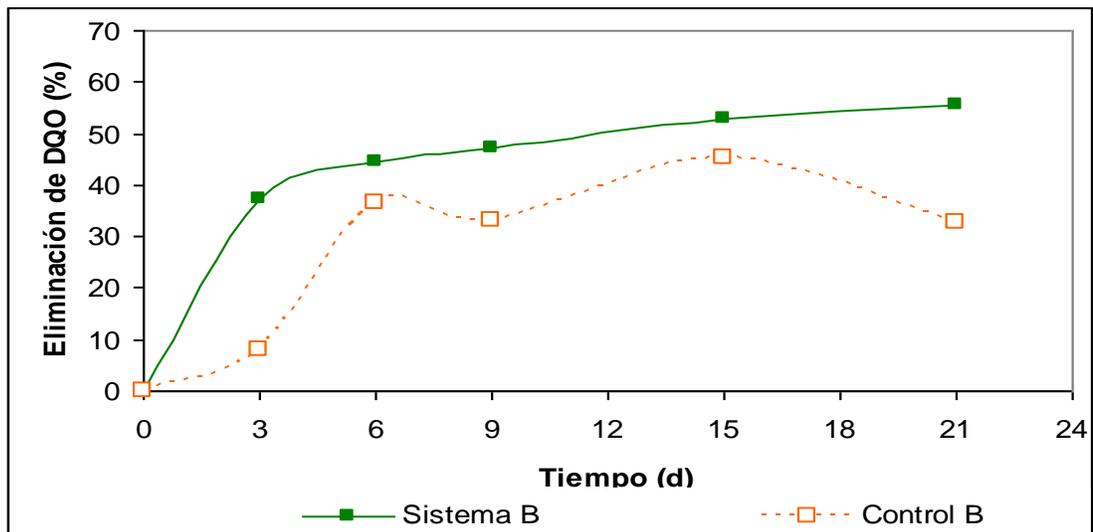
#### **IV.1.2 Comportamiento parámetros de eficiencia para tratamiento de efluente de celulosa kraft.**

En la Figura 4-4 se muestra el porcentaje de variación de la DQO para el sistema A, observando diferencias significativas ( $p < 0,05$ ) entre el sistema A y control A, con un porcentaje de eficiencia de un 58,4 %, y una concentración promedio de  $611 \text{ mg L}^{-1}$  de la DQO para el sistema A y una concentración promedio de  $693,5 \text{ mg L}^{-1}$  de DQO para el control A.



**Figura 4-4.** Porcentaje de variación de DQO para el sistema A y control A.

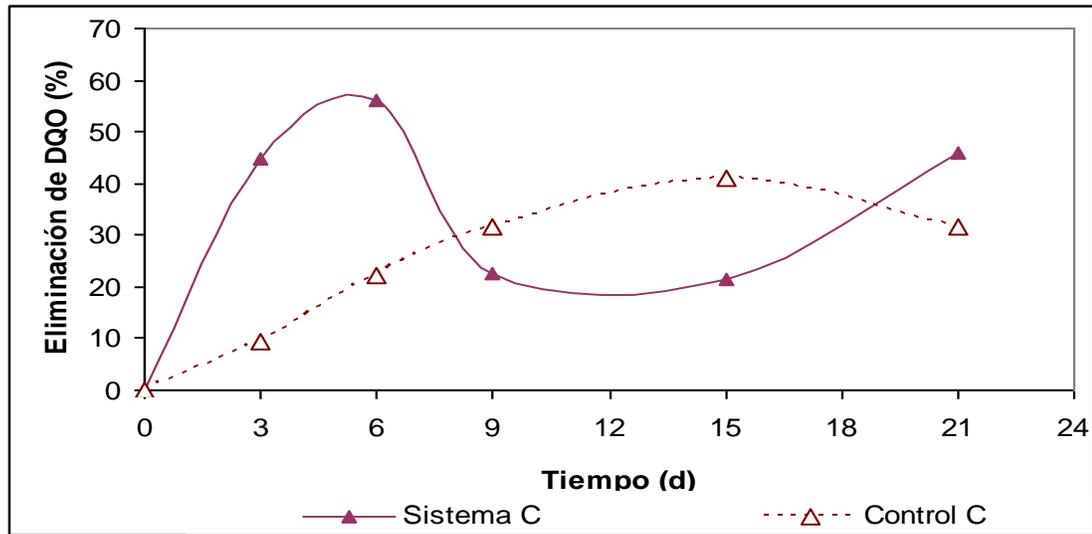
En la Figura 4-5 se muestra el porcentaje de variación de la DQO para el sistema B, estimando una disminución de un 55,6 %, se observaron diferencias significativas ( $p < 0,05$ ) entre el sistema B y control, con un concentración promedio de 315,28 mg L<sup>-1</sup> de la DQO para el sistema B y 407,75 mg L<sup>-1</sup> de la DQO para el control B.



**Figura 4-5.** Porcentaje de variación de DQO para el sistema B y control B.

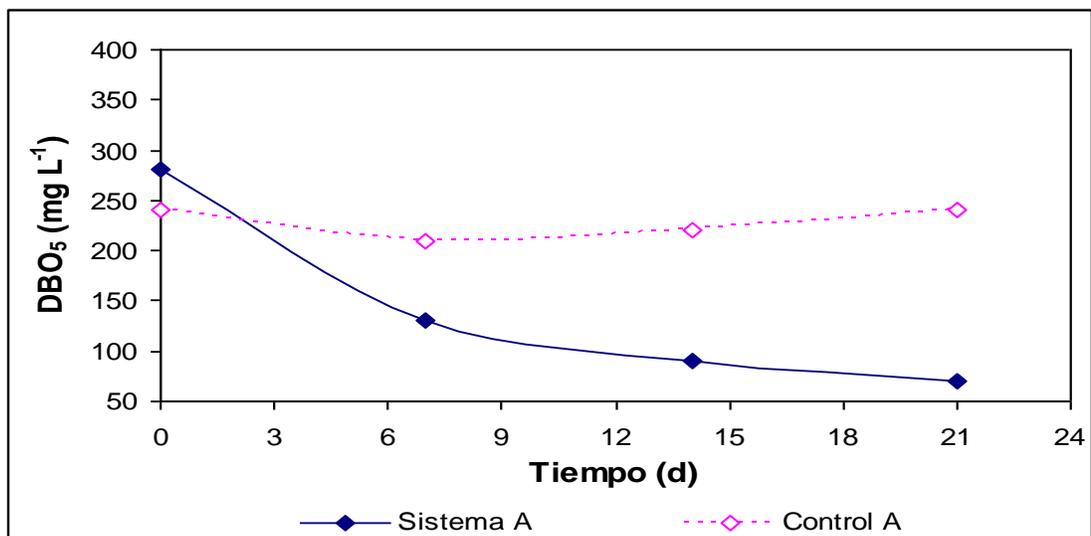
En la Figura 4-6 se muestra el porcentaje de variación de la DQO para el sistema C, observando una eficiencia de un 46 %. Sin embargo, no se observaron diferencias

significativas ( $p > 0,05$ ) entre el sistema C y control C. Por otra parte, entre los sistemas A, B y C se observaron diferencias significativas ( $p < 0,05$ ), el cual se aprecia un mayor porcentaje de eficiencia para el sistema A.



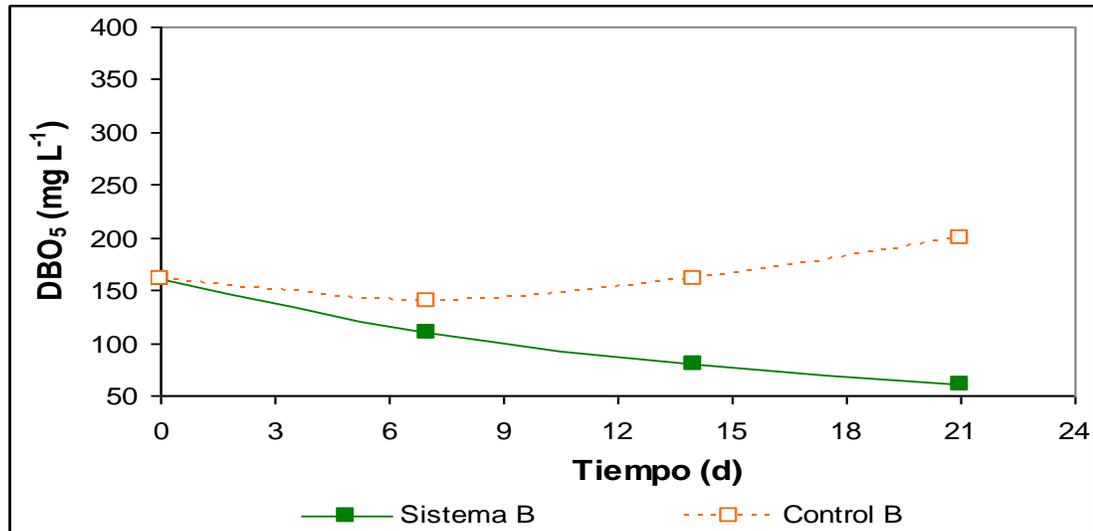
**Figura 4-6.** Porcentaje de variación de DQO para el sistema C y control C.

En la Figura 4-7 se observa la variación de la DBO<sub>5</sub> para el sistema A, observando una disminución de un 75 %, esta disminución se observó a los 21 días de tratamiento.



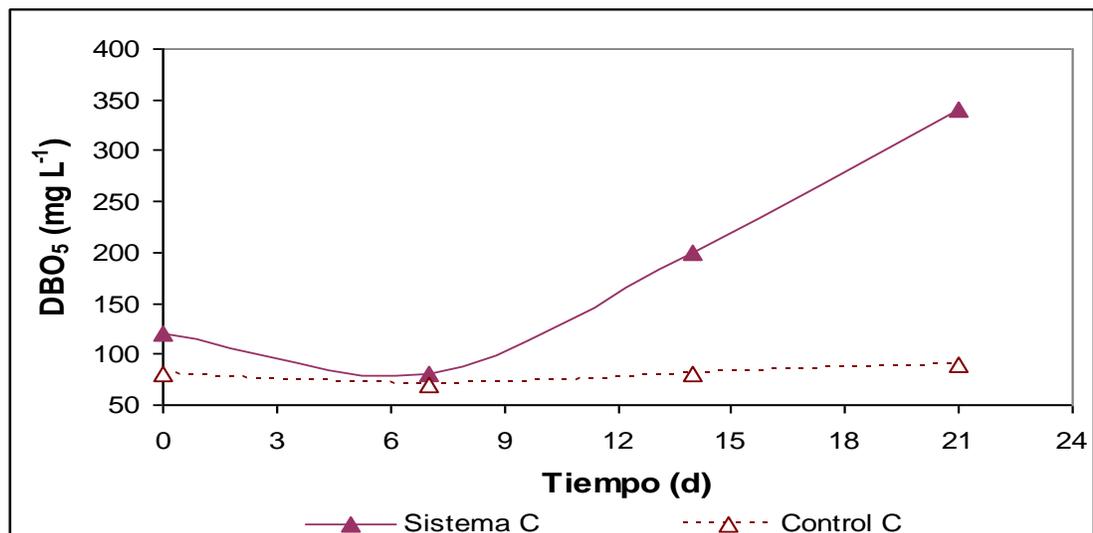
**Figura 4-7.** Variación de DBO<sub>5</sub> para el sistema A y control A.

En la Figura 4-8 se observa la variación de la DBO<sub>5</sub> para el sistema B, observando una disminución de un 62,5 %, esta disminución se observó a los 21 días de tratamiento.



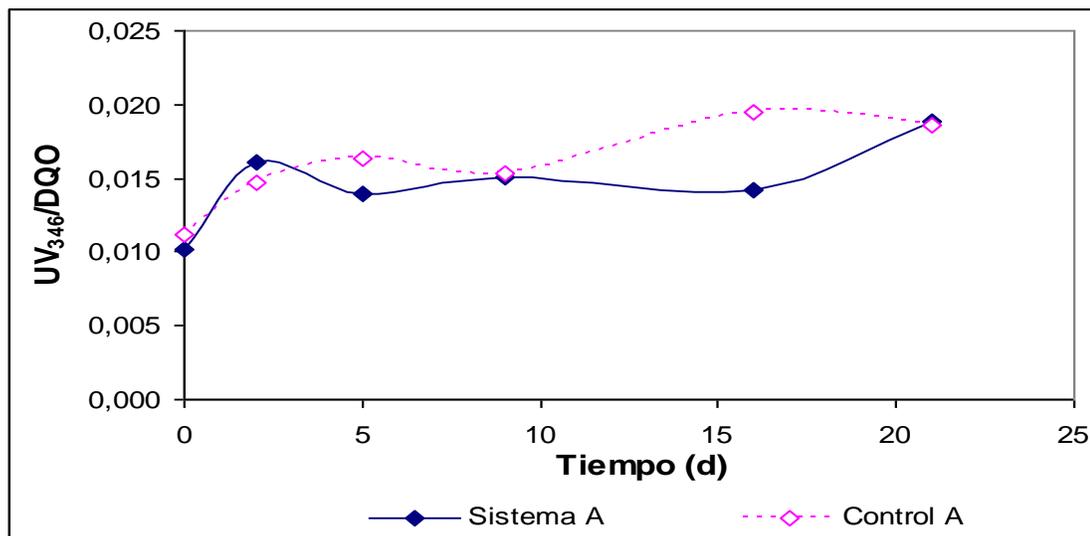
**Figura 4-8.** Variación de DBO<sub>5</sub> para el sistema B y control B.

En la Figura 4-9 se muestra la variación de la DBO<sub>5</sub> para el sistema C, observando una disminución de un 33,3 % a los 7 días de tratamiento. Sin embargo, se observó un aumento de la DBO<sub>5</sub> de un 183,3 % a los 21 días de tratamiento.



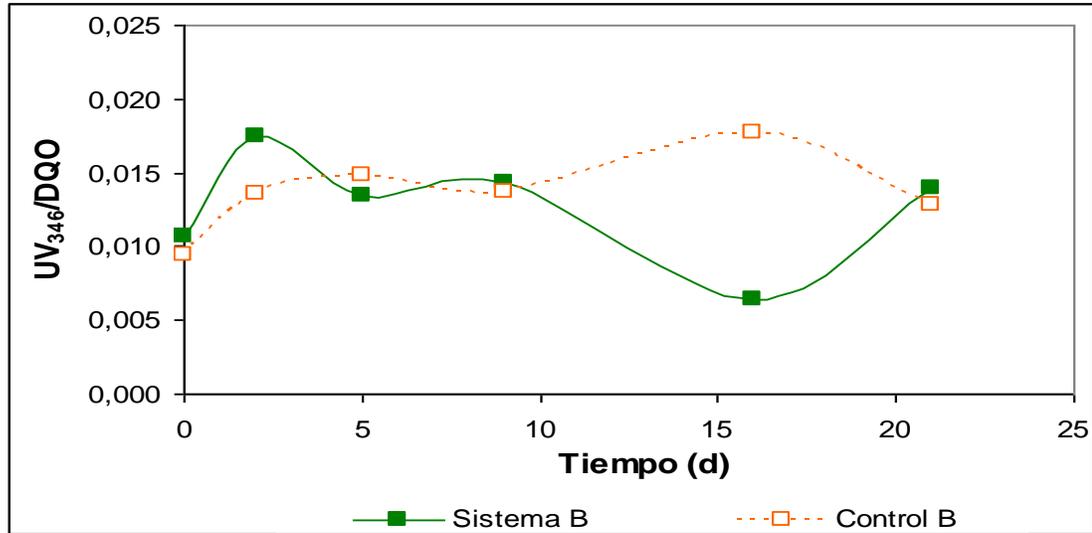
**Figura 4-9.** Variación de  $DBO_5$  para el sistema C y control C.

En la Figura 4-10 se muestra el comportamiento de  $A_{346}/DQO$  para el sistema A como indicativo del ácido lignosulfónico. Se observaron diferencias significativas ( $p < 0,05$ ) entre el sistema A y control A, registrando un promedio de 0,014 de la relación de  $A_{346}/DQO$  para el sistema A y 0,016 para el control A.



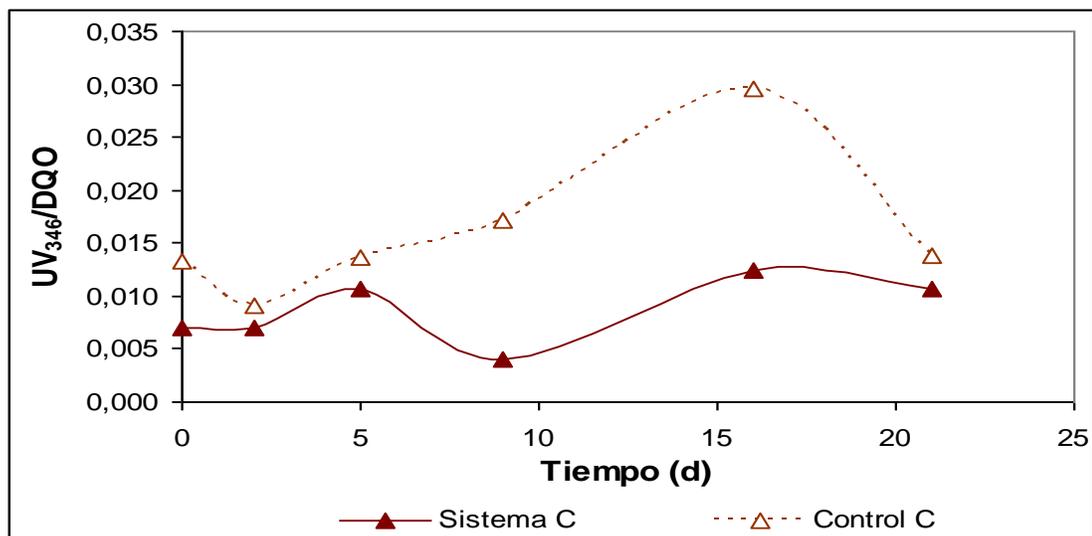
**Figura 4-10.** Comportamiento del ácido lignosulfónico presente en el sistema A y control A.

En la Figura 4-11 muestra el comportamiento del ácido lignosulfónico para el sistema B y control B, no se observaron diferencias significativas ( $p > 0,05$ ) entre el sistema B y control B. Se observó un aumento de 30,2 % para el sistema B y un 36 % para el control B.



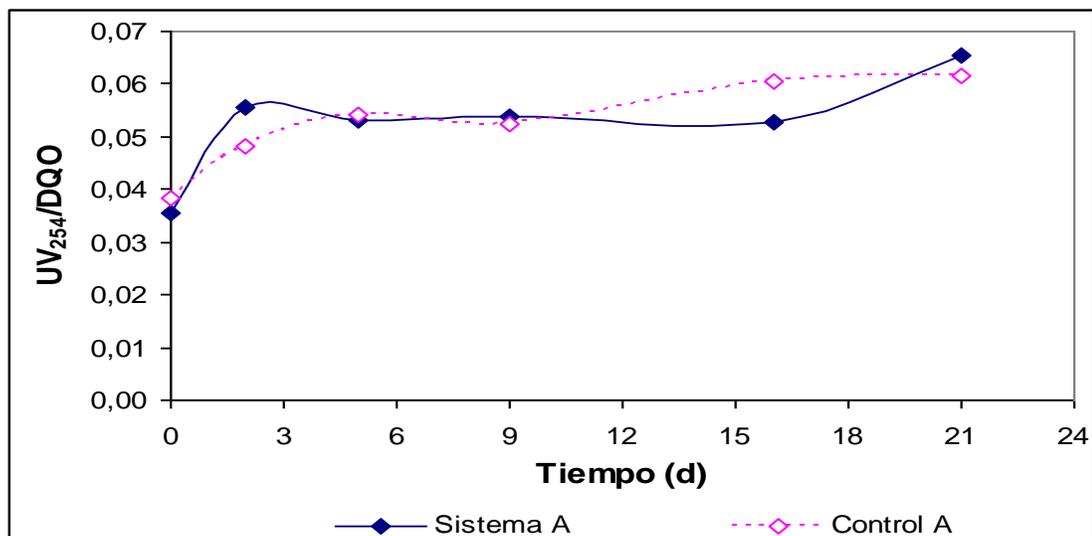
**Figura 4-11.** Comportamiento del ácido lignosulfónico presente en el sistema B y control B.

En la Figura 4-12 muestra el comportamiento del ácido lignosulfónico para el sistema C y control C, se observaron diferencias significativas ( $p < 0,05$ ) entre el sistema C y control C. Mostrando un promedio de 0,009 de la relación de  $A_{346}/DQO$  para el sistema C y 0,016 para el control C. Por otra parte, se observaron diferencias significativas ( $p < 0,05$ ) entre los sistemas A, B y C.



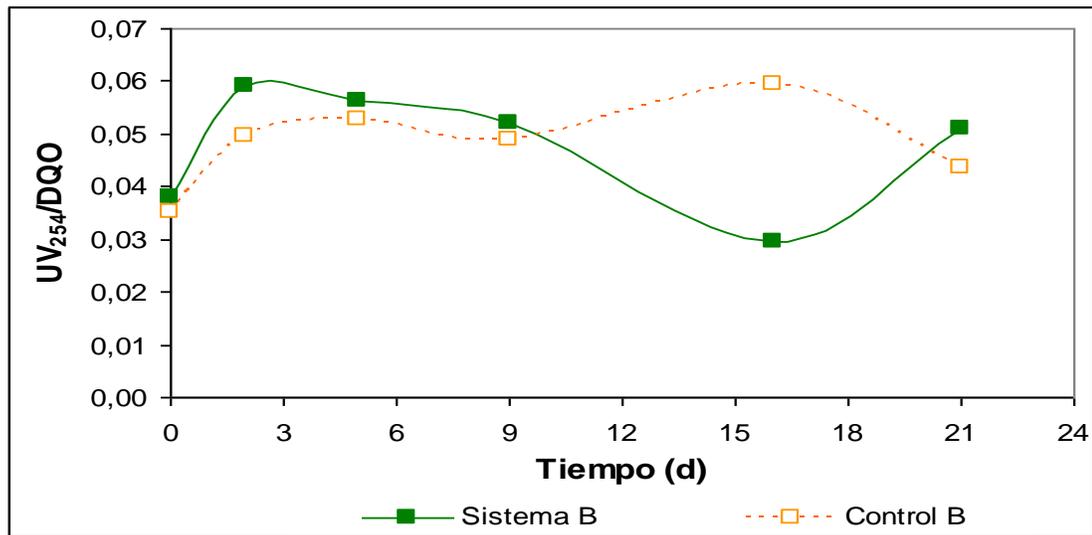
**Figura 4-12.** Comportamiento del ácido lignosulfónico presente en el sistema C y control C.

En la Figura 4-13 muestra la relación  $A_{254}/DQO$  para el sistema A y control A como indicativo de compuestos aromáticos presente en el efluente de celulosa. Se observó que no hay diferencias significativas ( $p > 0,05$ ) entre el sistema A y control A. Presentando un promedio de 0,053 para el sistema A y control A.



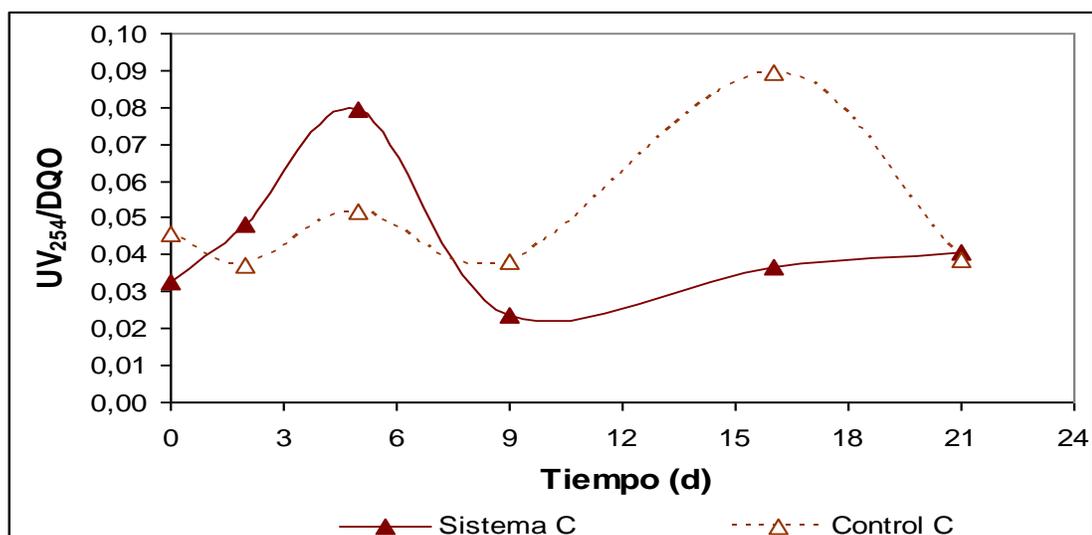
**Figura 4-13.** Comportamiento de compuestos aromáticos presente en el sistema A y control A.

En la Figura 4-14 se observa la relación  $A_{254}/DQO$  para el sistema B y control B como indicativo de compuestos aromáticos presente en el efluente de celulosa. Se observó que no hay diferencias significativas ( $p > 0,05$ ) entre el sistema B y control B. Presentando un promedio de 0,049 para el sistema A y de 0,048 para el control A.



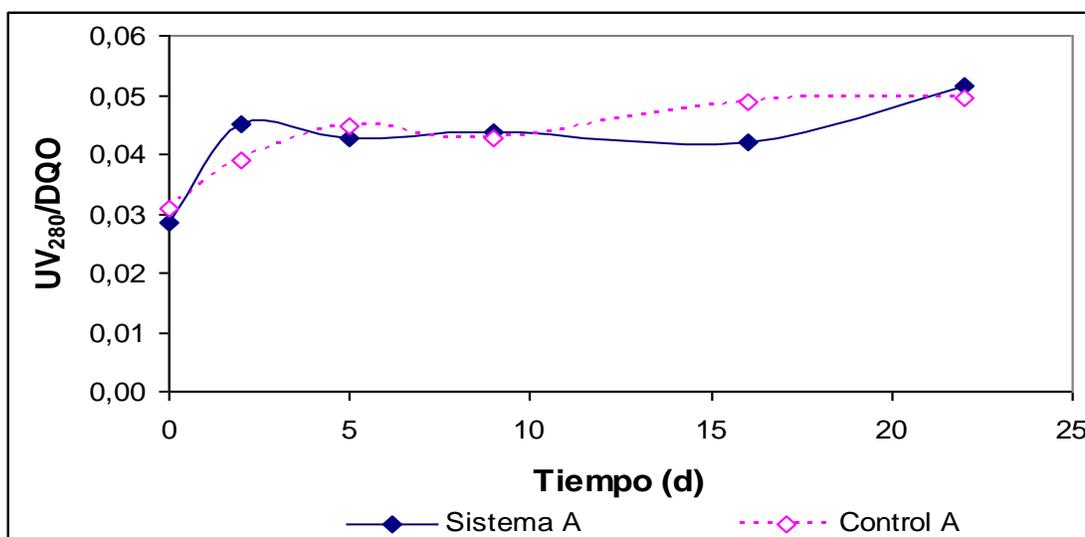
**Figura 4-14.** Comportamiento de compuestos aromáticos presente en el sistema B y control B.

En la Figura 4-15 muestra la relación  $A_{254}/DQO$  para el sistema C y control C como indicativo de compuestos aromáticos presente en el efluente de celulosa. Se observó que no hay diferencias significativas ( $p > 0,05$ ) entre el sistema C y control C. Presentando un promedio de 0,044 para el sistema C y de 0,050 para el control C.



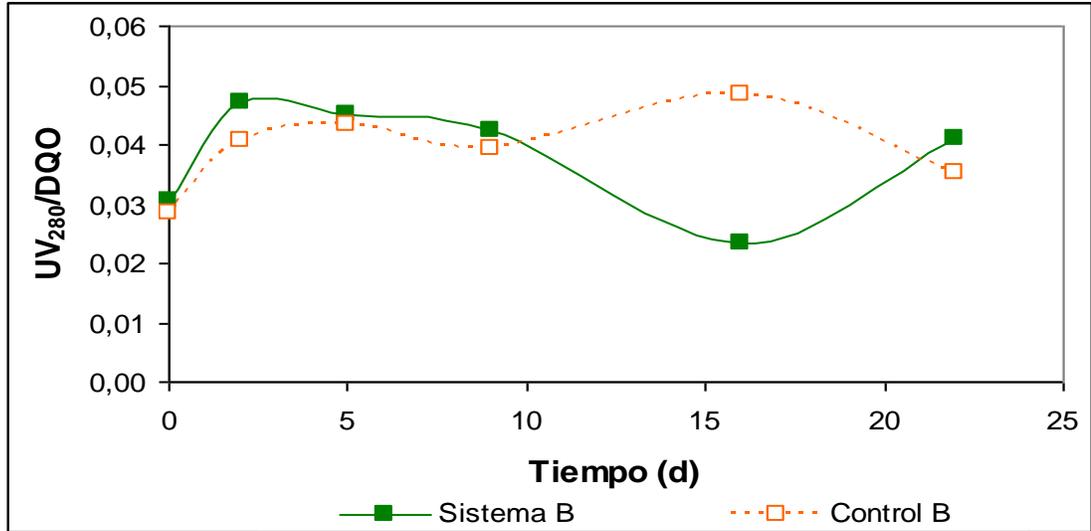
**Figura 4-15.** Comportamiento de compuestos aromáticos presente en el sistema C y control C.

En la Figura 4-16 muestra el comportamiento de la lignina presente en el sistema A y control A. Se observó que no se diferenció significativamente ( $p > 0,05$ ) el sistema A con respecto al control A. Se observó que el rango de este valor fluctuó entre 0,028 a 0,051, para el sistema A y un promedio de 0,042 y para el control A un rango de 0,030 a 0,049 con un promedio de 0,042.



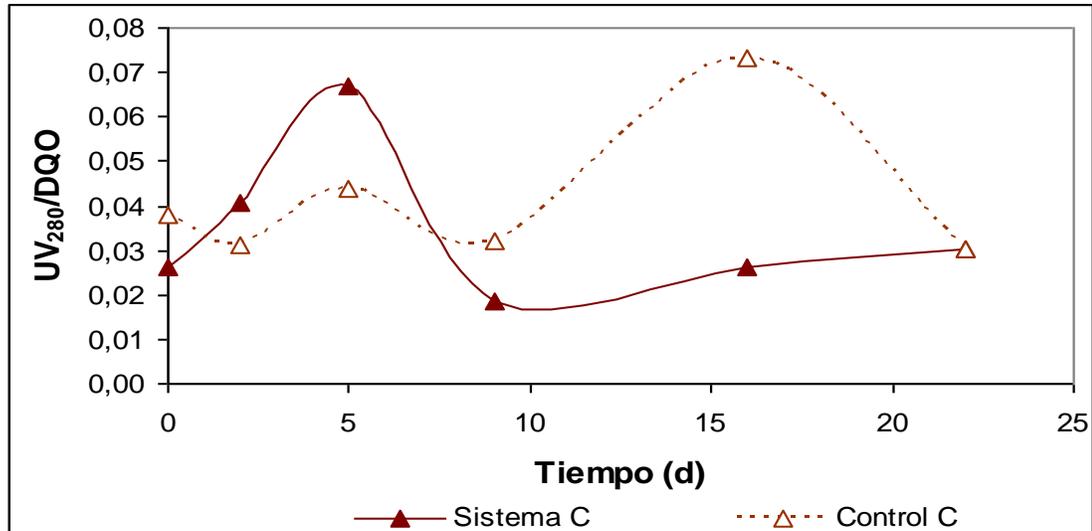
**Figura 4-16.** Comportamiento de la lignina presente en el sistema A y control A.

En la Figura 4-17 se observa el comportamiento de la lignina presente en el sistema B y control B. Se observó que no se diferenció significativamente ( $p > 0,05$ ) el sistema B con respecto al control B. Se observó que el rango de este valor fluctuó entre 0,030 a 0,047, para el sistema B y un promedio de 0,038. Para el control B un rango de 0,028 a 0,048 con un promedio de 0,039.



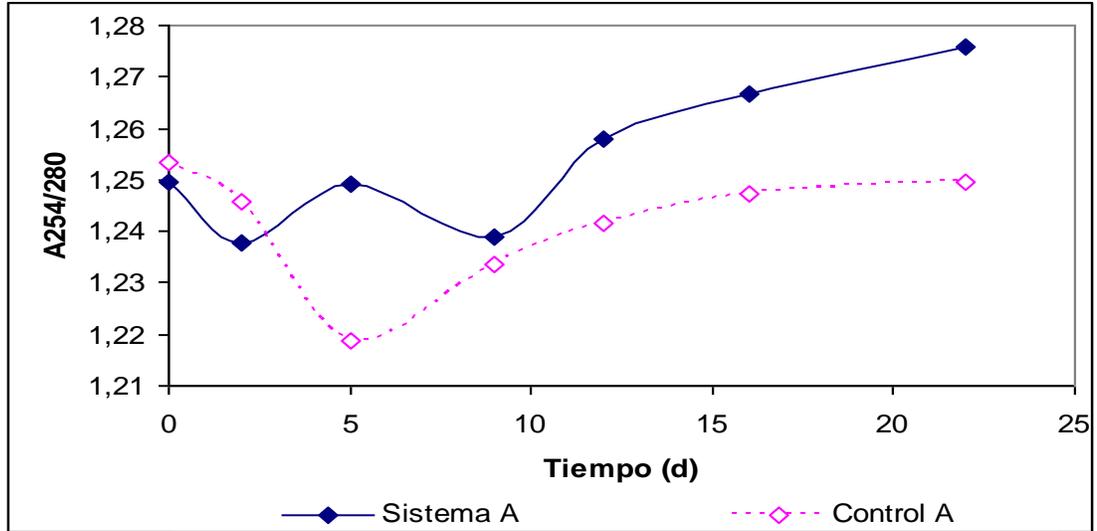
**Figura 4-17.** Comportamiento de la lignina presente en el sistema B y control B.

En la Figura 4-18 muestra el comportamiento de la lignina presente en el sistema C y control C. Se observó que no hay diferencia significativa ( $p > 0,05$ ) entre el sistema C con respecto al control C. Se observa que el rango de este valor fluctuó entre 0,018 a 0,066, para el sistema C y un promedio de 0,035. Para el control C un rango de 0,030 a 0,073 con un promedio de 0,041. Por otra parte, se observaron diferencias significativas ( $p < 0,05$ ) entre los sistemas A, B y C.



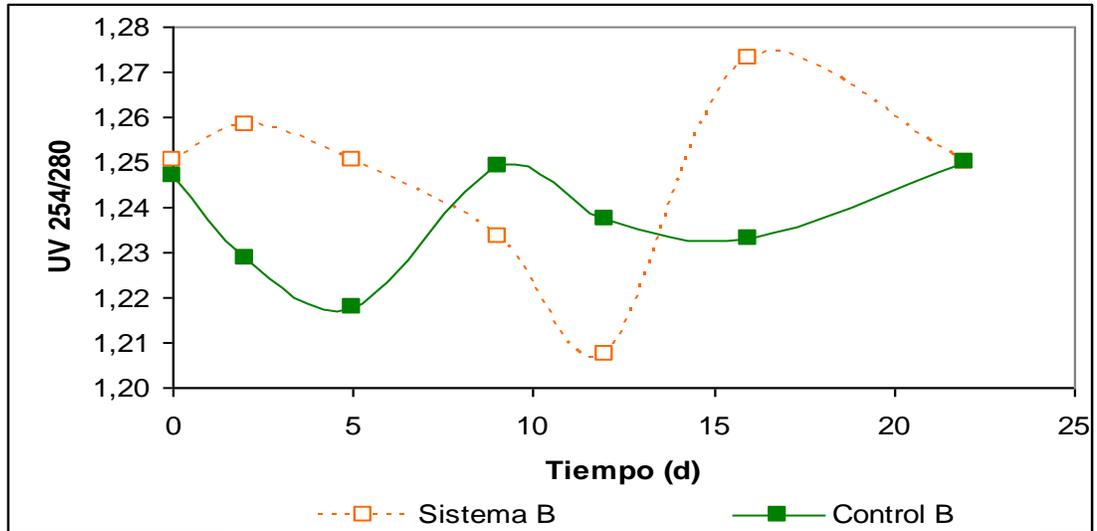
**Figura 4-18.** Comportamiento de la lignina presente en el sistema C y control C.

En la Figura 4-19 muestra el comportamiento de componentes derivados de lignina presente en el sistema A y control A. Se observó que no hay diferencia significativa ( $p > 0,05$ ) entre el sistema A con respecto al control A. Se observó que el rango de este valor fluctuó entre 1,23 a 1,28 para el sistema A con un promedio de 1,25. Para el control A un rango de 1,22 a 1,25 y promedio de 1,24.



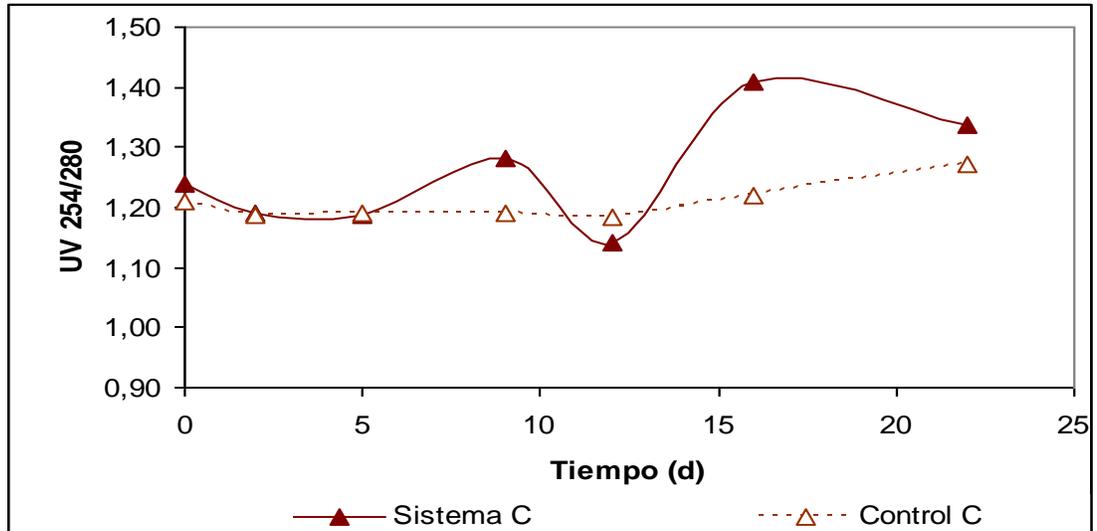
**Figura 4-19.** Comportamiento de componentes derivados de la lignina presente en el sistema A y control A.

En la Figura 4-20 se observa el comportamiento de componentes derivados de lignina presente en el sistema B y control B. Se observaron diferencias significativas ( $p < 0,05$ ) entre el sistema B con respecto al control B. El rango de componentes derivados de lignina fluctuó entre 1,21 a 1,27 para el sistema B con un promedio de 1,25. Para el control B un rango de 1,21 a 1,25 y promedio de 1,15.



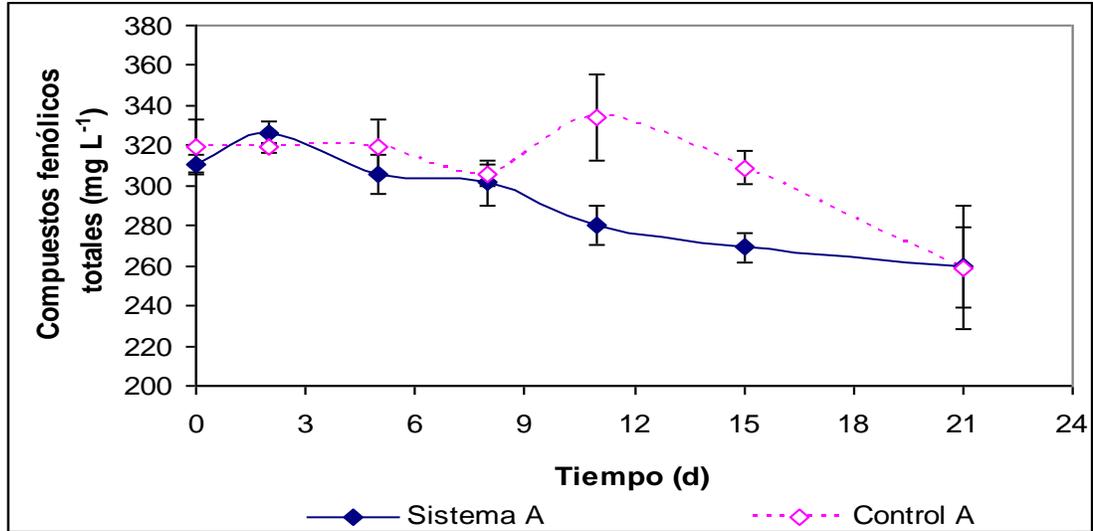
**Figura 4-20.** Comportamiento de componentes derivados de la lignina presente en el sistema B y control B.

En la Figura 4-21 muestra el comportamiento de componentes derivados de lignina presente en el sistema C y control C. Se observaron diferencias significativas ( $p < 0,05$ ) entre el sistema C con respecto al control C. Se observó que el rango de este valor fluctuó entre 1,14 a 1,34 para el sistema C con un promedio de 1,26. Para el control C un rango de 1,18 a 1,27 y promedio de 1,12.



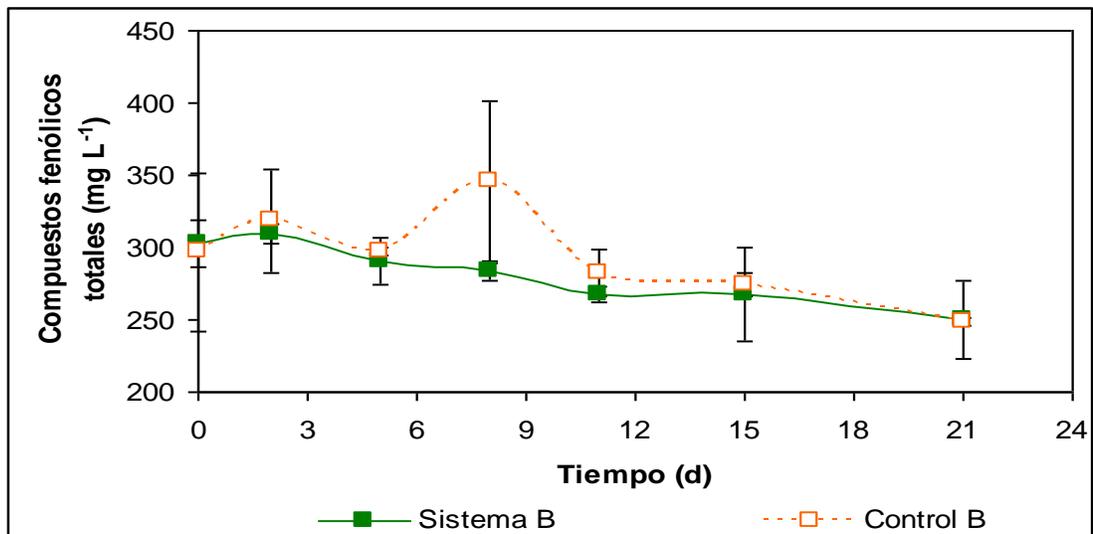
**Figura 4-21.** Comportamiento de componentes derivados de la lignina presente en el sistema C y control C.

En la Figura 4-22 se muestra la variación de compuestos fenólicos en el sistema A y control A medidos en UV<sub>215</sub>, se observaron diferencias significativas ( $p < 0,05$ ) entre el sistema A y control A, con una concentración promedio para el sistema A de 293,3 mg L<sup>-1</sup> de compuestos fenólicos y para el control A una concentración de 309,4 mg L<sup>-1</sup>.



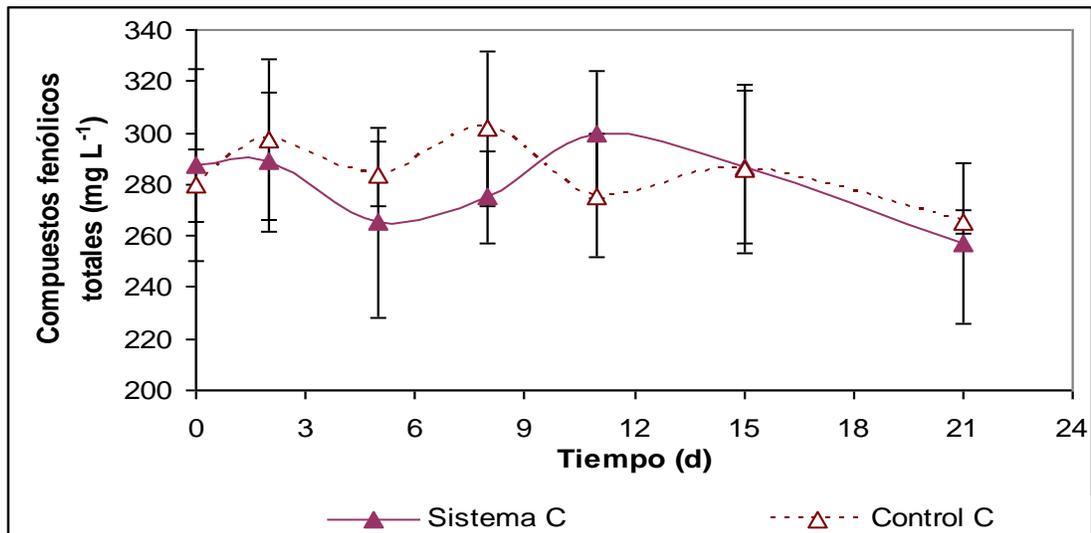
**Figura 4-22.** Variaciones de la concentración de compuestos fenólicos a través del tiempo, para el sistema A y control A.

En la Figura 4-23 se muestra la variación de compuestos fenólicos en el sistema B medidos en UV<sub>215</sub>, no se observaron diferencias significativas ( $p > 0,05$ ) entre el sistema B y control B, con una concentración promedio de 281,7 mg L<sup>-1</sup> de compuestos fenólicos para el sistema B y 294,8 mg L<sup>-1</sup> para el control B.



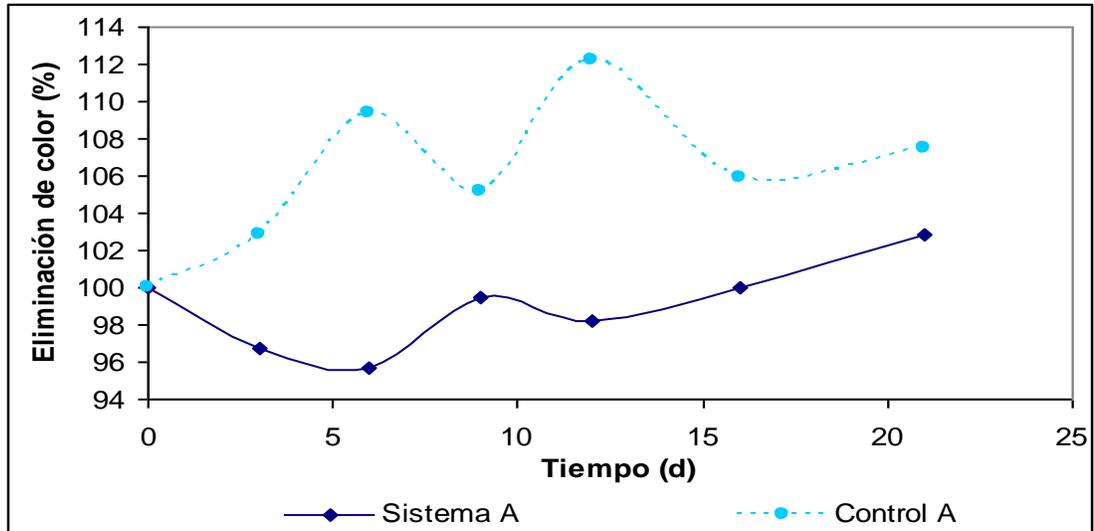
**Figura 4-23.** Variaciones de la concentración de compuestos fenólicos a través del tiempo, para el sistema B y control B.

En la Figura 4-24 se muestra las fluctuaciones de compuestos fenólicos en el sistema C medidos en UV<sub>215</sub>, no se observaron diferencias significativas ( $p > 0,05$ ) entre el sistema C y control C, se obtuvo una concentración promedio de 279,1 mg L<sup>-1</sup> de compuestos fenólicos para el sistema C y 284,2 mg L<sup>-1</sup> para el control C.



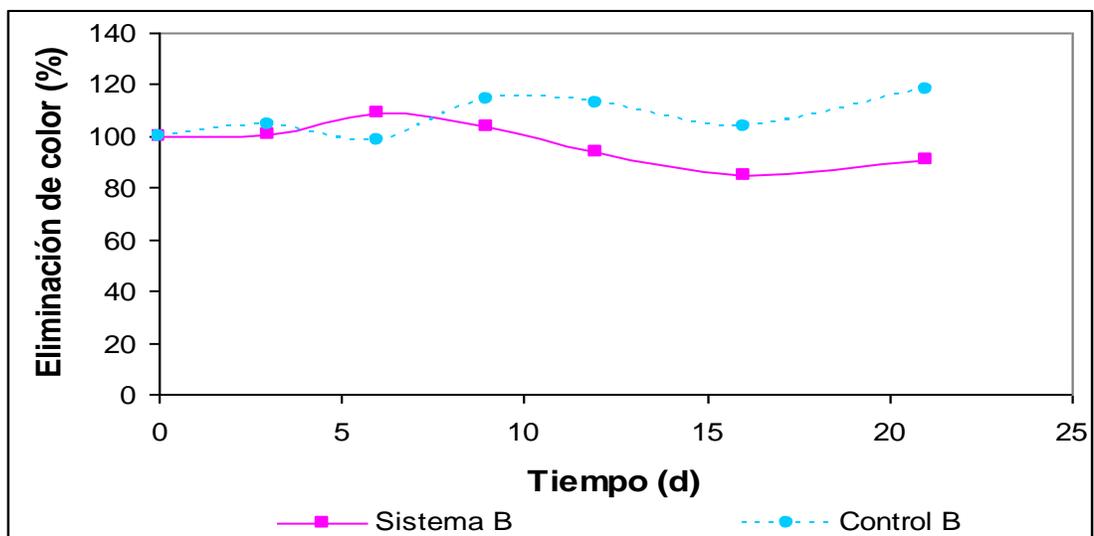
**Figura 4-24.** Fluctuaciones de la concentración de compuestos fenólicos a través del tiempo, para el sistema C y control C.

En la Figura 4-25 se muestra el porcentaje de eliminación de color para el sistema A, se observó que después de 21 días de tratamiento hay un aumento de color de un 2,7 % para el sistema A. Sin embargo, se observaron diferencias significativas ( $p < 0,05$ ) entre el sistema A y control A.



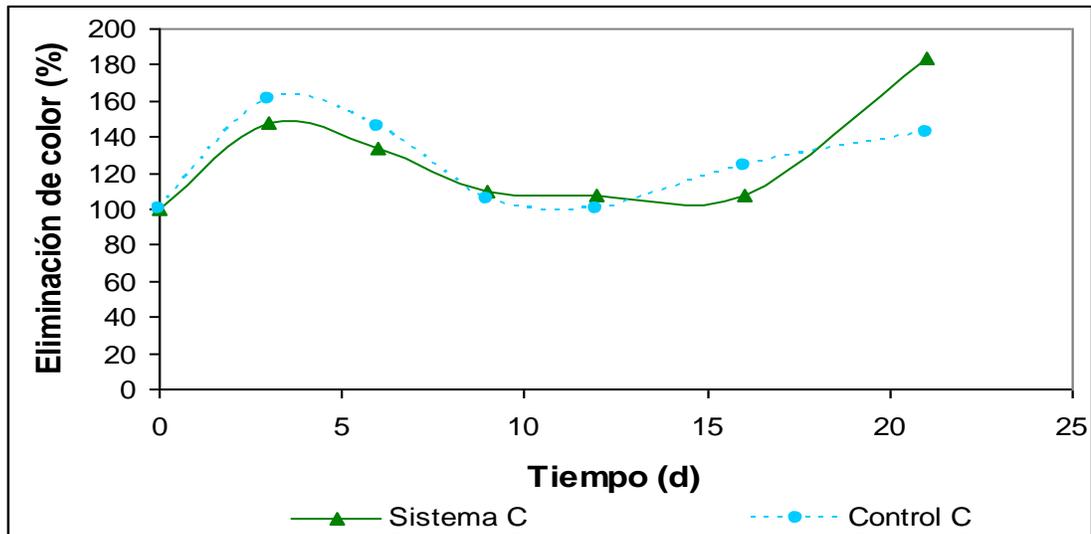
**Figura 4-25.** Evolución de la eliminación de color del sistema A y control, a través del tiempo.

En la Figura 4-26 se observa el porcentaje de eliminación de color en el sistema B, se observó un aumento de color de un 7,3 % a los 21 días de tratamiento, por otra parte, se observaron diferencias significativas ( $p < 0,05$ ) entre sistema B y control B.



**Figura 4-26.** Evolución de la eliminación de color del sistema B y control, a través del tiempo.

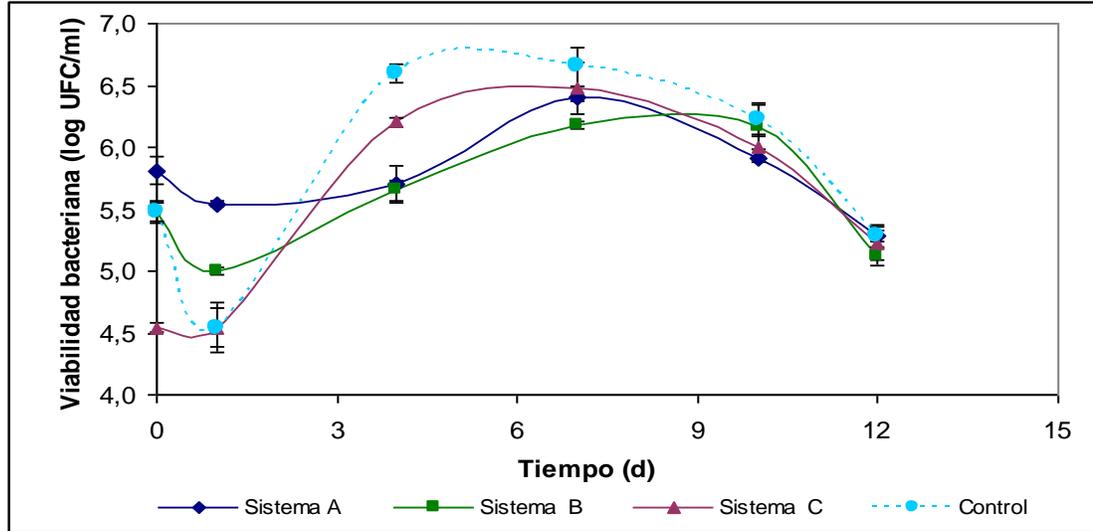
En la Figura 4-27 se muestra el porcentaje de eficiencia para la eliminación de color en el sistema C, se observó un aumento de un 73,1 % a los 21 días de tratamiento. Sin embargo, se observaron diferencias significativas ( $p < 0,05$ ) entre sistema C y control C.



**Figura 4-27.** Evolución de la eliminación de color del sistema C y control, a través del tiempo.

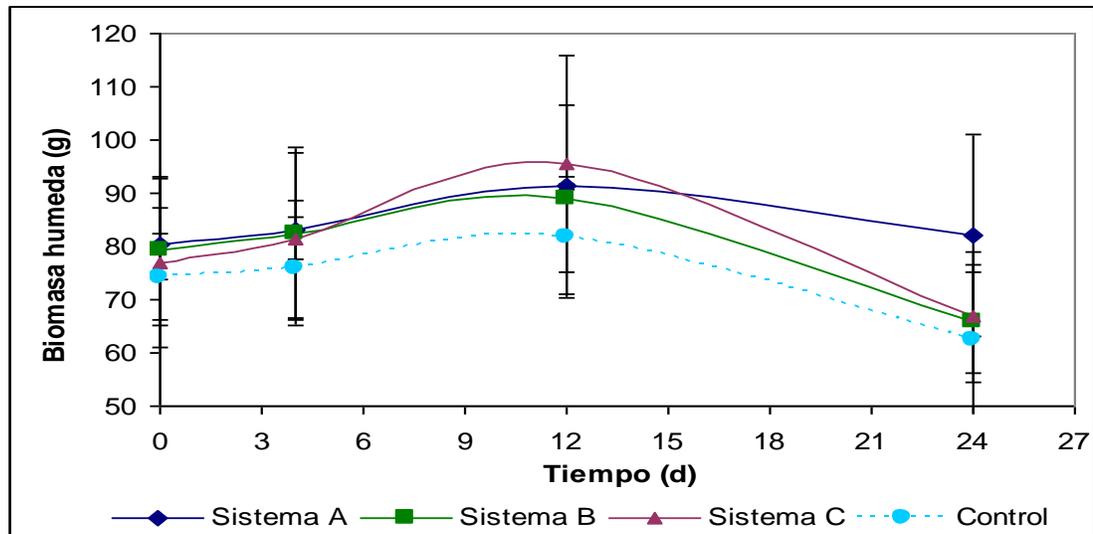
#### **IV.1.3 Comportamiento parámetros biológicos para tratamiento de efluente de celulosa kraft.**

En la Figura 4-28 resume la viabilidad bacteriana, de los rizomas de las plantas para los sistemas A, B, C y control.



**Figura 4-28.** Viabilidad bacteriana para los sistemas A, B, C y control, a través del tiempo.

En la Figura 4-29 se observa el aumento de la biomasa húmeda de las plantas para los sistemas A, B, C y control, medido como biomasa húmeda.



**Figura 4-29.** Crecimiento de *E. crassipes* para los sistemas A, B, C y control en el tiempo.

En la Tabla IV-1 muestra la variación de peso húmedo de *E. crassipes*, en un período de 21 días de tratamiento, donde los porcentajes de variación se presentan en dos períodos, el

primero de 1 a 12 días y el segundo de 13 a 21 días. Se observó un mayor porcentaje de variación en peso húmedo entre un 12 a 24 % para los sistemas A, B, C y control a los 12 días.

**Tabla IV-1.** Variación en peso húmedo de los sistemas A, B, C y control.

<i>Sistemas</i>	<i>Período (d)</i>	<i>Peso Inicial (g)</i>	<i>Peso Final (g)</i>	<i>% Variación</i>
<b>A</b>	1 -12	80,4	91,3	13,6
	13-21	91,3	82,1	-10,1
<b>B</b>	1 -12	79,1	88,9	12,4
	13-21	88,9	65,9	-25,9
<b>C</b>	1 -12	76,9	95,6	24,3
	13-21	95,6	66,9	-30
<b>Control</b>	1 -12	74,3	81,8	10,1
	13-21	81,8	62,5	-23,3

Tabla IV-2 se observa la relación del crecimiento de la planta y el porcentaje de remoción de DQO para los sistemas A, B y C. Estos valores se muestran en cuatro períodos.

**Tabla IV-2.** Relación del crecimiento de la planta y la remoción de DQO para los tres sistemas

<b>Período (d)</b>	<i>Sistema A</i>		<i>Sistema B</i>		<i>Sistema C</i>	
	<b>Peso de Planta (kg m<sup>-2</sup>)</b>	<b>Remoción DQO (%)</b>	<b>Peso de Planta (kg m<sup>-2</sup>)</b>	<b>Remoción DQO (%)</b>	<b>Peso de Planta (kg m<sup>-2</sup>)</b>	<b>Remoción DQO (%)</b>
<b>1</b>	3,2	0	3,2	0	3,1	0
<b>4</b>	3,32	41,7	3,3	44,6	3,3	55,9
<b>12</b>	3,7	50,4	3,6	52,9	3,8	21,6
<b>21</b>	3,2	58,4	2,6	55,6	2,7	46

En la Tabla IV-3 resume el comportamiento de los parámetros de eficiencia y control evaluados en efluente de celulosa kraft para el sistema A. Se muestra el promedio y rango clasificados en tres períodos; el primero de 0 a 6 días, el segundo de 7 a 14 días y el tercero de los 15 a 21 días de tratamiento.

**Tabla IV-3.** Comportamiento de los parámetros evaluados durante el tratamiento con *E. crassipes* para el sistema A.

<i>Período (d)</i>	<i>0 - 6</i>		<i>7 - 14</i>		<i>15 - 21</i>	
<b>Parámetros</b>	<b>Sistema A</b>	<b>Control</b>	<b>Sistema A</b>	<b>Control</b>	<b>Sistema A</b>	<b>Control</b>
<b>OD (mg L<sup>-1</sup>)</b>	1,5 ± 1,1 0,37 – 2,6	1,1 ± 0,8 0,3 – 1,8	3,5 ± 0,8 2,7 – 4,1	2,6 ± 0,5 2,0 – 2,9	3,4 ± 0,2 3,4 – 3,6	3,6 ± 0,9 3,0 – 3,7
<b>pH</b>	7,4 ± 0,4 7,0 – 7,8	7,7 ± 0,3 7,4 ± 8,0	7,8 ± 0,2 7,9 – 7,7	7,9 ± 0,2 8,1 – 7,8	7,4 ± 0,3 7,6 – 7,2	7,6 ± 0,04 7,7 – 7,6
<b>Temperatura (°C)</b>	21,6 ± 0,5 22 – 21,7	21,7 ± 0,6 21–22	19,7 ± 0,8 20,3 – 18,7	19,3 ± 1,2 20 – 18	20,5 ± 0,7 21 – 20	20,4 ± 0,5 20,7 – 20
<b>DQO (%)</b>	38,5 35,2 – 41,7	28,1 23,5 – 32,7	43,5 41,7 – 45,4	35,6 32,7 – 38,5	54,4 50,4 – 58,3	46,6 43,3 – 50,0
<b>DBO<sub>5</sub> (%)</b>	26,8 0 – 53,6	6,3 0 – 12, 5	60,8 53,6 – 67,9	10,4 12,5 – 8,3	71,4 67,9 – 75	4,2 8,3 – 0
<b>Compuestos fenólicos totales (%)</b>	0,69 (-)5,1 – 6,45	6,9 0,3 – 13,4	4,1 1,2 – 7,0	(-)2,5 4,4 – (-)9,3	3,8 4,1 – 3,6	11,8 7,4 – 16,9
<b>Color (%)</b>	3,7 3,2 – 4,2	(-)6,2 (-) 2,9 – (-)9,4	1,1 0,4 – 1,8	(-)8,7 (-)5,2 – (-)12,2	(-)1,5 (-)0,1 – (-)2,8	(-)6,8 (-)6 – (-7)

En la Tabla IV-4 resume el comportamiento de los parámetros de eficiencia y control evaluados en efluente de celulosa kraft para el sistema B. Se muestra el promedio y rango clasificados en tres períodos considerando un período de 21 días; el primero de 0 a 6 días, el segundo de 7 a 14 días y el tercero de los 15 a 21 días de tratamiento.

**Tabla IV-4.** Comportamiento de los parámetros evaluados durante el tratamiento con *E. crassipes* para el sistema B.

<b>Período (d)</b>	<b>0 - 6</b>		<b>7 - 14</b>		<b>15 - 21</b>	
	<b>Sistema B</b>	<b>Control</b>	<b>Sistema B</b>	<b>Control</b>	<b>Sistema B</b>	<b>Control</b>
<b>OD (mg L<sup>-1</sup>)</b>	1,8 ± 1,5 0,3 - 3,3	1,3 ± 0,3 1,2 - 1,6	3,7 ± 0,9 2,6 - 4,4	2,7 ± 0,6 2,2 - 3,3	3,3 ± 0,5 3,3 - 3,8	4,0 ± 1,1 3,3 - 4,2
<b>pH</b>	7,3 ± 0,5 6,8 - 7,7	7,7 ± 0,6 7,0 - 7,8	7,6 ± 0,3 7,8 - 7,5	7,7 ± 0,2 7,9 - 7,6	6,8 ± 0,6 7,3 - 6,4	7,5 ± 0,1 7,5 - 7,4
<b>Temperatura (°C)</b>	21,3 ± 0,8 22 - 21,3	21,3 ± 0,8 21,5 - 22	19,6 ± 0,9 20 - 18,3	19,2 ± 1,0 20 - 18	20,4 ± 0,7 20,8 - 20	20,5 ± 0,7 21 - 20,5
<b>DQO (%)</b>	40,9 37,4 - 44,6	22,2 7,8 - 36,5	45,8 44,6 - 47,0	34,8 36,5 - 33,1	54,3 52,9 - 55,6	39,1 45,3 - 32,8
<b>DBO<sub>5</sub> (%)</b>	15,7 0 - 31,3	6,3 0 - 12,5	40,7 31,3 - 50	6,3 12,5 - 0	56,3 50 - 62,5	(-)12,5 0 - (-)25
<b>Compuestos fenólicos totales (%)</b>	1,9 (-)2,2 - 5,9	(-)0,3 (-)7,3 - 6,7	4,1 2,5 - 5,6	1,0 (-)16,2 - 18,2	3,4 4,0 - 3,6	6,1 2,8 - 9,3
<b>Color (%)</b>	(-)4,9 (-)0,4 - (-)9,3	(-)1,2 (-)4,5 - 2,1	1,1 (-)3,9 - 6,1	(-)13,6 (-)14,1 - (-)12,9	12,0 15,1 - 8,9	(-)10,9 (-)3,9 - (-)17,8

En la Tabla IV-5 resume el comportamiento de los parámetros de eficiencia y control evaluados en efluente de celulosa kraft para el sistema C. Se muestra el promedio y rango clasificados en tres períodos; el primero de 0 a 6 días, el segundo de 7 a 14 días y el tercero de los 15 a 21 días de tratamiento.

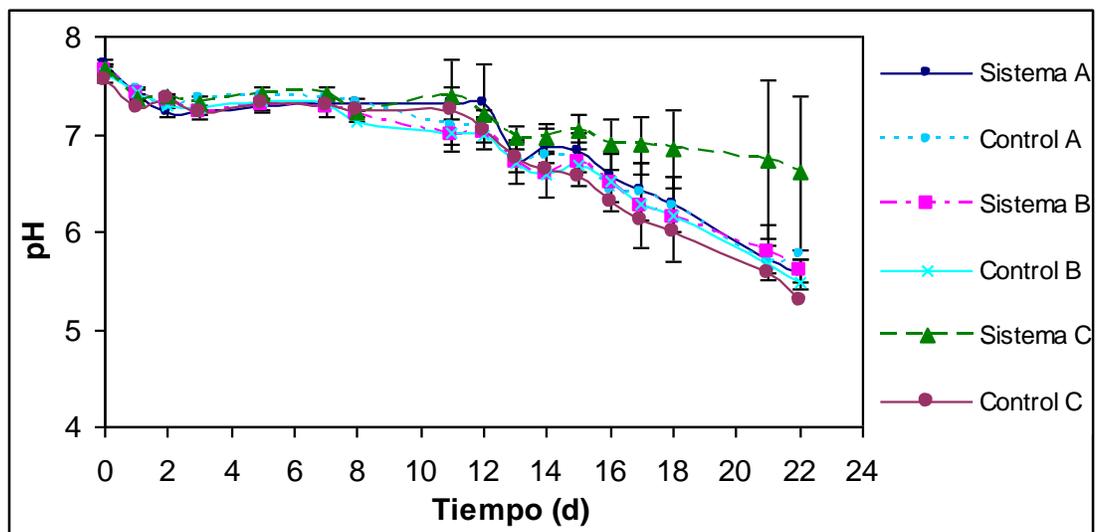
**Tabla IV-5.** Comportamiento de los parámetros evaluados durante el tratamiento con *E. crassipes* para el sistema C.

Período (d)	0 - 6		7 - 14		15 - 21	
	Sistema C	Control	Sistema C	Control	Sistema C	Control
<b>OD (mg L<sup>-1</sup>)</b>	4,4 ± 0,6 3,9 – 5,0	3,1 ± 0,7 2,3 – 3,5	4,5 ± 0,4 4,1 – 4,8	3,2 ± 0,3 2,9 – 3,4	4,8 ± 1,2 5,2 – 5,1	3,8 ± 1,0 3,2 – 3,8
<b>pH</b>	7,1 ± 0,3 6,8 – 7,4	7,0 ± 0,2 6,8 – 7,2	6,8 ± 0,7 7,4 – 6,3	7,1 ± 0,1 7,2 – 7,1	5,6 ± 0,1 5,7 – 5,5	6,8 ± 0,2 6,9 – 6,7
<b>Temperatura (°C)</b>	21,2 ± 0,8 22 – 21,3	20,7 ± 0,6 20 – 21	19,5 ± 1,0 20 – 18,3	18,8 ± 1,3 20 – 17,5	20,3 ± 0,5 20,7 – 20	20,3 ± 0,4 20 – 20,5
<b>DQO (%)</b>	50,4 ± 7,7 44,9 – 55,9	15,6 ± 9 9,3 – 22,1	39,3 ± 23,5 55,9 – 22,7	26,8 ± 6,7 22,1 – 31,5	33,8 ± 17,2 21,6 – 45,9	36,3 ± 6,7 41,1 – 31,6
<b>DBO<sub>5</sub> (%)</b>	16,7 0 – 33,3	6,3 0 – 12,5	(-)16,7 33,3 – (-)66,7	6,3 12,5 – 0	(-)125 (-)66,7 – (-)183,3	6,3 0 – 12,5
<b>Compuestos fenólicos totales (%)</b>	3,9 (-)0,4 – 8,2	(-)0,9 (-)6,5 – 4,6	(-)6,3 (-)3,7 – (-)8,6	1,2 (-)6,2 – 8,6	7,3 4,3 – 10,2	1,7 (-)3,7 – 7,1
<b>Color (%)</b>	(-)41,6 (-)48,7 – (-)34,4	(-)53,3 (-)61 – (-)45	(-)10 (-)11 – (-)8,8	(-)2,3 (-)5 – 0,5	(-)46,4 (-)7 – 85,6	(-)32,8 (-)24 – 41,5

## IV.2 Tratamiento con Poly R-478

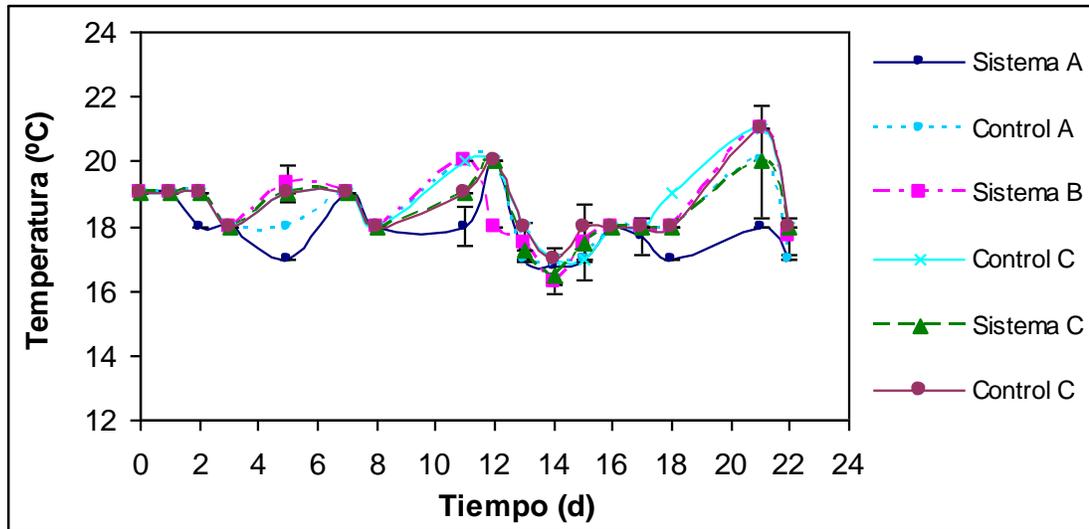
### IV.2.1 Comportamiento de los parámetros de control

En la Figura 4-30 están representadas las fluctuaciones de pH para los sistemas A, B, C y control. Durante el período de experimentación se observó una tendencia natural a acidificar el medio en los sistemas A, B, C e incluyendo los controles. Los valores de pH que se observaron oscilan entre 7,8 a 5,3 al final del período de experimentación, además, se observó que esta disminución de pH comienza a partir de los 11 días de experimentación.



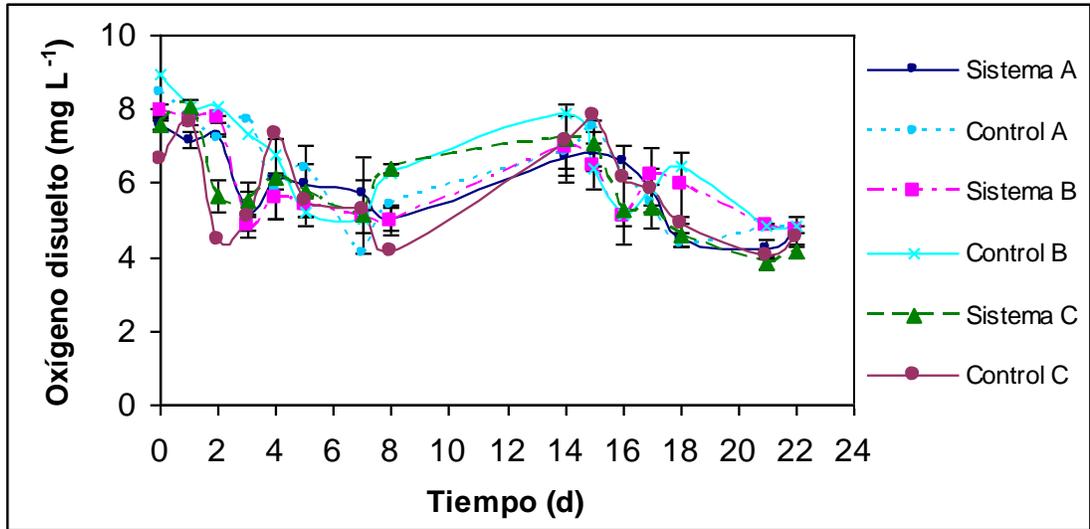
**Figura 4-30.** Fluctuaciones de pH a través del tiempo, en los sistemas Batch con *E. crassipes* para los sistemas A, B, C y control.

En la Figura 4-31 se muestra las variaciones de temperatura registradas durante el tiempo de experimentación, se observó que las fluctuaciones oscilan entre los 21 °C a 16,5 °C.



**Figura 4-31.** Fluctuaciones de la temperatura a través del tiempo, en el sistema Batch con *E. crassipes* para los sistemas A, B, C y control.

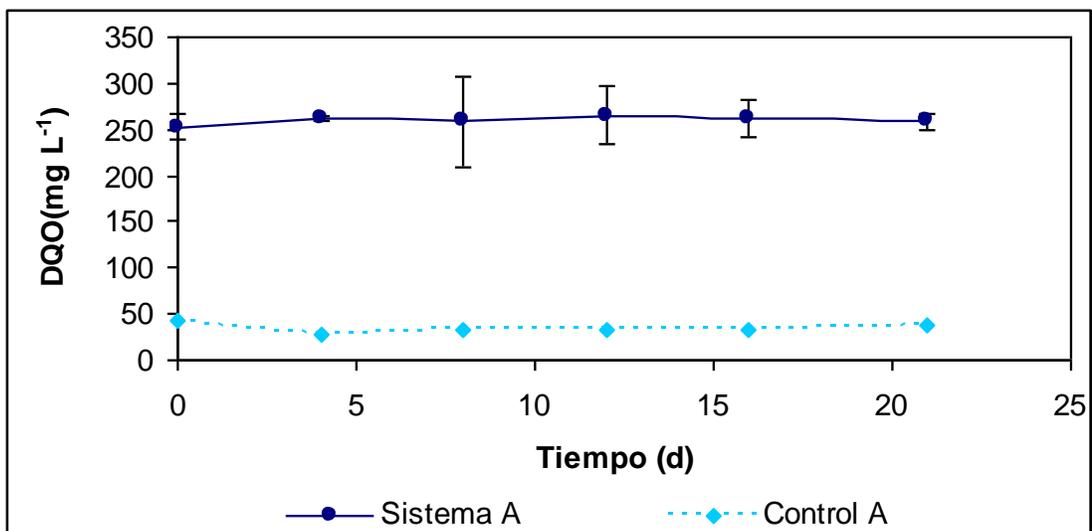
En la Figura 4-32 resume las fluctuaciones de oxígeno disuelto a través del tiempo para los sistemas A, B, C y controles, donde se observó una disminución del oxígeno disuelto para los sistemas A, B, C y controles, estos valores promedios oscilan entre los 7,9 mg L<sup>-1</sup> en un comienzo del experimento, disminuyendo a 4,2 mg L<sup>-1</sup> de oxígeno disuelto a los 21 días de tratamiento.



**Figura 4-32.** Fluctuaciones de oxígeno disuelto a través del tiempo para los sistemas A, B, C y control.

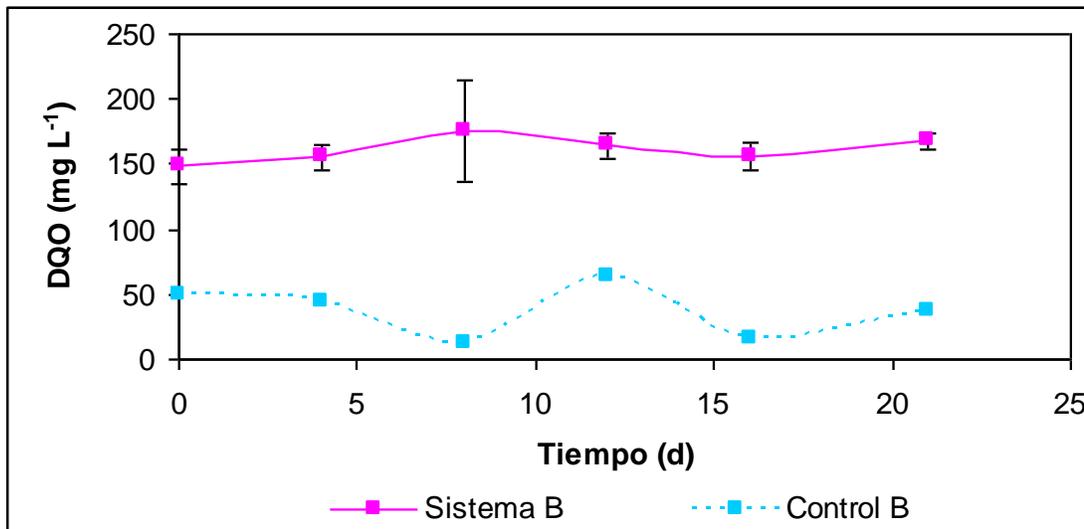
#### IV.2.2 Comportamiento de los parámetros de eficiencia

En la Figura 4-33 se observa el comportamiento de la carga orgánica medido como DQO para es sistema A, se observó un aumento de la DQO a los 21 días de tratamientos.



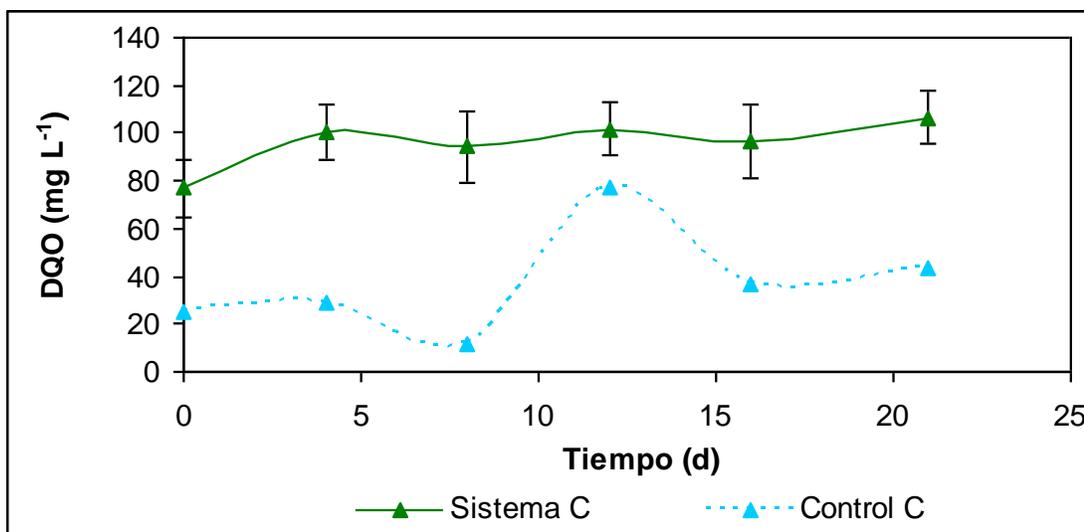
**Figura 4-33.** Variación de DQO para el sistema A y control A.

En la Figura 4-34 se muestra la variación de la DQO para el sistema B observándose un aumento de un 13,3 % de DQO a los 21 días de tratamientos.



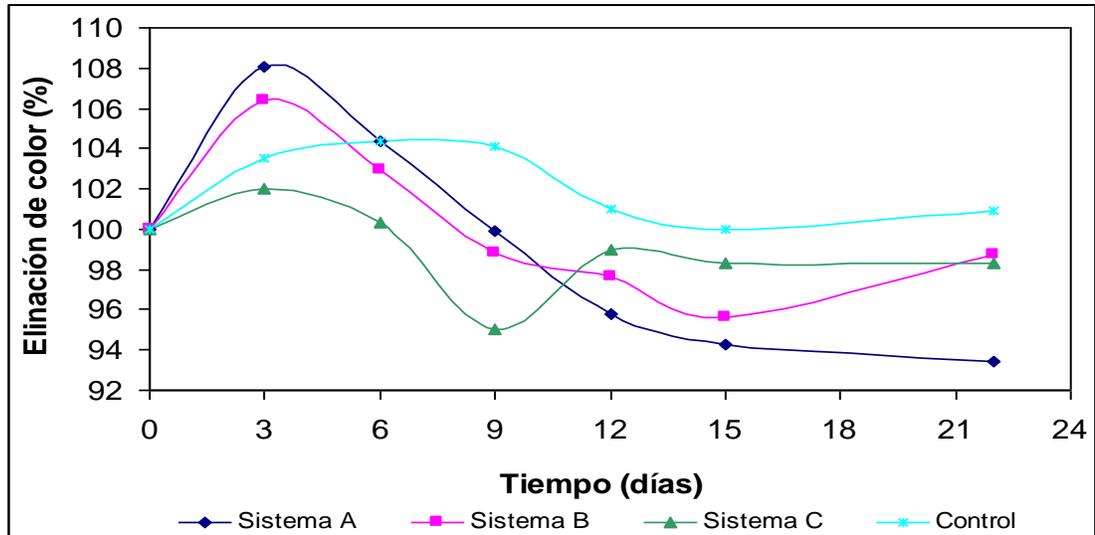
**Figura 4-34.** Variación de DQO para el sistema B y control B.

En la Figura 4-35 se muestra la evolución de la variación de la DQO para el sistema C, observándose un aumentado de un 38,7 % a los 21 días de tratamiento.



**Figura 4-35.** Variación de DQO para el sistema C y control C.

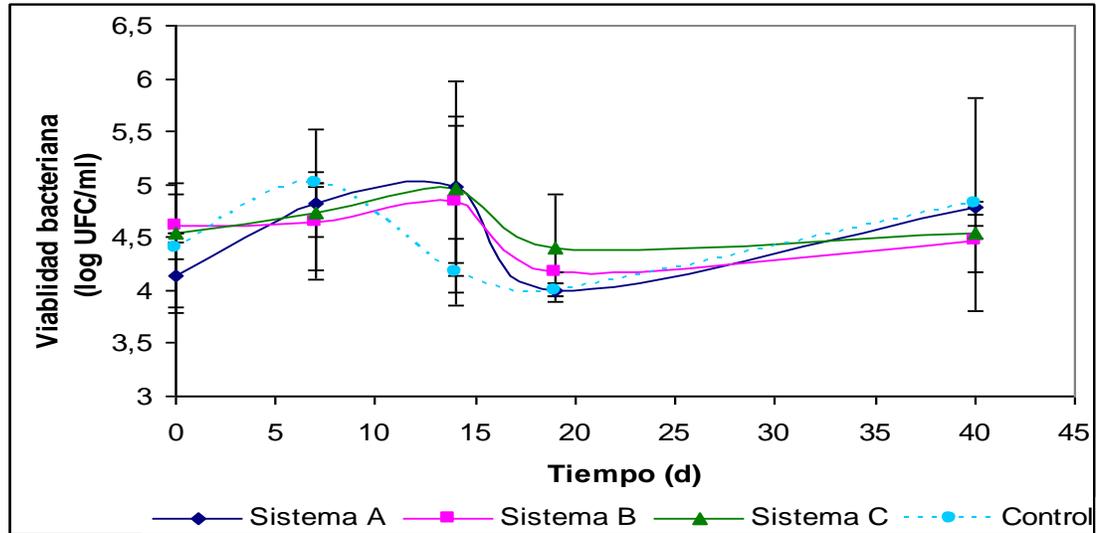
En la Figura 4-36 se muestra el porcentaje de eliminación de color para el sistema A, B y C y control durante el período de tratamiento.



**Figura 4-36.** Porcentaje de eliminación de color del sistema A, B, C y control a través del tiempo.

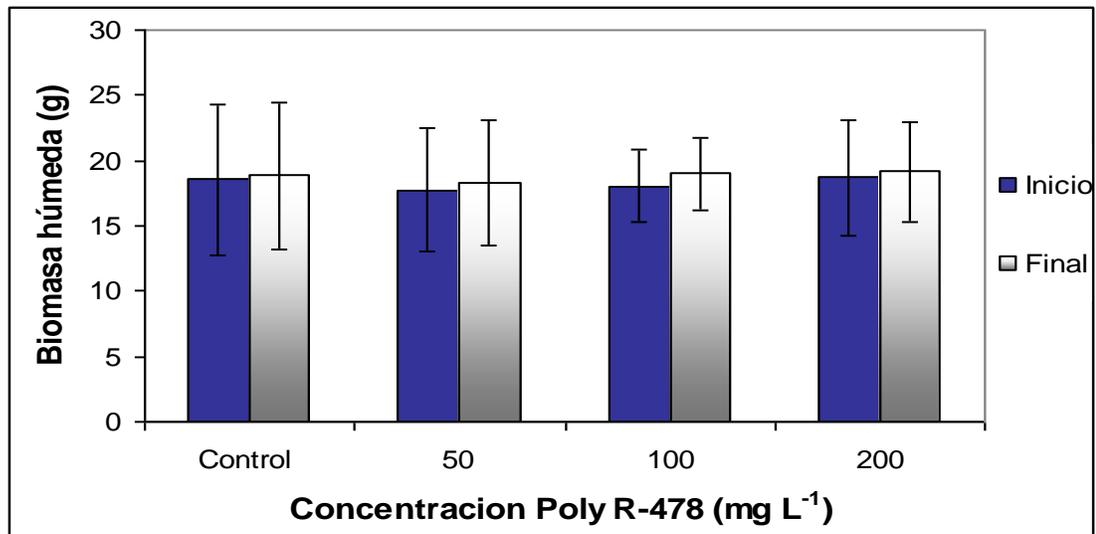
#### **IV.2.3 Comportamiento parámetros biológicos para tratamiento de efluente coloreado con tinte Poly R-478.**

En la Figura 4-37 muestra las fluctuaciones de la viabilidad bacteriana, en los rizomas de las plantas para el sistema A, B, C y control, en estas no se observaron diferencias significativas ( $p < 0,05$ ) entre los sistemas A, B, C y control.



**Figura 4-37.** Viabilidad bacteriana para los sistemas A, B, C y control en el tiempo

En la Figura 4-38 se observa el incremento de la biomasa húmeda de las plantas para los sistemas A, B, C y control.



**Figura 4-38.** Incremento de la biomasa húmeda, para los sistemas A, B, C y control.

## V DISCUSIÓN

### V.1 Tratamiento efluente de celulosa kraft, con *Eichhornia crassipes*

Al final de los 21 días de tratamiento, el pH en los sistemas batch con *E. crassipes* tiende a disminuir, observándose diferencias significativas entre los tratamientos y controles. Se observó una mayor disminución del pH para los sistemas A, B y C que para los controles. Desde el comienzo del experimento hasta el día 8 de tratamiento, los sistemas A, B, C tienden a la basicidad, incluyendo los controles. Sin embargo, después de este período y al final del experimento el pH de los sistemas A, B y C tiende a disminuir (Figura 4-1), tendencia que es también observada por Bramwell & Prasad (1994), Peña (1993), Cossu et al. (2001). Durante el período de experimentación, se observó una tendencia natural a neutralizar el medio en los sistemas estudiados desde un pH igual a 6 hasta 7. Esta tendencia se debe principalmente al equilibrio natural que debe alcanzarse entre el ambiente aéreo, agua y sedimento. En este sentido, el ciclo de carbono es el único de los elementos que interviene en forma directa en este equilibrio, variando el pH de los sistemas (Peña 1993). De acuerdo a los resultados obtenidos en este trabajo, se observó que para los sistemas A y B, el rango de pH se encuentra entre los valores 6,5 y 9,5, donde podría predominar el bicarbonato, mientras que en el sistema C se encuentra en un rango de pH que oscila entre 6,5 y 9,5, pero sólo hasta el octavo día de tratamiento, ya que después de este día el pH es menor a 6, por lo que podría estar predominando el  $\text{CO}_2$  o el  $\text{H}_2\text{CO}_3$ .

El aumento del pH en los sistemas de control con efluente de celulosa kraft puede estar eventualmente dado por una disminución de dióxido de carbono en el medio acuático, fenómeno que parece comprensible al observarse la presencia de microalgas y organismos

en el mismo efluente, los cuales consumen  $\text{CO}_2$  para su proceso fotosintético, dado que la degradación biológica de material orgánico también produce  $\text{CO}_2$ . Con respecto a lo anterior, se puede deducir que la acción de las microalgas y organismos fotosintéticos es mayor que la degradación, observándose un aumento del pH.

Las plantas acuáticas proporcionan la mantención de las aguas claras, estabilización de los sedimentos, disminución de la turbulencia del agua y alelopatía sobre especies fitoplactónicas. Además, proporcionan sombra con las hojas de las plantas, impidiendo el paso de la luz hacia el agua, evitando de esta forma cualquier proceso de fotosíntesis por parte de las microalgas, minimizando su reproducción en el medio (Meerhoff et al. 2002).

En relación al oxígeno disuelto, los sistemas A, B y C presentaron un aumento significativo respecto a los controles durante el tiempo de experimentación (Figura 4-2).

Para el sistema A, se observó un promedio de concentración final de OD de  $2,9 \text{ mg L}^{-1}$ , y para el control A, un promedio de  $2,8 \text{ mg L}^{-1}$ . Sin embargo, en un período de 12 días de tratamiento la concentración de OD para el sistema A, fue de  $4,1 \text{ mg L}^{-1}$  y para el control A fue de solo  $2,9 \text{ mg L}^{-1}$  (Tabla IV-3).

En el caso del sistema B, que inicialmente presentó una concentración de  $0,3 \text{ mg L}^{-1}$  de OD, mientras que el control presentó una concentración inicial de OD de  $1,2 \text{ mg L}^{-1}$ . En un período de 21 días presentó una concentración de  $3,8 \text{ mg L}^{-1}$  para el sistema B y  $4,2 \text{ mg L}^{-1}$  para el control B, no obstante, en un período de 12 días de tratamiento se observó una concentración de  $4,4 \text{ mg L}^{-1}$  de OD para el sistema B y para el control B un valor de  $3,4 \text{ mg L}^{-1}$  (Tabla IV-4). Sin embargo, el sistema B no se diferenció significativamente del control, observándose una concentración promedio de OD de  $2,9 \text{ mg L}^{-1}$  para el sistema B y de  $2,8 \text{ mg L}^{-1}$  para el control.

El sistema C, por su parte, presentó inicialmente una concentración de OD de 3,9 mg L<sup>-1</sup> y el control 2,2 mg L<sup>-1</sup>. Se observó que en un período de 15 días de tratamiento hubo una concentración de 5,1 mg L<sup>-1</sup> de OD para el sistema C, y para el control una concentración de 3,2 mg L<sup>-1</sup>, disminuyendo ambos a los 21 días. Se diferenció significativamente el sistema C del control, con una concentración promedio de OD para el sistema C de 4,6 mg L<sup>-1</sup> y para el control 3,4 mg L<sup>-1</sup> (Tabla IV-5).

La incorporación de oxígeno disuelto a cuerpos de agua por medio de plantas acuáticas se realiza a través de sus tallos y hojas hacia la zona radicular. El flujo masivo en *E. crassipes*, se da debido a que los poros de las hojas de mayor edad son más grandes que los poros de las hojas juveniles, permitiendo un flujo masivo hacia la atmósfera. Este sistema de flujo acelera el transporte de oxígeno hacia las raíces, más del que podría ocurrir por difusión. De esta manera se explica la incorporación de OD a los cuerpos de agua por medio de plantas acuáticas. Así, en este estudio se encontró que en los sistemas A, B y C las concentraciones de oxígeno disuelto están en un rango que oscila entre los 0,3 mg L<sup>-1</sup> y 5,93 mg L<sup>-1</sup>. Estas observaciones también fueron reportadas por Bramwell & Prasad (1994), Cossu et al. (2001), Pertus et al. (1999). Las diferencias de concentraciones de oxígeno entre los sistemas, puede estar asociada a un menor tamaño de la raíz de *E. crassipes* entre las plantas de los sistemas A y B, debido a que existe una correlación entre la masa de raíz seca y la velocidad de transferencia del oxígeno a la raíz de la planta acuática (Domínguez 2003).

Las temperaturas registradas en este estudio oscilan entre los 17,5 °C y los 20,3 °C, no observándose diferencias significativas entre los sistemas y controles. No obstante, se observó una variabilidad significativa de la temperatura en el tiempo, donde a los 12 días de

tratamiento se registraron temperaturas de 17,5 °C. Esta baja de temperatura se observó para los tres sistemas y controles (Figura 4-3). Dicha variabilidad de la temperatura pudo afectar el crecimiento de las plantas, ya que concomitantemente afecta la solubilidad de los gases, que se expresa en la basicidad o acidificación de un efluente. (Dellarossa et al. 2001b, Meerhoff & Mazzeo 2004).

En cuanto, a la DQO se observó diferencias significativas entre los sistemas y los controles. En términos de porcentaje de rendimiento, en el sistema A se observó un rendimiento de 58,4 %, para el sistema B, un rendimiento de un 55,6 % y 45,9 % para el sistema C (Tabla IV-3; Tabla IV-4 y Tabla IV-5). Sin embargo, las velocidades de remoción de la DQO, difieren significativamente entre los sistemas. Así, se obtuvo una velocidad de remoción para el sistema A de 118,7 mg L<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>, para el sistema B una velocidad de remoción de 62 mg L<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> y 20,8 mg L<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> para el sistema C. Por otra parte, estas velocidades de remoción observadas, son mayores a las observadas por Peña (1993). Sin embargo, autores como Cossu et al. (2001), Sooknah & Wilkie (2004), registraron valores de reducción de un 46 % a los 16 días de tratamientos y 59 % a los 31 días de tratamientos, valores muy similares a los obtenidos en este estudio. En cuanto al tiempo de experimentación se observó diferencias significativas para los tres sistemas, en donde se registra un mayor porcentaje de reducción de la DQO en un período de 3 días de tratamiento. Es así que, para el sistema A, se observó una disminución de un 35,2 %, para el sistema B de 37,4 % y 44,9 % para el sistema C. En el caso de los controles también se observó una disminución: de un 23,5 % para el control A, 7,8 % en el control B y 9,3 % para el control C (Figura 4-4, 4-5 y 4-6). Respecto a la DBO<sub>5</sub> durante el tiempo de 21 días, disminuye en un 75 % para el sistemas A, en un 62,5 % para el sistemas B y un aumento de un 183 % para el sistemas C. Sin

embargo, se observó un mayor porcentaje de eliminación de  $\text{DBO}_5$  entre el período de 6 a 7 días (Tabla IV-3; Tabla IV-4 y Tabla IV-5). Estos valores observados son de 53,6 % para el sistemas A, 31,3 % para el sistemas B y 33,3 % en el sistemas C; a partir de este período, el porcentaje de eficiencia de la  $\text{DBO}_5$  comienza a disminuir (Figura 4-7; Figura 4-8 y Figura 4-9), resultados que son coincidentes con los reportados por Domínguez (2003).

La disminución de los niveles de la DQO y  $\text{DBO}_5$  está determinada por un proceso de sedimentación y adsorción, debido a partículas suspendidas, y a la degradación biológica por la acción de microorganismos y protozoos presentes en los alrededores de las raíces de las plantas. Esta simbiosis microorganismos-planta dependerá de las condiciones del medio en que se encuentre.

Los valores en la región visible-UV se puede usar como indicativos de parámetros de algunos grupos químicos, tales como lignina y compuestos aromáticos. La variación relativa de estos parámetros se expresa como la división de valores UV-visible por la DQO correspondiente.

Con respecto a la relación  $A_{346}/\text{DQO}$ , muestra al ácido lignosulfónico presente en el efluente de celulosa kraft. El aumento de esta relación observada en este trabajo, indica la baja degradación del compuesto; las variaciones presentadas de acuerdo a las Figuras 4-10, 4-11 y 4-12, muestran la tendencia señalada a una baja degradación de este compuesto por *E. crassipes*, presentada para los sistemas A, B y C a lo largo del tiempo.

El parámetro  $A_{254}/\text{DQO}$  relaciona los compuestos aromáticos presente en efluente de celulosa. Los valores altos de estos parámetros observados en los sistemas A, B y C, (Figura 4-13, 4-14, 4-15) demuestran que estos compuestos no fueron degradados por *E. crassipes*.

La relación  $A_{280}/DQO$  muestra la lignina presente en el efluente. Las pequeñas variaciones observadas para los sistemas A, B y C (Figura 4-16, 4-17, 4-18) relacionan cambios poco significativos, esto indica que la cantidad de lignina presente no ha sido eliminada en una alta proporción.

La relación  $A_{254/280}$  es indicativo de la presencia de compuestos derivados de lignina residual en efluente de celulosa. Para los sistemas A y C (Figura 4-19, 4-21), se observa un aumento de esta relación, lo que indica una baja degradación de este compuesto. Para el sistemas B (Figura 4-20) se observa una disminución de la relación  $A_{254/280}$  hasta los 5 días, lo que indica una disminución de los compuestos derivados de lignina residual. Estos resultados son coincidentes con los observados por Çeçen (2003).

En relación a la remoción de compuestos fenólicos para el sistema A, éste se diferencia significativamente del control. El porcentaje de remoción para el sistema A, fue de 16,46 %, mientras que para el control, de 18,9 %. En el caso del sistema B, no se diferencia significativamente del control. Sin embargo, se observó una disminución de un 17,5 % para el sistema B y 16,2 % para el control. En el caso del sistema C, a pesar de no diferenciarse significativamente del control, se observó una disminución de un 10,7 % para el sistema C y 5 % en el control (Tabla IV-3; Tabla IV-4 y Tabla IV-5). La reducción de fenol observada en este estudio, está por debajo a lo observado por Wolverton & Mckown (1976), el cual demostró que *E. crassipes* tiene la capacidad de absorber 100 mg de fenol en 72 horas. Estos autores sostienen que esta cantidad de fenol absorbida, es realizada en agua destilada, agua de río y pantano, no a sí en efluente de celulosa kraft, como se utilizó en este trabajo, donde existe una alta carga de materia orgánica.

En relación a la reducción del color de los sistemas con efluente de celulosa kraft, se observaron reducciones de un 15 % para el sistema B en un período de 16 días, y un 4 % para el sistema A, en el mismo período de tiempo. Dichos valores de reducción son los máximos encontrados en este estudio. Sin embargo, a pesar de diferenciarse significativamente del control, en los sistemas A y C aumentó el color, en promedio, desde un 2,8 a un 85,6 % para los sistemas (Figura 4-25; Figura 4-27). En relación al sistema B (Figura 4-26), éste presenta una reducción de un 8,8 % en un período de 21 días, porcentaje de reducción mayor al observado por Peña (1993). La baja eficiencia de eliminación del color, probablemente se debe a la presencia de compuestos cromóforos que no son afectados por la acción depurativa del sistema con plantas acuáticas.

En las plantas acuáticas la absorción de material disuelto y material suspendido se produce por la acción conjunta de raíces y microorganismos, como bacterias heterótrofas, bacterias aeróbicas, hongos y protozoos presentes en la superficie de éstas. Microorganismos como las bacterias juegan un rol fundamental en la degradación de la materia orgánica y elementos como nitrógeno, fósforo y potasio que son esenciales para el crecimiento de las plantas acuáticas. Bacterias como las nitrificantes presentes en los rizomas de *E. crassipes* son las encargadas de convertir el amonio a nitrato por procesos de oxidación. La DQO y la DBO<sub>5</sub> son reducidos por bacterias heterótrofas, procesos en los que es fundamental la presencia de oxígeno, que es proporcionado por la planta a través de sus hojas y tallos, y es transportado hacia la zona radicular (Domínguez 2003; Reddy et al. 1989).

La viabilidad bacteriana observada en las raíces de las plantas, no se ve afectada por las diluciones de efluente de celulosa kraft, puesto que no se diferencia significativamente del control. Estos resultados también han sido reportados por Wolverton & Mckown (1976),

donde las colonias bacterianas del tratamiento no se diferenciaron del control, registrando valores de 9,65 UFC ml<sup>-1</sup> para el tratamiento y 7,25 UFC ml<sup>-1</sup> para el control, en aguas contaminadas con compuestos fenólicos.

Se observó un máximo crecimiento bacteriano en un período de 7 días de tratamiento. Así, en el sistema A se observó un crecimiento de 6,4 log UFC ml<sup>-1</sup>, para el sistema B un incremento de 6,2 log UFC ml<sup>-1</sup> y un incremento de 6,5 log UFC ml<sup>-1</sup> para el sistema C, y para el control, un crecimiento de 6,7 log UFC ml<sup>-1</sup> (Figura 4-28). No obstante, el crecimiento bacteriano comienza a disminuir después de este período, disminución que estaría asociada a las fluctuaciones de los parámetros de control, tales como: pH, temperatura, oxígeno disuelto. De esta manera la disminución de pH observada en los sistemas de tratamientos, afectó directamente la viabilidad de las bacterias de las plantas, puesto que entre los 7 y 9 días de tratamiento en los sistemas A, B y C, el pH disminuye, al igual que la viabilidad bacteriana. Estas observaciones fueron también reportadas por Pertus et al. (1999), donde la disminución del pH alteró la comunidad bacteriana de los rizomas de plantas acuáticas. En estudios de laboratorio se ha revelado que el pH óptimo para la supervivencia de bacterias esta en un rango de 7 a 8,5 (Borroto 1997).

Con respecto a la biomasa vegetal, se observó un aumento de la biomasa vegetal en todos los sistemas (Figura 4-29), no diferenciándose del control. Esto da cuenta que las diluciones del efluente de celulosa kraft no afectó el crecimiento de las plantas. Este aumento de la biomasa es debido fundamentalmente al crecimiento y desarrollo de nuevas hojas, aumento en peso que varía entre un 12 y 24 % (Tabla IV-1). El crecimiento máximo de *E. crassipes* en los sistemas y control se observó a los 12 días, posterior a este tiempo, el crecimiento tiende a disminuir entre un 10 a 25 % en los sistemas y control. Esta disminución de la biomasa húmeda y por lo tanto una baja de la actividad fotosintética, sugiere que

correspondió a las bajas temperaturas registradas en este período. Dellarossa et al. (2001b), sostienen que los factores más importantes en el desarrollo y crecimiento de *E. crassipes*, son la temperatura y la luz. Por otra parte, *E. crassipes* presenta una clara estacionalidad en su eficiencia de incorporación de nutrientes tanto *in situ* como experimentalmente, con tasas máximas en verano para nitrógeno y fósforo. Por lo tanto, temperaturas bajas afectan directamente el crecimiento de las plantas acuáticas. En investigaciones realizadas por Urbanc-Bercic & Gaberscik (1989), Xuebao et al. (1995), Wolverton & Mckown (1976), señalan que la actividad fotosintética de *E. crassipes* disminuye potencialmente a temperaturas de 20 °C, así como también bajas temperaturas influyen en la recepción de fósforo y fenol. Otro efecto producido por la temperatura, es una baja de la actividad de enzimas presente en las plantas, efecto que se hace más pronunciado cuando el tiempo de temperaturas bajas es más prolongado.

La baja eficiencia presentada para los tres sistemas con *E. crassipes* después de los 12 días, esta asociada a factores como la temperatura y al aporte de material orgánico vegetal al sistema, que es parte del ciclo vital de las plantas. Esta materia orgánica (hojas) se acumula en el fondo del sistema generando condiciones reductoras, promoviendo la desnitrificación y la liberación de nutriente desde el sedimento, particularmente del fósforo contenido en los tejidos de la planta, aumentando de este modo la concentración de nutrientes disueltos en la columna de agua. Sin embargo, los efectos más perjudiciales de cambios físico-químicos en relación a *E. crassipes* pueden ser el bajo pH (dependiendo del potencial buffer del sistema), las altas concentraciones de N-NH<sub>4</sub> y la reducción del oxígeno disuelto en el efluente (Pertus et al. 1999, Meerhoff et al. 2002, Reddy et al. 1990, Xie & Ren 2004).

## V.2 Tratamiento de efluente coloreado Poly R-478

### V.2.1 Reducción de los parámetros de eficiencia

En los sistemas con compuestos coloreados con Poly R-478, se observó un aumento de la DQO (Figura 4-33; Figura 4-34 y Figura 4-35), por lo tanto un aumento de la materia orgánica en los sistemas A, B y C, estos aumentos fueron de un 2,4 % para el sistema A, 13,3 % para el sistema B y de un 38,7 % para el sistema C. Sin embargo, en los controles se observó una disminución de la DQO de un 12 y 26 % para los controles A y B y un aumento de la DQO de un 73,4 para el control C.

La baja eficiencia de los parámetros mencionados anteriormente por parte de las plantas, se debe probablemente al inicio del proceso de senescencia ante la disminución de la temperatura del aire y del agua presentada en otoño (Meerhoff et al. 2002). Esto se manifiesta en el bajo porcentaje de crecimiento que presentó *E. crassipes*, así, para el sistema A se observó un incremento de un 3,1 % de la biomasa húmeda, 5,3 y 2,4 % para los sistemas B y C y para el control un incremento de 1,6 % (Figura 4-38). La incorporación de tejido de las plantas a los batch, produce la descomposición de este, en consecuencia se produce la liberación de nutrientes y de materia orgánica en el medio, aumentando la DQO del sistema. Además, este proceso produce una disminución de pH y oxígeno disuelto lo que se observa a los 12 días de tratamiento, coincidente con la baja de temperatura (Figura 4-30; Figura 4-31 y Figura 4-32). Por otra parte, la disminución del pH y OD, influyeron en el crecimiento bacteriano observado en este trabajo, presentando un máximo crecimiento a los 12 días de tratamiento (Figura 4-37) y disminuyendo después de

este período, esta disminución coincide con la disminución de pH y OD en este mismo período.

### **V.2.2 Reducción de color de efluente sintético coloreado con Poly R-478**

En relación a la disminución de color se observó una reducción de un 6,6 % para el sistema A, y un 1,3 % y 1,7 % para los sistemas B y C, y para el control un aumento de color de un 0,9 % (Figura 4-36). Esta baja eficiencia de los sistemas, es debido probablemente a que las plantas no degraden estos compuestos coloreados puesto que son compuestos con moléculas complejas, el cual, microorganismos como las bacterias no son capaces de degradar. Sin embargo, esta reducción de color presentada en efluente coloreado con Poly R-478, es debido a un proceso de adsorción y no por la degradación de colorantes. En investigaciones realizadas por El Zawayhy & Kamel (2004) y Low et al. (1995) en la absorción de compuestos colorantes, *E. crassipes* presentó una capacidad de adsorción entre 128,9 a 145,4 mg g<sup>-1</sup> de colorantes.

## VI CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

Debido a los resultados obtenidos de este trabajo se propone que:

- El sistema con *E. crassipes* y efluente de celulosa kraft fueron capaces de eliminar un 75 % de la DBO<sub>5</sub> para el sistema A, un 63 % para el sistema B y un aumento de un 180 % para el sistema C. Sin embargo, la DQO disminuyó en un 58 % para el sistema A, 56 % y 46 % para los sistemas B y C, respectivamente. Respecto a la remoción de compuestos fenólicos en el sistema A fue de un 16 %, para el sistema B de un 17 % y para el sistema C de un 11 %. Por otra parte, no se detectó eliminación de compuestos aromáticos (A<sub>254</sub>/DQO), lignínicos (A<sub>280</sub>/DQO), ácido lignosulfónico (A<sub>346</sub>/DQO) y compuestos derivados de la lignina (A<sub>254/280</sub>). Esto indica que existe una fracción de compuestos de origen lignínicos que no son biodegradados por *E. crassipes*.
- La remoción de color en los efluentes de celulosa kraft fue de un 8 % para el sistema B y un aumento de un 3 % y 85 % para los sistemas A y C respectivamente. En el caso de compuestos sintéticos coloreados de características similares a la lignina (Poly R-478), presentó una disminución de un 6,6 % para el sistema A, 1,3 % para el sistema B y de un 1,7 % para el sistema C. Sin embargo, no se observan cambios apreciables en el color que caracteriza estos efluentes.

- El crecimiento de *E. crassipes*, no es afectado por las diluciones de efluente de celulosa kraft, como tampoco las concentraciones de compuestos sintéticos coloreados de características similares a la lignina (Poly R-478).
- Debido a lo antes descrito es posible aceptar la hipótesis de este trabajo. Debido a que el crecimiento de *E. crassipes* no es afectado por las diluciones de efluente celulosa kraft y las concentraciones del compuesto sintético coloreado de características similares a la lignina (Poly R-478). Además, de remover la DBO<sub>5</sub> y DQO de los sistemas. Sin embargo, *E. crassipes* no remueve el color de forma apreciable en efluente de celulosa kraft y compuestos sintéticos coloreados de características similares a la lignina (Poly R-478).
- Dada la eficiencia en la reducción tanto de compuestos orgánicos como inorgánicos y compuestos fenólicos, *E. crassipes* presenta una alternativa clara como sistemas de tratamiento secundario o terciario. Sin embargo, para decidir su eventual implementación es necesario evaluar la influencia de los principales parámetros del diseño y definir un procedimiento adecuado de manejo de la biomasa vegetal generada en el tratamiento de aguas residuales. Por otra parte, se debe definir el objetivo de tratamiento, caracterizar en relación a pH, carga orgánica, nutriente y compuestos tóxicos, así como también la temperatura e intensidad lumínica del lugar físico donde se desea implementar este tipo de sistemas, puesto que estos parámetros juegan un papel fundamental en el crecimiento y desarrollo de *E. crassipes*.

## VII BIBLIOGRAFÍA

- APHA (American Public Health Association), American Water Works Association (AWWA), Pollution Control Federation (WPCF). 1985. Standard methods for examination of water and wastewater. 16<sup>th</sup> ed. Washington.
  
- BAHAMONDE M, J JURADO, J ULLOA & E RUIZ (1991) Potencial Impacto Ambiental de las Industrias en el Ecuador: Exploración preliminar y soluciones. Editorial Fundación Natura, EDUNAT III. 127-150.
  
- BRAMWELL S A & P V DEVI PRASAD (1994) Performance of a small aquatic plant wastewater treatment system under Caribbean conditions. Journal of environmental management 43: 213-220.
  
- BORROTO R J (1997) La ecología de *Vibrio cholerae* serogrup 01 en ambientes acuáticos. Revista Pan Am J Public Health 1: 3-8.
  
- ÇEÇEN F (2003) The use of uv-vis measurements in the determination of biological treatability of pulp bleaching effluents. 1-4 june, Seattle 2003. Seventh International Water Association Symposium on Forest Industry Wastewaters.
  
- COSSU R, K HAARSTAD, M C LAVAGNOLO & P LITTARRU (2001) Removal of municipal solid waste COD and NH<sub>4</sub>-N by Phyto-reduction: A laboratory-scale

comparison of terrestrial and aquatic species at different organic loads. *Ecological Engineering* 16: 459-470.

- DELLAROSSA V, C ZAROR & R CASTRO (2001a) Biomimesis: Una solución efectiva y económica para el tratamiento terciario de efluentes industriales. En: “Sustentabilidad de la biodiversidad” un problema actual; bases científico-técnico teorizaciones y proyecciones, A Krisler & Antezano T, Universidad de Concepción: 797-805. Editorial Universidad de Concepción.
  
- DELLAROSSA V, J CESPEDES & C ZAROR (2001b) *Eichhornia crassipes*-based tertiary treatment of kraft pulp mill effluents in Chilean Central Region. *Hydrobiologia* 443: 187-191.
  
- DELLAROSSA V, C ZAROR & R CASTRO R. (2001c) Importancia de la disposición especial de las plantas acuáticas en las tasas de incorporación de nitrógeno y fósforo en sistemas de tratamiento de aguas servidas. Una solución efectiva y económica para el tratamiento terciario de efluentes industriales. En: “Sustentabilidad de la biodiversidad” un problema actual; bases científico-técnico teorizaciones y proyecciones, A Krisler & Antezano T, Universidad de Concepción: 775-784. Editorial Universidad de Concepción.
  
- DOMÍNGUEZ A (2003) Transporte de oxígeno a través de plantas acuáticas. *Scientia et Technica* 21: 160-162.

- EL ZAWAHRY M. M & M M KAMEL (2004) Removal of azo and anthraquinone dyes from aqueous solutions by *Eichhornia crassipes*. Water Research 38: 2967-2972.
- ESPINOSA C (2002) Evaluación de los Impactos de la Producción de Celulosa. Análisis de políticas públicas 4:1-12.
- FIELD J A, R SIERRA-ALVAREZ, G LETTINGA & J RINTALA (1992) Environmental Biotechnology for the Treatment of Forest Industry Pollutants. Profiles on Biotechnology, IV Congreso Nacional y I Hispano-Luso de Biotecnología (BIOTEC):357-395.
- GONZALEZ P, O PARRA & C ZAROR (1999) Modelling wastewater discharges from the bleached kraft cellulose industry in the Bio Bio river basin (8<sup>th</sup> Region-Chile). Latin American Applied Research 29: 21-26.
- KAY STRATFORD H, W T HALLER & L A GARRARD (1984) Effects of heavy metals on water hyacinths (*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms). Aquatic Toxicology 5: 117-128
- LOW S K, K C LEE & K K TAN (1995) Biosorption of basic dyes by water hyacinth roots. Bioresource Technology 52: 79-83.

- MATTHEI O (1995) Manual de la malezas que crecen en Chile. Tercera Edición, Alfabeto, Chile. 545 pp.
  
- MEERHOFF M & N MAZZEO (2004) Importancia de las plantas flotantes libres de gran porte en la conservación y rehabilitación de lagos someros de Sudamérica. Revista científica y técnica de ecología y medio ambiente. Año XIII N° 2.
  
- MEERHOFF M, L RODRIGUEZ-GALLEGO & N MAZZEO (2002) Potencialidades y Limitaciones del uso de *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms en la Restauración de sistemas Hipereutróficos Subtropicales. Agua en Iberoamérica: de la limnología a la gestión en Sudamérica: 61-74.
  
- METCAL & EDDY, inc (1995) Ingeniería de Aguas Residuales. Tercera Edición, edit Mc Graw-Hill. 1553 pp.
  
- NOR YAHYA M (1994) Phenol removal by *Eichhornia crassipes* in the presence of trace metals. Water Research 28: 1161-1166.
  
- PERTUZ S, J DE LA ROTTA, N LIMENEZ, I ARAUJO, L HERRERA, L CHACIN DE BONILLA, A DEL VILLAR, P MOLLEDA & G TORO (1999) Tratamiento de Efluente de Maduración con Jacinto de Agua. Interciencia 2: 120-124.

- PIETERSE A H (1978) The Water Hyacinth (*Eichhornia crassipes*) a review. Abstracts on Tropical Agriculture (Royal Tropical Institute, Amsterdam), 4: 9-10.
- PEÑA A A (1993) Utilización del Jacinto Acuático, *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms. Como Sistemas de Tratamiento para Efluentes de una Industria de Celulosa Kraf. Tesis Licenciatura. Departamento de Ingeniería Química. Universidad de Concepción. 99pp.
- REDDY K R, M AGAMI & J C TUCKER (1990) Influence of phosphorus on growth and nutrient storage by water hyacinth (*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms) plants. Aquatic Botanic 37: 355-365.
- REDDY K R, W PATRICK & C LINDAU (1989) Nitrification-denitrification at the plant root-sediment interface in wetlands. Limnology Oceanography 36:1004-1013.
- SANCHEZ R (1986) El sector Forestal y sus principales actividades. En: Geografía de Chile, Actividad Forestal (tomo XIV). Instituto Geográfico Militar, Chile.70-75.
- SCULTHORPE C D (1967) The biology of Aquatic Vascular Plants, Edward Arnold Ltd, London. 610 pp.
- SCHNEIDER I A H, J RUBIO, M MISRA & R W SMITH (1995) *Eichhornia crassipes* as biosorbent for heavy metals ions. Mineral Engineering 8: 979-988.

- SEOANEZ M (1995) Ecología Industrial: Ingeniería medioambiental aplicada a la industria y a la empresa. Coedición Ediciones Mundi-Prensa. 522 pp.
- SO L M, L M CHU & P K WONG (2003) Microbial enhancement of Cu<sup>+2</sup> removal capacity of *Eichhornia crassipes* (Mart.). Chemosphere 52:1499-1503.
- SOOKNAH R & A C WILKIE (2004) Nutrient removal by floating aquatic macrophytes cultured in anaerobically digested flushed dairy manure waster. Ecological Engineering 22: 27-42.
- SPRINGER A & R PETERSON (1991) Control Ambiental. En: pulpa y papel químico y tecnología química. Cap. 11. Vol. 2: 457-564. Ed. Limusa.
- URBANC-BERCIC O & A GABERSCIK (1989) The influence of temperature and light intensity on activity of water hyacinth (*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms.). Aquatic Botany 35: 403-408.
- VALLEJOS P & F M DELUCCHI (2001) Tratamiento de aguas servidas utilizando *Diplodon chilensis* (Gray, 1828) (Bivalvia, Irídea). Una solución efectiva y económica para el tratamiento terciario de efluentes industriales. En: Sustentabilidad de la biodiversidad un problema actual; bases científico-técnico teorizaciones y proyecciones, A Krisler & Antezano T, Universidad de Concepción: 785-795. Primera edición, Editorial Universidad de Concepción.

- VEJAR M, V DELLAROSSA & J CESPEDES (1991) Nutrición Mineral y Coeficientes de Rendimiento de *E. crassipes* (Mart) Solms. Bol. Soc. biol. Concepción, Chile 62: 189-93.
- VIACAVAL S (1998) Producción y Aplicación de Enzimas Lignolíticas para la Decoloración de Efluente de la Industria de Celulosa. Tesis para optar al título de Ingeniero Civil Industrial Mención Agroindustria. Depto. Ingeniería Química. Univ. Concepción 86 pp.
- VIDAL G (1999) Revisión bibliográfica sobre los compuestos orgánicos producidos en la industria de la pasta y el papel: incidencia en la toxicidad y biodegradabilidad anaerobia de sus efluentes. Afinidad 481:151-160.
- VIDAL G, R MENDEZ, J M LEMA & M SOTO (1996a) La Industria de Pasta Celulósica y Papel: Procesos productivos y generación de efluentes. Ingeniería Química 28: 207-213.
- VIDAL G, R MENDEZ, J M LEMA & M SOTO (1996b) La Industria de Pasta Celulósica y Papel: tratamiento externo de los efluentes residuales. Ingeniería Química 28: 139-146.
- VIDELA S (2003) Evolución y tendencia del tratamiento de residuos industriales líquidos en industria de celulosa .X Jornadas técnicas de la celulosa y papel “Globalización y Competitividad”.Noviembre 2003. Concepción.

- WOLVERTO B C & M M McKOWN (1976) Water Hyacinths for Removal of Phenols from Polluted Waters. *Aquatic Botany* 2: 191-201.
  
- XIE Y, D YU & B REN (2004) Effects of nitrogen and phosphorus availability on the decomposition of aquatic plants. *Aquatic Botany* 80: 29-37.
  
- XUEBAO L, W ZHENBIN & H GUANGYUAN (1995) Effects of low temperature and physiological age on superoxide dismutase in water hyacinth (*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms.). *Aquatic* 2: 193-200.