

**ESTUDIO PARA LA ADAPTACIÓN DEL TRATAMIENTO TERCIARIO DE LA
PTAR – UPB COMO UN SISTEMA DE LODOS ACTIVADOS**

LAURA XIMENA BÁEZ MENESES

KAREN ZARITH CELY LATORRE

UNIVERSIDAD PONTIFICIA BOLIVARIANA

FACULTAD DE INGENIERÍA AMBIENTAL

ESCUELA DE INGENIERÍAS

BUCARAMANGA

2013

**ESTUDIO PARA LA ADAPTACIÓN DEL TRATAMIENTO TERCIARIO DE LA
PTAR – UPB COMO UN SISTEMA DE LODOS ACTIVADOS**

LAURA XIMENA BÁEZ MENESES

KAREN ZARITH CELY LATORRE

Director:

M.Sc. ÁLVARO ANDRÉS CAJIGAS CERÓN

UNIVERSIDAD PONTIFICIA BOLIVARIANA

FACULTAD DE INGENIERÍA AMBIENTAL

ESCUELA DE INGENIERÍAS

BUCARAMANGA

2013

Nota de Aceptación:

Presidente del jurado

Jurado

Jurado

Bucaramanga, Febrero 2014

DEDICATORIA

Lo más importante no es
Comenzar, sino hacer
Realidad aquello que nos hemos
Propuesto.

Hoy quiero hacer partícipe a Dios por
Ser el faro que me ilumina y guía,
Por permitirme llegar
A este momento tan especial
De mi vida.

A mis padres,
Por proporcionarme el apoyo, los medios,
Y el amor incondicional,
En cada paso de mi vida

A mi hermano,
Por enseñarme a luchar
Por lo que se quiere.

Laura Ximena Báez Meneses

A Dios,
Por ser quien me guía,
Por darme la inteligencia, paciencia y sabiduría,
Para culminar esta y todas las etapas de mi vida.

A mi hija,
Por ser la principal motivación en todo lo que hago,
Por su ternura e inocencia,
Por ser el amor de mi vida.

A mis padres,
Por ser mis mentores en la tierra,
Por toda su paciencia y cariño,
Y por el apoyo incondicional en cada paso que doy.

A mi hermana,
Por el constante acompañamiento durante este proyecto,
Y por ser mí amiga incondicional.

Karen Zarith Cely Latorre.

AGRADECIMIENTOS

A la Universidad Pontificia Bolivariana, seccional Bucaramanga, al
Grupo de profesores por compartirnos sus conocimientos y experiencia,
Resultado de ello es esta investigación.

Al director del proyecto: Álvaro Andrés Cajigas, quien nos
Dió las orientaciones necesarias y confió en nuestras capacidades.

Estamos agradecidas con el laboratorio de análisis químico de aguas de la
Universidad Pontificia Bolivariana, por su servicio y

Colaboración en la elaboración de las pruebas de laboratorio;

Igualmente a los operadores de la planta de tratamiento

Más cuando nos regalaron su tiempo y dispusieron

Incondicionalmente las herramientas en el trabajo de campo,

Ellos son: Alonso Cárdenas Pinilla y Oscar Hernández Murallas.

No en vano ocupan un lugar en las páginas de esta

Tesis de grado: **“ESTUDIO PARA LA ADAPTACIÓN DEL TRATAMIENTO
TERCIARIO DE LA PTAR–UPB COMO UN SISTEMA DE LODOS ACTIVADOS”**.

Orientado a mejorar las remociones de contaminantes de la PTAR.

Sinceramente: Karen Cely - Laura Báez.

CONTENIDO

	Pag.
INTRODUCCIÓN	15
1. DELIMITACIÓN DEL PROBLEMA Y JUSTIFICACIÓN	16
2. OBJETIVOS	18
2.1 OBJETIVO GENERAL	18
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	18
3. MARCO REFERENCIAL	19
3.1 ANTECEDENTES.....	19
3.2 MARCO TEÓRICO	21
3.2.1 Características de las aguas residuales.	21
3.2.2. Tratamiento de las aguas residuales.	24
3.2.3 Proceso de lodos activados.	32
3.2.4 Tratamiento acuático.	39
3.3 MARCO CONCEPTUAL	43
3.4 MARCO LEGAL	45
4. METODOLOGÍA.....	49
4.1 FASE 1: CONFIGURACIÓN Y ADECUACIÓN DEL SISTEMA TERCIARIO Y DE LODOS ACTIVADOS.....	49
4.1.1 Configuración y adecuación del sistema de lodos activados a escala piloto.49	
4.1.2 Configuración y adecuación del sistema terciario actual a escala piloto.....	53
4.2 FASE 2: SEGUIMIENTO DEL SISTEMA TERCIARIO ACTUAL Y ARRANQUE DEL SISTEMA DE LODOS ACTIVADOS.	53
4.2.1 Seguimiento del sistema terciario actual.....	53
4.2.2 Arranque del sistema de lodos activados.	55
4.3 FASE 3: ADAPTACIÓN DEL SISTEMA DE LODOS ACTIVADOS SIN RECIRCULACIÓN A ESCALA REAL.	57
5. RESULTADOS Y ANÁLISIS.....	58

5.1 FASE 1: CONFIGURACIÓN Y ADECUACIÓN DEL SISTEMA TERCIARIO Y DE LODOS ACTIVADOS.....	58
5.1.1 Configuración y adecuación del sistema de lodos activados a escala piloto.....	58
5.1.2 Configuración y adecuación del sistema terciario actual a escala piloto.....	61
5.2 FASE 2: SEGUIMIENTO DEL SISTEMA TERCIARIO ACTUAL Y ARRANQUE DEL SISTEMA DE LODOS ACTIVADOS.	62
5.2.1 Seguimiento del sistema terciario actual piloto.	62
5.2.2 Arranque del sistema de lodos activados piloto.....	73
5.3 FASE 3: ADAPTACIÓN DEL SISTEMA DE LODOS ACTIVADOS SIN RECIRCULACIÓN A ESCALA REAL.	87
5.3.1 Tanque de aireación.	87
5.3.2 Sedimentador.....	88
6. CONCLUSIONES.....	90
7. RECOMENDACIONES	92
BIBLIOGRAFÍA.....	93
ANEXOS.....	98

LISTA DE TABLAS

	Pag.
Tabla 1. Contaminantes de importancia en aguas residuales.	22
Tabla 2. Definiciones para sólidos encontrados en aguas residuales.....	23
Tabla 3. Factores que intervienen en la eliminación biológica del fósforo.	29
Tabla 4. Factores que actúan sobre la cinética de la nitrificación y la denitrificación.	31
Tabla 5. Mecanismos operativos de remoción con <i>Eichhornia crassipes</i>	41
Tabla 6. Normatividad Ambiental.	46
Tabla 7. Parámetros exigidos por el Decreto 1594 de 1984.	47
Tabla 8. Parámetros exigidos en el Proyecto Resolución de Octubre de 2010.	47
Tabla 9. Características de la Bomba.	51
Tabla 10. Ecuaciones del suministro de oxígeno.....	52
Tabla 11. Parámetros de caracterización de sustrato.....	54
Tabla 12. Características de deterioro del Buchón de agua.	55
Tabla 13. Parámetros de caracterización del inóculo.	56
Tabla 14. Parámetros iniciales del trayecto de estudio.....	58
Tabla 15. Consideraciones iniciales del tanque de aireación.	59
Tabla 16. Rangos óptimos de biomasa esperada en la operación	59
Tabla 17. Variables de operación en el suministro de oxígeno.....	60
Tabla 18. Dimensiones y consideraciones del sedimentador-Buchón de agua.	61
Tabla 19. Temperatura medida en el sistema terciario actual.	63
Tabla 20. pH, alcalinidad y conductividad medidos en el sistema terciario actual.	64
Tabla 21. Comportamiento del oxígeno disuelto medido en el efluente del sistema terciario actual.....	64
Tabla 22. DBO medida en el sistema terciario actual.	65

Tabla 23. DQO medida en el sistema terciario actual.....	66
Tabla 24. Relación DBO/DQO en el sistema terciario actual.....	67
Tabla 25. ST y STV medidos en el sistema terciario actual.....	68
Tabla 26. Sólidos sedimentables medidos en el sistema terciario actual.	69
Tabla 27. NTK medido en el sistema terciario actual.....	69
Tabla 28. Fósforo medido en el sistema terciario actual.....	71
Tabla 29. Temperatura medida en el sistema de lodos activados.	74
Tabla 30. Comportamiento del oxígeno disuelto medido en el sistema de lodos activados.....	76
Tabla 31. DBO medida en el sistema de lodos activados.....	77
Tabla 32. DQO medida en el sistema de lodos activados.	78
Tabla 33. NTK medido en el sistema de lodos activados.	80
Tabla 34. Fósforo medido en el sistema de lodos activados.	81
Tabla 35. ST, STV y SSED medidos en el licor de mezcla.....	82
Tabla 36. Sólidos suspendidos totales medidos en el licor de mezcla.....	83
Tabla 37. Comportamiento del Índice volumétrico de lodo en el sistema de lodos activados.....	83
Tabla 38. Relación Alimento/Microorganismo (A/M) en el sistema de lodos activados.....	84
Tabla 39. SSVLM vs Eficiencias del sistema de lodos activados.....	85
Tabla 40. Parámetros iniciales del sistema de lodos activados a escala real.....	87
Tabla 41. Condiciones iniciales del tanque de aireación a escala real.	87
Tabla 42. Consideraciones operacionales del tanque de aireación a escala real..	88
Tabla 43. Variables de operación en el suministro de oxígeno a escala real.	88
Tabla 44. Dimensiones y consideraciones del sedimentador a escala real.	89

LISTA DE FIGURAS

	Pag.
Figura 1. Proceso convencional de lodos activados.	34
Figura 2. Modelo de flujo a pistón.	35
Figura 3. Modelo de sedimentador convencional.	39
Figura 4. Buchón de agua (<i>Eichhornia crassipes</i>).	42
Figura 5. Montaje del sistema de lodos activados.	49
Figura 6. Bomba trifásica.	51
Figura 7. Puntos de muestreo del sistema terciario piloto.	53
Figura 8. Válvula reguladora del caudal.	58
Figura 9. Suministro de oxígeno en el canal, bomba trifásica y tubería PVC.	60
Figura 10. Zona del sedimentador-Buchón de agua.	61
Figura 11. Curva de crecimiento de <i>Eichhornia crassipes</i> en el sistema terciario actual.	72
Figura 12. Puesta en marcha, recirculación y estabilización del sistema de lodos activados.	73
Figura 13. Muestras del sistema de lodos activados.	74
Figura 14. Espuma generada en el tanque de aireación.	86

LISTA DE ANEXOS

Pag.

Anexo 1. Caracterización de las aguas residuales en el tratamiento terciario escala piloto con Eichhiornia Crassipes, realizada por el Laboratorio de Análisis Químico de Aguas de la Universidad Pontificia Bolivariana.	98
Anexo 2. Caracterización de las aguas residuales en el sistema de lodos activados escala piloto, realizada por el Laboratorio de Análisis Químico de Aguas de la Universidad Pontificia Bolivariana.	102
Anexo 3. Registro de concentraciones de materia orgánica y nutrientes en el sistema terciario escala piloto.	104
Anexo 4. Resultados obtenidos de pH, alcalinidad y conductividad en el tanque aireación del sistema de lodos activados escala piloto.	105
Anexo 5. Datos obtenidos de DBO en cada uno de los procesos del sistema de lodos activados escala piloto.	106
Anexo 6. Datos obtenidos de DQO en cada uno de los procesos del sistema de lodos activados escala piloto.	107
Anexo 7. Sólidos totales medidos en el sustrato del sistema de lodos activados escala piloto.	108
Anexo 8. Sólidos totales volátiles medidos en el sustrato del sistema de lodos activados escala piloto.	109
Anexo 9. Sólidos sedimentables medidos en el sustrato del sistema de lodos activados escala piloto.	110
Anexo 10. Datos obtenidos de NTK en cada uno de los procesos del sistema de lodos activados escala piloto.	111
Anexo 11. Datos obtenidos de fósforo en cada uno de los procesos del sistema de lodos activados escala piloto.	112
Anexo 12. Datos registrados en el crecimiento de biomasa vegetal.	113

RESUMEN GENERAL DE TRABAJO DE GRADO

TÍTULO: ESTUDIO PARA LA ADAPTACIÓN DEL TRATAMIENTO TERCIARIO DE LA PTAR – UPB COMO UN SISTEMA DE LODOS ACTIVADOS

AUTORES: LAURA XIMENA BÁEZ MENESES
KAREN ZARITH CELY LATORRE

FACULTAD: Facultad de Ingeniería Ambiental

DIRECTOR (A): ÁLVARO ANDRÉS CAJIGAS CERÓN

RESUMEN

En vista de que la Universidad Pontificia Bolivariana ha incrementado sus descargas de aguas residuales en los últimos años, debido al aumento de su población estudiantil, la PTAR-UPB se ha visto obligada a tratar cargas contaminantes mayores a las habituales. Esto ha generado remociones ineficientes de nutrientes y materia orgánica, siendo necesario la implementación de unidades de tratamiento adicionales para fortalecer el proceso, y cumplir el Decreto 1594/84 y las posibles exigencias del Proyecto de norma de valores máximos permisibles del MAVDT de octubre de 2010. El presente proyecto se enfoca en la evaluación del estado actual del sistema terciario de la PTAR-UPB, en cuanto al cumplimiento de la normatividad ambiental y en la posibilidad de adaptar en dicho sistema, un reactor aerobio como tratamiento adicional al sistema secundario (Reactor anaerobio de flujo pistón). El tratamiento propuesto fue adecuado en una fracción del sistema terciario y constó de un reactor de lodos activados sin recirculación a escala piloto y su respectivo sedimentador con *Eichhornia crassipes* ubicada en su área superficial. Durante las pruebas realizadas al sistema aerobio, se encontró mejoras significativas respecto al sistema terciario actual, con remociones hasta de 93,2% de DBO, 91,9% de DQO y 70% de nitrógeno; siendo un sistema viable para tratar las cargas efluentes del reactor anaerobio de la PTAR.

PALABRAS CLAVES: *Eichhornia crassipes*, Lodos activados, tratamiento terciario, sistema aerobio, Nutrientes, Materia orgánica.

GENERAL SUMMARY OF WORK OF GRADE

TITLE: STUDY FOR ADAPTATION OF TERTIARY TREATMENT OF WWTP - UPB AS AN ACTIVATED SLUDGE SYSTEM

AUTHOR: LAURA XIMENA BÁEZ MENESES
KAREN ZARITH CELY LATORRE

FACULTY: ENVIRONMENTAL ENGINEERING

DIRECTOR: ÁLVARO ANDRÉS CAJIGAS CERÓN

ABSTRACT

Since Pontificia Bolivariana University has increased its wastewater discharges in recent years, due to the increasing student population, WWTP-UPB has been forced to deal with higher pollutant loads than usual ones. This has led to inefficient removal of organic matter and nutrients; for which the implementation of additional treatment units is necessary to strengthen the process and enforce the Decree 1594/84 and any requirements of the draft standard maximum permissible values by the MAVDT October 2010. This project focuses on assessing the current state of the WWTP-UPB tertiary system, for compliance with environmental regulations and the possibility of adapting, in that system, an aerobic reactor as additional treatment to the secondary system (Anaerobic plug flow reactor). The proposed treatment was adapted in a fraction of the tertiary system, It consisted of an activated sludge reactor without recirculation at pilot scale and its respective settler with *Eichhornia crassipes* located in its superficial area. During the tests realized to the aerobic system, there were found significant improvements over the current tertiary system, with removals up to 93,2 % of DBO, 91,9 % of DQO and 70 % of nitrogen; being a viable system to treat the effluent loads of the anaerobic reactor of the WWTP.

KEY WORDS: *Eichhornia crassipes*, Activated sludge, tertiary treatment, aerobic system, nutrients, organic matter

INTRODUCCIÓN

La generación de aguas residuales en el planeta ha provocado el deterioro de ecosistemas acuáticos y la escasez de fuentes hídricas; su elevada contaminación ha puesto en alerta a la sociedad en cuanto a la prevención de la pérdida del recurso. Por ello los gobiernos y las entidades ambientales, han implementado normas y regulaciones que obligan a la construcción de plantas de tratamiento de aguas residuales, que logren minimizar el impacto ocasionado por los desechos líquidos de las diferentes actividades antropogénicas.

Las plantas de tratamiento de aguas residuales actuales, deben ser alternativas sostenibles que aseguren el estado original de las aguas, implementando procesos eficientes, con bajo costo de operación y mantenimiento, y capacidades adecuadas; con el fin de obtener los resultados que exige la normatividad colombiana, dando cumplimiento a los valores máximos permisibles para vertimientos en cuerpos de agua receptores.

Cualquier proceso de depuración de agua residual se traduce en la solución de problemas ambientales comunes, en la que se busca recuperar el recurso para consumo humano y aprovechamiento en actividades económicas; empleando técnicas físicas, químicas y biológicas para lograrlo.

La Universidad Pontificia Bolivariana ha incrementado su comunidad y planta física en los últimos años, y por ende su producción de aguas residuales; disminuyendo la capacidad de tratamiento de la planta, lo que ocasionalmente provoca remociones por debajo de lo exigido en la legislación. De acuerdo a lo anterior, se indaga en una mejor alternativa que trabaje simultáneamente con el reactor anaerobio de flujo pistón existente, para garantizar mejores remociones de los constituyentes que deterioran el ecosistema receptor.

El presente proyecto está encaminado a mejorar las remociones de materia orgánica y nutrientes contenidos en las aguas residuales que provienen del reactor anaerobio (RAP) de la PTAR-UPB, mediante un estudio fisicoquímico de dos etapas, realizado en una fracción de los canales del sistema terciario.

El estudio consistió en determinar las eficiencias del sistema terciario actual de la PTAR en la fracción dispuesta, y posteriormente realizar una comparación con las eficiencias logradas en un sistema de lodos activados sin recirculación a escala piloto, propuesto como la alternativa de tratamiento adicional. Finalmente se determinó la viabilidad de este último, para formular su adecuación a escala real a lo largo del sistema terciario de la PTAR-UPB.

1. DELIMITACIÓN DEL PROBLEMA Y JUSTIFICACIÓN

La Universidad Pontificia Bolivariana - Seccional Bucaramanga, en el transcurso de los años ha realizado cambios en su infraestructura física debido al aumento de la población universitaria, lo cual ha incrementado su caudal y carga orgánica, produciendo ineficiencias en el tratamiento general de la PTAR.

El funcionamiento actual de la PTAR-UPB cumple parcialmente lo exigido en el reglamento de vertimientos (Decreto 1594/1984), teniendo en cuenta que en la última caracterización (mayo, 2012) la remoción de DBO_5 fue del 80% y en sólidos suspendidos del 77%. El tratamiento terciario es el responsable de cerca del 50% total de estas remociones. El efluente de la PTAR presenta además, altas concentraciones de nutrientes, impactando la quebrada Menzuly, lo cual significa potencial incumplimiento del proyecto de norma de valores máximos permisibles de vertimiento del MAVDT, expedido en 2010; y la posibilidad de sanciones por parte de la Corporación Autónoma Regional para la Defensa de la Meseta de Bucaramanga (CDMB) como ente regulador de la región.

La empresa EMPAS S.A. tiene proyectada la construcción de un colector de aguas residuales en las zonas aledañas, y se estima que su fase final beneficiaría a la UPB a finales de 2016. Por lo tanto, para la universidad no es económicamente factible contemplar la posibilidad de construir una nueva planta de tratamiento, siendo necesario optimizar el proceso en la infraestructura existente, utilizando un sistema aerobio posterior al sistema secundario actual (RAP), dando origen a un proceso combinado (anaerobio-aerobio) que ofrezca remociones completas y eficientes de los contaminantes, sin elevar costos.

Los sistemas combinados son procesos de tratamiento biológico en los que se integra las fortalezas del proceso aerobio y anaerobio, con el fin de reducir las limitaciones de costo y operación de cada uno de los sistemas por separado. Dichos sistemas ofrecen como ventaja su funcionamiento con cargas orgánicas muy altas, beneficio heredado del reactor anaerobio, y al mismo tiempo se genera un afluente de muy buena calidad a costos menores, lo que es más característico de un reactor aerobio (Suárez, 2010).

En un estudio previo a escala de laboratorio, se encontró que era viable implementar un reactor de lodos activados en los canales del sistema terciario; el cual alcanzaría remociones cercanas al 90% como tratamiento único, que permitirían cumplir con la normatividad actual y los valores de concentración planteados en el proyecto de norma. Sin embargo, con el prototipo anterior no se lograron establecer parámetros para escalar el diseño (Pérez, 2011).

El presente proyecto pretende mejorar el tratamiento de la PTAR en general, determinando la viabilidad de adaptación de un proceso de lodos activados en los canales del sistema terciario actual. Para lo cual se requirió realizar una investigación a escala piloto, que inicialmente comprendió el análisis del estado actual del sistema terciario en cuanto a remoción de nutrientes y materia orgánica. La segunda parte del estudio consistió en el seguimiento de un reactor de lodos activados con sedimentador convencional, conservando el Buchón de agua ubicado en la superficie de este último. Finalmente, se realizó la comparación entre los dos sistemas y se establecieron las ventajas del segundo sobre el primero, para realizar un planteamiento del sistema propuesto, a escala real.

2. OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GENERAL

Verificar la posibilidad de adaptación de una fracción de los canales existentes de la PTAR – UPB, como un sistema de lodos activados conservando el tratamiento terciario con Buchón de Agua para la depuración de aguas residuales provenientes del reactor anaerobio.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Formular teóricamente a escala piloto un reactor de lodos activados sin recirculación con sedimentación y tratamiento terciario.
- Evaluar la eficiencia del sistema propuesto respecto al sistema existente en los parámetros medidos (DBO, DQO, Nitrógeno y Fósforo).
- Determinar los parámetros necesarios para la adaptación de un sistema de lodos activados a escala real.

3. MARCO REFERENCIAL

3.1 ANTECEDENTES

La Universidad Pontificia Bolivariana, Seccional Bucaramanga, hace 14 años tiene en funcionamiento un sistema de dos reactores a flujo pistón (RAP). Inicialmente funcionó el reactor número uno de manera constante; el reactor número dos funcionaba cuando se presentaba el lavado de la planta física. En el 2010 los dos reactores operaron de manera simultánea, permitiendo aumentar la capacidad de tratamiento y mejorar resultados (Osorio, 2010).

Posterior al RAP, se implementó un tratamiento secundario, utilizando lagunas de tabiques con *Spirodela sp*; el cual fue evaluado para medir la eficiencia en remoción de nutrientes (nitrógeno y fósforo), coliformes totales y fecales. Se reportaron resultados eficientes hasta de 77,07% para nitrógeno amoniacal, 97,105% de fósforo total, 98,56% de coliformes fecales y 96,4% de coliformes totales (Gamarra *et al.*, 2005). En el 2008 se reemplazó la *Spirodela sp* por *Eichhornia crassipes*, obteniendo como resultado de esta modificación, remociones de 86,78% para DBO, 83,69% de SST, 51,44% de NTK y 56,48% de fósforo total (Camacho *et al.*, 2008).

En los últimos años el tratamiento de aguas residuales con plantas acuáticas, ha despertado un gran interés por su potencial en la depuración de las aguas. Estos sistemas han logrado proporcionar grandes remociones, no solamente de material orgánico y sólidos suspendidos; sino también de nutrientes, sales disueltas, metales pesados y patógenos (García, 2012).

Una de las macrófitas utilizadas en el tratamiento acuático es el Buchón de agua (*Eihhornia crassipes*); hallada dentro de las más estudiadas, debido a sus características depuradoras y facilidad de proliferación, especialmente en regiones tropicales y subtropicales (Novotny y Olem, 1994) citado por (Celis *et al.*, 2005).

El Buchón de agua es una de las macrófitas de mayor interés en investigaciones a escala real y a escala laboratorio en sistemas de tratamiento; ha alcanzado remociones de DBO₅ en el orden de 95%, y hasta 90,2% para DQO. En el caso de sólidos suspendidos, se registran disminuciones con valores que se encuentran en el rango de 21% y 91%. En cuanto al fósforo total y nitrógeno total, se han logrado máximas remociones de 91,7% y 98,5% respectivamente (Martelo *et al.*, 2012).

El proceso de lodos activados es un tratamiento aerobio empleado aproximadamente hace un siglo, utilizado para la depuración de aguas residuales industriales y domésticas. Surgió de manera empírica, pero en los años sesenta

se integró como una solución formal dentro de los diseños de sistemas secundarios, en los que se observó reducción de materia orgánica y formación de floc biológico en tanques de aireación en un tiempo determinado, lo que sería el principio básico de estos procesos (Ramalho, 1996).

El tratamiento de lodos activados convencional está enfocado a las aguas residuales domésticas, logrando remociones significativas de DBO, pero bajas en nutrientes; es por esto que se combina con otros procesos para lograr mejores resultados (Finamore *et al.*, 1999).

En el 2011, un estudio realizado en la Universidad Pontificia Bolivariana, Seccional Bucaramanga, evaluó la posibilidad de convertir una fracción del tratamiento terciario PTAR-UPB en un sistema de lodos activados (Reactor Aerobio-Sedimentador) a escala laboratorio. El sistema fue capaz de soportar concentraciones de DQO altas, iguales a 788,16 mg/L, además de lograr remociones hasta del 94% con adecuadas condiciones ambientales y operativas. El sedimentador posterior al sistema, resultó ser una alternativa con remociones superiores al 90%, cumpliendo con el Decreto 1594 de 1984 y el proyecto de norma propuesto por MAVDT. Dicho sistema de lodos activados no logró remociones importantes de nitrógeno y fósforo, obteniendo concentraciones promedio de 35,35 y 15 mg/L respectivamente, e incumpliendo con los objetivos normativos. Debido a los resultados obtenidos, se introdujo el Buchón de agua, cuya operación consistió en labores periódicas de cosecha, que lograron remociones de fósforo hasta de 67,7% (Pérez, 2011).

Los sistemas biológicos integrados (anaerobio-aerobio) han sido implementados en los últimos años en el tratamiento de aguas residuales, como alternativa eficaz en cuanto a remociones de la DBO y DQO, con una depuración adicional de nutrientes (Melgoza, 2007).

Los sistemas combinados, como un digestor anaerobio de flujo ascendente DAFA, mezclado con un sistema de lodos activados (aerobio); pueden producir efluentes con excelente calidad. Así mismo se puede obtener valores de DBO inferiores a 10 mg/L y reducción de nutrientes en el efluente (Van Haandel, 1993) citado por (Mansur, 2000) (Correal, 2002).

Rincón *et al.* (2004), realizaron la “Combinación de tratamientos anaerobio-aerobio de aguas provenientes de la industria petrolera venezolana”. Utilizaron dos reactores en serie; anaerobio con lecho de lodo de flujo ascendente (UASB), seguido del aerobio por carga secuencial (SBR), utilizando un TRH de 24 horas para cada tratamiento. El estudio alcanzó un 95% de remoción total para las aguas de producción de petróleo liviano. La efectividad del sistema integrado permitió ser una alternativa viable para tratar aguas de procesos petroleros; reduciendo concentraciones de DQO, hidrocarburos totales y fenoles.

Rodríguez *et al.* (2005) del Centro Nacional de Investigaciones Científicas de Cuba, Ciudad de La Habana, realizaron el estudio “Tratamiento combinado (anaerobio-aerobio) para la decoloración de la vinaza de destilería”. Aplicaron un tratamiento anaerobio metanogénico, implementando lodo granular, seguido de un tratamiento aerobio utilizando el hongo *Pleurotus sp*, con el fin de reducir el color y la DQO. El sistema combinado favoreció la decoloración de la vinaza y la remoción de la DQO de 70% aproximadamente; además de ello, el hongo *Pleurotus sp* pudo reducir el color hasta un 90% y los compuestos tóxicos como el fenol presentes en el agua residual.

Anzola *et al.* (2008), con el artículo “Actividad metanogénica específica (AME) en un reactor anaerobio-aerobio aplicado al tratamiento de agua residual doméstica”, estudiaron el comportamiento de los microorganismos en un sistema Anaerobio-Aerobio de lecho fijo con diferente recirculación, a razón de 0,5 y 1,5 en la fase líquida, para la remoción de carbono y nitrógeno. Los resultados de O₂ mostraron que no afecta la metanogénesis, lo que favoreció al aumento de la velocidad y la producción de CH₄. El reactor anaerobio-aerobio ayudó a la actividad metanogénica en las dos formas de recirculación, indicando que el sistema combinado puede ser efectivo para sostener las bacterias anaerobias estrictas, así como las aerobias en condiciones de O₂ disuelto.

Quintín (2011), realizó el diseño de una “Planta de tratamiento de aguas de la industria papelera” de la Universidad de Zaragoza (España). Implementó un tratamiento anaerobio/aerobio, mejorando la estabilidad de las cargas de DQO en comparación a un tratamiento aerobio, garantizando un efluente dentro de los límites permisibles de vertimiento por la legislación española. Los resultados registraron remociones eficientes y reducciones en la producción de lodos.

3.2 MARCO TEÓRICO

3.2.1 Características de las aguas residuales.

Las características de las aguas residuales varían según su origen y la magnitud del caudal aportante, donde las cargas equivalentes o contribuciones per cápita por día, cambian de una ciudad a otra y de un país a otro. No obstante, es importante conocer las características físicas, químicas y biológicas; por esto es necesario caracterizar las aguas residuales con programas de muestreo, controles de calidad y un análisis de laboratorio apoyado por los métodos estándar que garanticen exactitud y precisión en los resultados (Romero, 1999).

Las aguas residuales son portadoras de materia orgánica, inorgánica y microorganismos. Los principales microorganismos presentes son las bacterias,

hongos, algas, protozoos, gusanos, rotíferos, crustáceos y virus (Hernández, 1998). También suele contener nutrientes que estimulan el desarrollo de plantas acuáticas (Metcalf & Eddy, 1996).

Las aguas residuales impactan la calidad de los cuerpos de agua, perjudicando el uso adecuado de los mismos. La tabla 1 muestra los contaminantes más importantes y sus impactos ambientales (Romero, 1999).

Tabla 1. Contaminantes de importancia en aguas residuales.

CONTAMINANTE	IMPACTO AMBIENTAL
Materia orgánica biodegradable (DBO, DQO)	Desoxigenación del agua y generación de olores indeseables.
Materia suspendida (SST, SSV)	Causa turbiedad en el agua; deposita lodos.
Amoniaco ($\text{NH}_4^+ - \text{N}$)	Desoxigena el agua, es tóxico para organismos acuáticos y puede estimular el crecimiento de algas.
Fósforo (Ortofosfatos)	Puede estimular el crecimiento de algas.
Energía térmica (Temperatura)	Reduce la concentración de saturación de oxígeno en el agua, acelera el crecimiento de organismos acuáticos.
Iones de hidrógeno (pH)	Riesgo potencial para organismos acuáticos.

Fuente: Romero, 1999.

Los programas de muestreo según Crites & Tchobanoglous (2000), se emprenden con el fin de obtener:

- Datos operacionales de rutina sobre el desempeño general de la planta.
- Datos para documentar el desempeño de un determinado proceso u operación.
- Datos para implementar programas nuevos propuestos.
- Datos para reportar cumplimiento de las normas.

Los siguientes puntos deben especificarse en el plan de garantía de calidad (Crites & Tchobanoglous, 2000):

- Plan de muestreo: Número de puntos de muestreo, número y clase de muestras, intervalo de tiempo entre la toma de muestras.

- Clase de tamaño de muestras: Toma de muestras, muestras compuestas o muestras integradas, tamaño de muestra.
- Rotulados y cuidado de las muestras: Identificación de cada muestra con rótulos, sellamiento, registro en el libro de campo, diligenciamiento de la orden de solicitud de análisis, entrega de la muestra en el laboratorio, recepción de la muestra y orden del análisis de la muestra.
- Métodos de muestreo. Técnicas y equipos específicos usados en el muestreo.

3.2.1.1 Características Físicas del Agua residual.

Las aguas residuales presentan un contenido total de sólidos que abarcan: la materia en suspensión, la materia sedimentable, la materia coloidal y la materia disuelta; las cuales pueden afectar la calidad del efluente. Otras características físicas como el olor, la temperatura, la densidad, el color y la turbiedad también alteran la composición del agua (Metcalf & Eddy, 1996).

La clasificación y descripción de los sólidos en el agua residual se definen en la tabla 2.

Tabla 2. Definiciones para sólidos encontrados en aguas residuales.

PRUEBA	DESCRIPCIÓN
Sólidos totales (ST)	Residuo remanente después de muestra evaporada y secada a una temperatura específica (103 a 105 °C).
Sólidos volátiles totales (STV)	Sólidos que pueden ser volatilizados e incinerados cuando los sólidos totales son calcinados a 500 ± 50 °C.
Sólidos suspendidos totales (SST)	Fracción de sólidos totales retenidos sobre un filtro con un tamaño de poro específico, medido después del secado a una temperatura específica.
Sólidos suspendidos volátiles (SSV)	Sólidos volatilizados e incinerados cuando los sólidos suspendidos totales son calcinados a 500 ± 50 °C.
Sólidos sedimentables	Sólidos suspendidos, expresados como mililitros por litros, que sedimentarán por fuera de la suspensión dentro de un periodo de tiempo específico.

Fuente: Metcalf & eddy, 1996.

Los sólidos totales incluyen todos los sólidos existentes en las aguas residuales; de los cuales el 50% es material orgánico sujeto a degradación (Vázquez, 2003). Son un parámetro crítico en el diseño de sistemas de manejo, bombeo y en la caracterización del agua residual. Los sólidos totales volátiles son un porcentaje

de los sólidos totales, usados en el diseño de fórmulas para los procesos de tratamiento (Quintero *et al.*, 2002).

3.2.1.2 Características Químicas del Agua residual.

Según Metcalf & Eddy (1996), las características químicas de las aguas residuales son las siguientes:

- La materia orgánica.
- La medición del contenido orgánico.
- La materia inorgánica.
- Los gases presentes en el agua residual.

3.2.1.3 Características Biológicas del Agua residual.

Los tipos de microorganismos que se encuentran en el agua residual, dependen de sus características celulares. Estos son los encargados de captar la energía solar y convertirla en los ciclos del carbono, oxígeno, nitrógeno y de otros elementos necesarios para la biota. Su importancia radica en su contenido orgánico, su patogenicidad, el uso como indicadores de contaminación y como ejecutores de tratamiento biológico (Romero, 1999).

3.2.2. Tratamiento de las aguas residuales.

A medida que la población aumenta, se incrementa la generación de desechos líquidos, por lo cual se debe garantizar control de los vertimientos a fuentes hídricas, mediante tratamientos que eliminen y minimicen los riesgos a la salud y los daños al medio ambiente. Dichos tratamientos se dividen en: preliminares, primarios, secundarios y tratamiento terciario o avanzado de aguas residuales; los cuales incluyen procesos de tipo físico, químico o biológico (Romero, 1999).

En la selección de los procesos de tratamiento de las aguas residuales se debe tener en cuenta los siguientes factores (Ramalho, 1996):

- Características del agua residual.
- Calidad del efluente requerido.

- Coste y disponibilidad del terreno.
- Consideración de futuras ampliaciones.

3.2.2.1 Tratamiento preliminar.

El tratamiento preliminar elimina principalmente sólidos suspendidos gruesos (materiales de gran tamaño y arena); su remoción se realiza con el fin de proteger los dispositivos de transporte del agua residual (bombas y tuberías) y las unidades de tratamiento posteriores (Sperilling & Chernicharo, 2005).

El tratamiento preliminar ocurre a través de una secuencia de unidades de tratamiento (tamizado grueso, tamizado fino, dilaceración, homogenización de caudales), modificando la distribución del tamaño de partículas presentes en el agua residual (Crites & Tchobanoglous, 2000).

3.2.2.2 Tratamiento primario.

Es un tratamiento físico que separa los elementos sólidos contenidos en el agua, tendentes a dañar las bombas y la maquinaria empleada. Los sólidos se eliminan por medio de rejillas o barras verticales (Hernández, 1998).

El tratamiento primario remueve sólidos suspendidos sedimentables, DBO (asociada a sólidos sedimentables en suspensión) (Sperilling & Chernicharo, 2005) y organismos patógenos; mediante sedimentación u otro medio. Este proceso constituye un método de preparación del agua, antes de iniciar el tratamiento secundario. El tratamiento primario remueve alrededor del 60% de los sólidos suspendidos y alrededor de 35 a 40% de la DBO (Romero, 1999).

3.2.2.3 Tratamiento secundario.

El tratamiento secundario elimina principalmente materia orgánica disuelta (DBO soluble o filtrada) y materia orgánica suspendida (partículas suspendidas o DBO), que no son eliminadas en el tratamiento preliminar y primario (Sperilling & Chernicharo, 2005).

Típicamente el tratamiento secundario corresponde a sistemas biológicos, que se implementan para acelerar procesos naturales, como la descomposición de contaminantes orgánicos degradables, en un tiempo corto. Aunque el tratamiento secundario reduce más del 85% de DBO₅ y sólidos suspendidos, no anula

cantidades de nitrógeno, fósforo o metales pesados, ni elimina por completo las bacterias y los virus patógenos (Davis & Masten, 2005).

3.2.2.4 Tratamiento terciario.

También conocido como tratamiento avanzado. Sus procesos alcanzan la remoción de compuestos que permanecen en el efluente después del tratamiento secundario convencional; reducen sólidos suspendidos, materia orgánica, nitrógeno, fósforo, metales pesados y DQO soluble. Eliminan también, iones inorgánicos como el calcio, potasio, sulfato, el nitrato y el fosfato (Hernández, 1998).

Los procesos disponibles para el tratamiento terciario son los siguientes:

- Filtración
- Adsorción con carbón
- Eliminación de fósforo
- Control de nitrógeno
- Arrastre de amoníaco

El tratamiento terciario además de resolver problemas de contaminación, puede mejorar la calidad de la descarga, hasta convertir el agua en un recurso reutilizable, en lugar de ser desechado (Davis & Masten, 2005).

3.2.2.5 Tratamiento biológico.

El tratamiento biológico estabiliza la materia orgánica del agua de desecho, coagula y remueve los sólidos coloidales que no se sedimentan, y se encarga de remover nitrógeno y fósforo total. Comprende la conversión de la materia orgánica carbonácea disuelta y en estado coloidal, en diferentes gases y tejidos celulares; la formación de copos biológicos compuestos de materia celular y coloidal y su posterior remoción a través de sedimentación por gravedad (Crites & Tchobanoglous, 2000).

Las bacterias y otros microorganismos presentes en el tratamiento biológico, destruyen y metabolizan el material orgánico soluble y coloidal, alcanzando concentraciones inferiores a 100 mg/l. La velocidad de degradación de contaminantes depende principalmente de la cantidad de microorganismos presentes en el agua de desecho (Rigola, 1989). La microbiota responsable de los procesos biológicos depende de condiciones externas que garantizan su desarrollo, como el tipo de agua residual y los materiales orgánicos presentes. Los

sistemas más usuales de tratamiento biológico son: lodos activados y filtros bacterianos (Villaseñor, 2001).

Los microorganismos más utilizados en el tratamiento biológico de las aguas residuales son (Sans & Ribas, 1989):

- Bacterias
- Hongos
- Protozoos
- Algas
- Rotíferos
- Crustáceos
- Virus

Las bacterias son los organismos más importantes del proceso biológico; son excelentes oxidantes de materia orgánica y capaces de formar una capa floculenta gelatinosa de buenas características, para la remoción de materia orgánica.

La temperatura óptima para la actividad microbiana se sitúa entre los 25° y 35°C; tiene un papel importante en el crecimiento y supervivencia de las bacterias (Crites & Tchobanoglous, 2000). Según los intervalos de temperatura para su desarrollo, las bacterias se pueden clasificar en: psicrófilas (12 a 18°C), mesófilas (25 a 40°C) y termófilas (55 a 65°C) (Aragón, 2009).

En el tratamiento biológico, el crecimiento de los microorganismos se logra si se provee de manera apropiada, las siguientes consideraciones ambientales (Romero, 1999):

- Nutrientes suficientes.
- Ausencia de compuestos tóxicos.
- Condiciones ambientales apropiadas.
- Proceso aerobio.

Los principales procesos utilizados en el tratamiento biológico, en cuanto el tipo de microorganismo son: aerobios, anaerobios, anóxicos, y una combinación de procesos aerobios con anóxicos o anaerobios.

Proceso anaerobio: El proceso anaerobio o fermentación, es la degradación de compuestos orgánicos en ausencia de oxígeno libre. La materia orgánica oxidada, se utiliza en la síntesis energía requerida para el crecimiento y mantenimiento de los organismos anaerobios. La producción de energía es menos eficiente que en el proceso aerobio, puesto que en el catabolismo anaerobio, la energía que se libera queda retenida en los productos finales reducidos. La digestión anaerobia se lleva a cabo con aceptadores de electrones como los nitratos, sulfatos y CO₂ en

la oxidación biológica; siendo los productos finales, metano, CO₂, H₂S, y agua (Romero, 1999).

Frente a los procesos aerobios, los sistemas anaerobios presentan ventajas como la producción de biogás que puede ser aprovechado en la planta de tratamiento y el no requerir aireación. Además, estos procesos son de tasa alta de síntesis celular, por consiguiente, de poca generación de lodos; lo cual reduce costes en el tratamiento y vertido (Martí, 2006). El lodo producido es razonablemente estable, y puede secarse y disponerse por métodos convencionales sin suministro de oxígeno. Estos procesos usan poca energía eléctrica y son especialmente adaptables a aguas residuales de alta concentración orgánica (Romero, 1999).

Proceso aerobio: Es un proceso de respiración de oxígeno, en el cual el oxígeno libre es el único aceptador final de electrones; este es reducido y el carbono es oxidado, al igual que la materia orgánica e inorgánica.

Las bacterias son los organismos más importantes en el tratamiento aerobio de las aguas residuales, son excelentes oxidantes de la materia orgánica.

En la oxidación biológica aerobia, el O₂ libre es esencial para los organismos aerobios como agente para la oxidación de compuestos orgánicos, obteniendo CO₂. El oxígeno es fundamental en la obtención de energía requerida para el crecimiento de microorganismos aerobios, que finalmente son los responsables de la mineralización del residuo.

Este proceso se ejecuta con el fin de obtener la energía necesaria para la síntesis del tejido celular nuevo. La falta de materia orgánica efectúa la respiración endógena en el tejido celular y se convierte en producto gaseoso y energía para mantenimiento. Las tres reacciones esenciales en el proceso aerobio son: catabolismo, en la que se efectúa la oxidación o descomposición; anabolismo, donde se realiza la síntesis o asimilación; y autólisis, que es la respiración endógena o autooxidación. Dichas reacciones ocurren de manera simultánea (Romero, 1999).

Remoción biológica del fósforo: En la práctica, la remoción biológica de fósforo se logra al secuenciar y producir las condiciones ambientales apropiadas dentro de los reactores. Bajo condiciones anaerobias, un número de organismos responde a los ácidos grasos volátiles (AGV) que están presentes en las aguas residuales afluentes, liberando el fósforo almacenado (Jenkins & Hermanowicz, 1997). Cuando una zona anaerobia es seguida de una zona aerobia, los microorganismos muestran una toma de fósforo por encima de los niveles normales, el cual no solo utilizan para el mantenimiento de la célula, la síntesis y el transporte de energía, sino que es almacenado para su uso posterior. El lodo

que contiene el exceso de fósforo es purgado o removido y tratado en una corriente paralela para liberar dicho exceso. La liberación de fósforo ocurre bajo condiciones anóxicas. Por tanto la remoción biológica de fósforo, requiere tanto reactores con condiciones aerobias como anaerobias (Crites & Tchobanoglous, 2000).

Existen algunos factores ambientales que intervienen en la eliminación biológica del fósforo (Villaseñor, 2001) (Tabla 3).

Tabla 3. Factores que intervienen en la eliminación biológica del fósforo.

FACTOR	DESCRIPCIÓN
Temperatura	Afecta directamente la velocidad de crecimiento de los microorganismos. La dependencia de las bacterias responsables de este proceso, a la temperatura, es menor que en el caso de las nitrificantes; a temperaturas de 20°C, crecen aproximadamente el doble que las últimas. A temperaturas moderadas (15- 18°C) es posible la eliminación biológica del fósforo sin nitrificación. Por otro lado, ciertos estudios han demostrado mayor efectividad a 5°C que a 15°C (Shell, 1981).
Oxígeno Disuelto	El oxígeno, por su efecto sobre las relaciones NADH/NAD ⁺ y ATP/ADP en el metabolismo de la materia orgánica y de los polifosfatos, debe encontrarse ausente de la fase anaerobia.
Carga Orgánica (DQO)	Se ha demostrado la importancia de una fuente suficiente de DQO para la eliminación biológica del fósforo. Un aumento de DQO fácilmente degradable en el agua residual, favorece la formación de PHB (polihidroxibutirato). Esto inmediatamente origina una mayor cantidad de fósforo redissuelto al agua. Finalmente, la respuesta en la fase aerobia, es una toma de fosfatos más rápida y en mayor cantidad (Fukase y col, 1984; Arvin y kristensen, 1985).

Fuente: Adaptado de Shell, 1981; Fukase y col, 1984; Arvin y kristensen, 1985; Villaseñor, 2001.

Remoción biológica del nitrógeno: El nitrógeno puede estar presente en las aguas residuales de varias maneras; por ejemplo, en forma orgánica, amoníaco, nitritos o nitratos. La mayoría del nitrógeno disponible en las aguas residuales, se presenta en forma orgánica o de amoníaco.

El nitrógeno puede retirarse de las aguas residuales sacando las células del sistema. Sin embargo, en la mayoría de las aguas residuales, hay más nitrógeno del que puede ser asimilado por el tejido celular. La remoción de nitrógeno se logra con un proceso de conversión de dos pasos, nitrificación-denitrificación.

Durante el tratamiento biológico, una porción importante de nitrógeno orgánico se convierte en nitrógeno amoniacal, una parte de la cual se incorpora a las células biológicas que son extraídas del flujo de agua tratada antes de la descarga, lo que corresponde a cerca del 20% del nitrógeno entrante (Crites & Tchobanoglous, 2000).

⇒ **Nitrificación:** Es el proceso microbiológico en que se convierte el ion amonio a nitrito, y posteriormente a nitrato, por medio de microorganismos autótrofos (usan el CO₂ como fuente de carbono). Las bacterias conocidas como *Nitrosomonas* oxidan el ion amonio a nitrito, y luego el nitrito es oxidado a nitrato por las bacterias *Nitrobacter*. Las bacterias nitrificantes son un grupo homogéneo de bacterias con bajo coeficiente de crecimiento, debido su la poca energía obtenida durante las oxidaciones del ion amonio y del nitrito.

En la nitrificación, por cada gramo de nitrógeno amoniacal eliminado (Teira, 1996) citado por (Villaseñor, 2001):

- Se consumen 4,3 g de O₂.
- Se forman 0,15 g de nuevas células.
- Se consumen 7,14 g de alcalinidad.
- Se consumen 0,08 g de carbono en forma de CO₂.

⇒ **Denitrificación:** La denitrificación se lleva a cabo en un medio anóxico, en cual el nitrato es utilizado como aceptador de electrones, en lugar del oxígeno (Salazar, 2001). El nitrato se reduce a nitrógeno molecular (N₂) y se produce casi el doble de energía que la generada por la reducción disimilativa del nitrato para formar amonio. La concentración de nitrato afecta los productos de la denitrificación; cuando es elevada predomina el nitrógeno molecular (N₂), mientras que cuando es baja predomina el N₂O (Gonzalez y Vera, 2006).

En el proceso de denitrificación, las bacterias denitrificantes obtienen energía para su crecimiento de la conversión de nitratos en nitrógeno gaseoso, utilizando una fuente de carbono para la síntesis celular.

A diferencia de la nitrificación, la denitrificación puede ser realizada por varios organismos. Algunas de las bacterias denitrificadoras comunes son la *Achromobacter*, *Bacillus*, *Aerobacter*, *micrococcus*, *Alcaligenes*, *Flavobacterium*, *Proteus*. Los organismos denitrificadores son facultativos, es decir, que son capaces de utilizar el oxígeno o nitrato como aceptores de electrones.

En la nitrificación y denitrificación existe una serie de factores que actúan sobre la cinética de estos procesos (Tabla 4).

Tabla 4. Factores que actúan sobre la cinética de la nitrificación y la denitrificación.

FACTOR	PROCESO	
	Nitrificación	Denitrificación
Temperatura	Es un factor importante en el proceso de nitrificación. La tasa de nitrificación disminuye cuando se presenta un descenso de la temperatura, puesto que debajo de 10°C disminuye la velocidad del proceso; mientras que aumenta de forma proporcional a temperaturas por encima del mismo valor. Por otro lado, se puede decir que la tasa de crecimiento de las bacterias nitrificantes aumenta dentro del rango de 8°C a 30°C (Gerardi, 2002), (Gonzales <i>et al.</i> , 2010) citado por (Zornoza <i>et al.</i> , 2012).	
pH	Activa y desactiva las bacterias nitrificantes, debido a que bloquean los centros activos (Villaseñor, 2001). El pH óptimo del proceso de nitrificación está entre 7,5 – 8,6 unidades (Atlas <i>et al.</i> , 2002) citado por (Trinidad, 2006).	El pH óptimo para la denitrificación, se encuentra en el intervalo de 7 – 9 unidades; aunque el proceso puede efectuarse a valores próximos a 11. El pH tiene influencia sobre el producto final de la denitrificación, de manera que si el pH está por encima de 7,3 unidades, el producto final es N ₂ ; y si está por debajo, el producto final será N ₂ O (Dewilche, 1976) citado por (Villaseñor, 2001).
Oxígeno Disuelto	Las bacterias nitrificantes son sensibles a concentraciones bajas de oxígeno disuelto; su concentración debe estar por encima de 2 mg/L. Las limitaciones difusionales juegan un papel importante en	Es un regulador importante de la actividad denitrificante. El rendimiento energético de la denitrificación es ligeramente inferior al de la respiración aerobia (Delwiche, 1976). La denitrificación se puede inhibir cuando existen cantidades

	<p>la concentración de oxígeno en las inmediaciones de los microorganismos, debido a que el tamaño de los flóculos tiene influencia en la concentración de oxígeno disponible.</p> <p>En sistemas con bajas edades de lodo y alta carga, el consumo de oxígeno es elevado y se pueden crear deficiencias en el interior de los flóculos, ante las cuales las bacterias nitrificantes son mucho más sensibles que las heterótrofas (Villaseñor, 2001).</p>	<p>medibles de oxígeno, a partir de 2 mg/L (Salazar, 2001).</p>
Alcalinidad		<p>La denitrificación aumenta la alcalinidad del agua. Por cada mol de nitrato convertido, se produce un equivalente de alcalinidad de 3,57 g CaCO₃ (Villaseñor, 20019), (González <i>et al.</i>, 2010).</p>

Fuente: Adaptado de Zornoza *et al.*, 2012; Atlas *et al*, 2002 citado por Trinidad, 2006; Villaseñor, 2001; Salazar, 2001; González *et al.*, 2010.

3.2.3 Proceso de lodos activados.

El proceso de lodos activados se desarrolló en Inglaterra en 1914 por Adén y Locket (Romero, 1999); es un tratamiento biológico de tipo secundario (Di Marzio ,2004). El proceso proviene de la producción de masa activada de microorganismos capaces de estabilizar un residuo por vía aerobia (Aragón, 2009).

El sistema de lodos activados consiste en una masa floculenta suspendida de microorganismos, materia orgánica muerta y materia inorgánica; que posee una superficie altamente activa de materiales coloidales y suspendidos, a la cual debe su nombre de *activado*. El resultado es una parte de materia orgánica sujeta a descomposición biológica, transformada en compuestos inorgánicos; y otra parte convertida en lodo activado (Davis & Masten, 2005).

Las aguas residuales crudas fluyen en el tanque de aireación con su contenido de materia orgánica (DBO) como suministro alimenticio. Las bacterias metabolizan los residuos en nuevas bacterias, utilizando el oxígeno disuelto y liberando dióxido de carbono. La mezcla líquida (aguas residuales con floc biológico suspendido) es

separada en el tanque de sedimentación secundaria, descargando un efluente clarificado (Romero, 1999); la biomasa es separada del sedimentador gracias a la capacidad que tiene el lodo de sedimentar y flocular (Sperilling & Lemos Chernicharo, 2005).

El proceso de lodos activados, es estrictamente aerobio, puesto que el floc microbial se mantiene siempre en suspensión en la mezcla aireada del tanque, en presencia de oxígeno disuelto. Como prerrequisito del proceso, el agua residual debe estar en contacto íntimo con una cantidad óptima de floc biológico activo en presencia de oxígeno, durante un periodo de tiempo conveniente (Romero, 1999).

3.2.3.1 Microbiología de lodos activados.

La población microbiana responsable del tratamiento en los sistemas de lodos activados, comprende esencialmente bacterias y protozoos. Las bacterias son las encargadas de la descomposición del material orgánico, mientras los protozoos consumen las bacterias dispersas que no floculan (Hernández, 1998).

Los microorganismos en el proceso de lodos activados cumplen dos funciones importantes: depurar metabolizando la materia orgánica presente en el agua residual, y otorgar la estructura a los flóculos que sedimentan por gravedad en el sedimentador final. Las bacterias presentes en el lodo activado, remueven la materia orgánica disuelta principalmente en su contenido de carbono, nitrógeno y fósforo (Di Marzio, 2004).

Los principales organismos en el tanque de aireación de sistemas de lodos activados son Bacterias, Protozoos, y metazoos.

Bacterias: Constituyen la mayor parte de la población microbiana y la más importante en los sistemas de tratamiento de aguas residuales. Sus diferentes actividades bioquímicas, les permiten metabolizar gran parte de los compuestos orgánicos que se presentan en el agua residual. Algunas bacterias aportan en el proceso de floculación, gracias su capacidad generadora de flóculos; los lodos sedimentan mejor y producen un efluente más claro y de mejor calidad (Vilaseca, 2001).

Las bacterias nitrificantes son el principal organismo de producción del lodo activado por su facilidad en la formación del floc biológico. Por otro lado, se encuentran las bacterias filamentosas, capaces de afectar las características de sedimentabilidad, generando lodo flotante e impidiendo la eficacia del proceso en general (Romero, 1999).

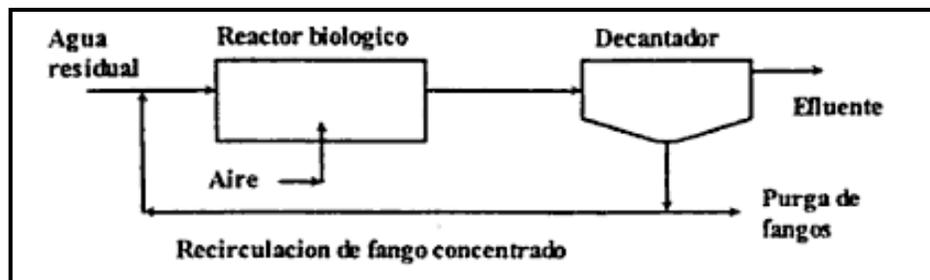
Protozoos: Son organismos que pueden metabolizar alimentos tanto solubles como insolubles. Reducen la población bacteriana y las concentraciones de materia orgánica, mejorando la calidad del efluente. Son los organismos más abundantes en los lodos activados. Actúan eliminando las bacterias no floculadas, es decir, consumen las bacterias libres o no formadoras de flóculos. Son un buen indicador de toxicidad, debido a que son muy sensibles a los compuestos tóxicos y a los cambios de oxígeno; son indicadores del funcionamiento de la planta. Los protozoos más encontrados en un sistema de lodos activados son las sarcodinas, flagelados y ciliados (Vilaseca, 2001).

Metazoos: En el lodo activado, estos microorganismos se encuentran en menor cantidad respecto a los protozoos. Entre los metazoos se hallan los rotíferos y nematodos (Vilaseca, 2001).

3.2.3.2 Sistema convencional de lodos activados.

El proceso de lodos activados convencional (Figura 1) lo constituye un reactor biológico aerobio (mezcla completa o flujo pistón), en el cual se consume la materia orgánica del agua residual; y un decantador en donde se separan los microorganismos del agua tratada. La mayor parte de los microorganismos sedimentados, son devueltos al reactor biológico a través de una corriente de recirculación de fangos; mientras que parte de ese lodo de retorno, es eliminado del sistema (corriente de purga) con el fin de mantener una biomasa constante (Villaseñor, 2001).

Figura 1. Proceso convencional de lodos activados.



Fuente: Villaseñor, 2001

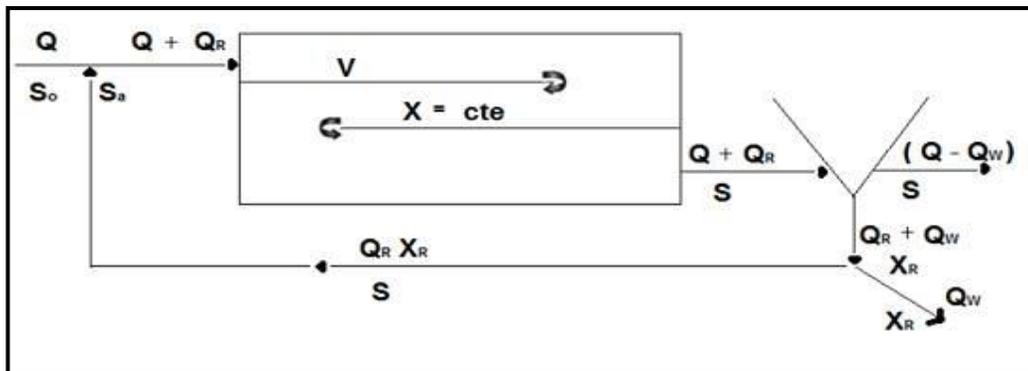
En este proceso, los microorganismos se mezclan completamente con la materia orgánica contenida en el agua, la cual no es otra cosa que el alimento empleado en su desarrollo, si se tienen condiciones ambientales apropiadas. A medida que los microorganismos crecen y se mezclan por la agitación del aire, se agrupan entre sí (floculan) y forman una masa activa de microbios (masa floculenta biológica) llamada lodo activado.

La mezcla del lodo activado con el agua residual involucrada, se le conoce como licor mezclado o licor mixto. Dicha mezcla pasa por un sedimentador secundario donde el lodo activado se sedimenta y se separa (Davis & Masten, 2005).

3.2.3.3. Modelo de Flujo Pistón.

El modelo de flujo pistón (Figura 2) consiste en una mezcla completa en la sección transversal del flujo, sin ninguna mezcla en la dirección longitudinal. En este modelo, el valor de la edad de lodos depende del tiempo de retención hidráulico (Θ), debido a influencia de las características de asentamiento de la biomasa. Si la cantidad del lodo de desecho baja, la concentración de biomasa dentro del reactor aumenta hasta exceder la concentración aceptable, proporcionando una sedimentación adecuada de sólidos suspendidos (Romero, 1999).

Figura 2. Modelo de flujo a pistón.



Fuente: Romero, 1999

3.2.3.4 Reactor de lodos activados sin recirculación.

En un reactor de esta clase, la concentración de sólidos en suspensión del reactor, es similar a la de entrada; sin embargo, aumenta con los sólidos en suspensión desprendidos de la biopelícula (Ríos, 2013). Un proceso de lodos activados sin recirculación, está constituido por una laguna aireada artificialmente con difusores (Tejero, 2011).

Lagunas aireadas: Corresponden a un tratamiento biológico, en el cual se introduce el oxígeno necesario con aireadores de superficie o mediante difusores. El proceso es el mismo que el de los lodos activados, manteniendo los sólidos en suspensión durante la transformación biológica (Sans & Ribas, 1989), sin embargo

difieren en la recirculación del lodo biológico presente; lagunas aireadas son sistemas sin reciclado de lodos (Ramalho, 1996).

Las lagunas aireadas permiten remociones de DBO mayores del 90% y remociones de coliformes fecales del 90% al 95% (Romero, 1999).

3.2.3.5 Consideraciones de operación de un sistema de lodos activados.

Los parámetros principales de operación de los procesos de lodos activados son el Tiempo de Retención Celular o Edad del Lodo (TRC), y la relación alimento microorganismo (F/M).

El tiempo de retención celular, se define como el tiempo medio de permanencia del lodo en el proceso. Este parámetro tiene influencia en el rendimiento de la eliminación del material orgánico y los nutrientes, así como en el consumo del oxígeno disuelto (Camacho, 2001).

Es el parámetro más usado en el diseño de lodos activados, puede definirse con base en el volumen del tanque de aireación. Un valor apropiado da como resultado un efluente estable y de alta calidad; y un lodo generado con excelentes características de sedimentación (Romero, 1999).

$$\theta_c = \frac{VX}{Q_w X_R + Q_e X_e}$$

En donde:

V: Volumen del tanque de aireación, m³.

X: Concentración de SSV en el tanque de aireación (SSVLM), mg/L.

Q_w: Caudal del lodo dispuesto, m³/día.

W_R: Concentración de SSV en el lodo dispuesto, mg/L.

Q_e: Caudal del efluente tratado, m³/día.

X_e: Concentración de SSV en el efluente tratado, mg/L.

La relación alimento/microorganismo (A/M), es un indicador de la carga orgánica (DBO) por unidad de masa microbiana en el tanque de aireación (Romero, 1999).

$$\frac{A}{M} = \frac{Q S_o}{V X} = \frac{S_o}{X \theta}$$

En donde:

Q: Caudal, m³/día.

S₀: DBO del agua residual, mg/L.

V: Volumen del líquido en el tanque, m³.

X: SSVLM en el tanque, mg/L.

Otros parámetros de operación de un sistema de lodos activados, según Romero (1999), son:

- Tiempo de aireación (θ).
- Índice volumétrico de lodo (IVL).

El tiempo de retención hidráulico (θ) es función del volumen del tanque de aireación y el caudal entrante al sistema. En procesos sin recirculación de lodos, este parámetro es a su vez el tiempo de retención celular.

$$\theta = \frac{V}{Q}$$

El índice volumétrico de lodo (índice de Mohlman) se define como el volumen ocupado por un gramo de lodo activado seco, después de sedimentar el licor aireado durante 30 minutos es una probeta de un litro.

$$IVL = \frac{\text{ml de lodo sedimentado en 30 minutos} \times 1000}{\frac{\text{mg}}{\text{L}} \text{ de SSLM}}$$

Aireación en el sistema de lodos activados.

La aireación en el proceso de lodos activados tiene como propósito suministrar oxígeno a las células, mantener las células en suspensión y mantener contacto íntimo del residuo con el lodo activado (Romero, 1999).

En el proceso de lodos activados, la tasa de oxígeno consumido siempre excederá la tasa natural de reposición, por ello se utilizan algunos medios artificiales para el suplemento de oxígeno. Con excepción del sistema de oxígeno puro, el oxígeno es suministrado mediante la aireación del licor mixto en el reactor biológico (Valdez & Vázquez, 2003).

Las técnicas de aireación para el sistema de lodos activados se dividen en (Hernández, 1998):

- a) Aire comprimido bajo diversas formas.
 - Grandes burbujas, mediante tubos sumergidos.
 - Burbujas medias, mediante tubos perforados ásperos.
 - Burbujas finas, por difusores porosos finos y placas porosas.
- b) Medios mecánicos
 - De eje horizontal; cepillos rotativos.
 - Eje vertical; turbinas y agitadores rotativos.
- c) Medios mixtos
 - Aire comprimido repartido en técnicas de aire comprimido bajo diversas formas, y agitación mecánica con sistemas análogos de medios mecánicos.

3.2.3.6 Sedimentador secundario.

La sedimentación secundaria separa la biomasa contenida en el licor de mezcla proveniente del estanque de aireación, generando un sobrenadante clarificado y un lodo de fondo. El sobrenadante clarificado es retirado por medio de vertederos superficiales y el lodo sedimentado es recirculado al reactor aerobio (Nanning, 2003).

Estos sistemas tienen el propósito de producir un efluente clarificado, minimizando la cantidad de sólidos en el sistema, mediante el concentrado de los sólidos biológicos en el fondo del canal. Los sedimentadores secundarios se diseñan como parte integral del sistema de lodos activados. (Valdez & Vázquez, 2003).

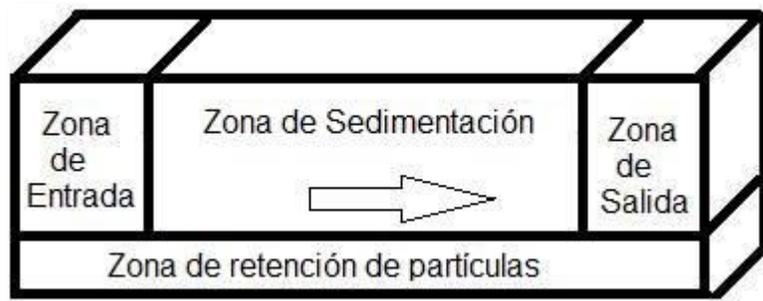
Los sólidos asentados en el sedimentador secundario, según el proceso de lodos activados son del tipo 2. Estas partículas se aglomeran y se adhieren o aglutinan entre sí al descender, cambiando de forma, tamaño, y peso específico durante la caída (Arboleda, 2000).

Sedimentación convencional (Modelo Hazen y Camp): El modelo responde a ciertas características (Figura 3):

- Se identifican cuatro zonas de sedimentación: entrada, salida, sedimentación y retención de partículas sedimentadas.

- Distribución uniforme de partículas en la entrada. La concentración de partículas de cada tamaño son las mismas en todos los puntos de la sección transversal de la entrada.
- En la zona de sedimentación la dirección del flujo es horizontal y la velocidad es la misma en todos los puntos, por lo que responde a un modelo de flujo pistón.
- Toda partícula que entra a la zona de lodos queda atrapada y se considera removida.
- Las partículas al ser de diferentes tamaños, se comportan como partículas discretas.

Figura 3. Modelo de sedimentador convencional.



Fuente: Arboleda, 2000.

3.2.4 Tratamiento acuático.

El tratamiento acuático cubre un amplio rango de sistemas, que incluyen los humedales artificiales, sistemas de plantas acuáticas flotantes y la combinación de éstos (Crites & Tchobanoglous, 2000).

Estos sistemas remueven los contaminantes que no se logran depurar en el tratamiento secundario (nitrógeno y fósforo). Las diferentes especies de plantas acuáticas, incluyen el Buchón de agua, la enea, los juncos, lentejas de agua, entre otras; las cuales crecen y se desarrollan en los diferentes terrenos naturales o artificiales.

Un sistema acuático se puede visualizar como un filtro percolador de tasa baja de flujo horizontal con sedimentación propia, en el cual las plantas reemplazan la piedra o el medio sintético como estructura de soporte del crecimiento bacteriano. A diferencia de las lagunas de estabilización convencionales, donde el tratamiento depende de la población de algas; en los sistemas de tratamiento acuático, las

plantas acuáticas reemplazan las algas y permiten hacer la remoción de los contaminantes del agua residual cruda (Romero, 1999).

Con el tiempo se ha demostrado que los sistemas convencionales de tratamiento de aguas residuales, son usualmente ineficientes para lograr un tratamiento completo. En los últimos años se ha necesitado el uso de las plantas acuáticas en el tratamiento terciario de aguas residuales, para la remoción de dos nutrientes esenciales: fósforo y nitrógeno. Las macrófitas empleadas han demostrado el requerimiento esencial de nutrientes en su desarrollo, como el caso del Buchón de agua (*Eichhornia crassipes*) (Vargas & Reyna, 1993).

3.2.4.1 Tratamiento con *Eichhornia crassipes*.

El Buchón de agua (*Eichhornia crassipes*), es una planta flotante que posee raíces largas como medio para el crecimiento bacteriano encargado del tratamiento (Crites & Tchobanoglous, 2000). Los sistemas que utilizan este tipo de macrófitas, comprenden lagunas de 2 a 4 pies de profundidad.

Eichhornia crassipes es una maleza prolífica de flores moradas con abultados peciolos que funcionan como sistema de flotación. Debido a la capacidad de crecimiento rápido que posee esta planta, obstaculiza y seca en un tiempo corto, grandes extensiones de agua. Sus características fisiológicas permiten su uso como tratamiento biológico de contaminantes acuáticos, y posee la habilidad de absorber nitrógeno y fósforo, al igual que concentrar algunos químicos, incluyendo metales pesados (Lenka *et al.*, 1990) (Reddy, 1982) citado por (Maldonado & Pérez, 1993). Estas plantas, además de remover material orgánico y sólidos suspendidos, también logra reducir sales disueltas y patógenos (García, 2012).

La eficiencia del tratamiento con Buchón de agua, depende del grado de cobertura, es decir, de su rendimiento en biomasa. El contenido medio de nitrógeno y fósforo de la planta, se puede estimar en 4% y 0,4% respectivamente, por lo que podría eliminar potencialmente entre 2000-6000 y 300-600 kg de nitrógeno y fósforo, en el mismo orden (Curt, 2004). La cantidad y calidad de biomasa vegetal desarrollada durante el proceso, depende de la composición y concentración de nutrientes presentes en el agua.

El Buchón de agua posee otras características que lo hacen propicio para el tratamiento terciario (Maldonado & Pérez, 1993), tales como:

- Tasa de crecimiento rápido en condiciones adecuadas: aguas residuales ricas en nutrientes, y climas cálidos tropicales (Simmonds, 1979) (Mitchell, 1979).

- En condiciones naturales, duplica su área en 12 días; mientras que en aguas ricas en nutrientes, ocurre tan solo en 6 o 7 días (Cornwall, 1977) (Simmonds, 1979).
- Posee gran crecimiento radicular. Las raíces crecen hasta que el volumen de agua en ellas, sea suficiente para suministrar todos los nutrientes a la planta, conforme estos son removidos (Simmonds, 1979).
- Facilidad de cosecha. El uso de plantas como tratamiento de aguas residuales para remover nutrientes, ocasiona aumento en el volumen de estas. Tales macrófitas en condiciones adecuadas, producen una biomasa húmeda de 18 toneladas por hectárea por día (Wolverton, 1976) (Simmonds, 1979). Por esta razón, parte importante del tratamiento, consiste en realizar labores periódicas de cosecha.
- Su flor morada previene la proliferación de algas, y de otras pequeñas plantas acuáticas (Simmonds, 1979).

El Buchón de agua puede remover DBO y sólidos suspendidos totales en condiciones adecuadas; sin embargo se han demostrado menores remociones de nutrientes, metales y organismos patógenos. La tabla 5 describe los mecanismos operativos de remoción con *Eichhornia crassipes* (Crites & Tchobanoglous, 2000).

Tabla 5. Mecanismos operativos de remoción con *Eichhornia crassipes*.

REMOCIÓN DE	DESCRIPCIÓN
DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO	Una parte de la DBO se remueve junto a los SST y SS que no sedimentan, removiéndose por medio de filtración. La DBO soluble se retira por la adsorción a medida que el flujo del agua atraviesa las raíces del Buchón de agua. Esta también se elimina gracias a la conversión bacteriana en la columna de agua. Con el tiempo, los organismos que están adheridos a las raíces convertirán una parte de la DBO asociada a la fracción orgánica de los SST acumulados en la zona radicular y la DBO soluble adsorbida, usando el oxígeno que la planta transporta hacia las raíces.
SÓLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES	Una parte de los SST se remueve por sedimentación en la columna de agua, otra parte de los SS que no se sedimentan se retiran por filtración a medida que el agua fluye a través de las raíces. Estas a su vez envejecen y caen al fondo del canal, llevándose consigo los SST acumulados y realizando una filtración adicional en el sistema.

<p>NITRÓGENO</p>	<p>El principal mecanismo que participa en la remoción del nitrógeno es la nitrificación – denitrificación; en las plantas la zona radicular es la ubicación de ocurrencia. Una parte del nitrógeno orgánico se retira por sedimentación. Las plantas en desarrollo dan cuenta de parte del nitrógeno que toman para su crecimiento, el cual se retira cuando las plantas se cosechan, aunque no es muy efectivo. Otra parte del nitrógeno se pierde por volatilización, en donde se suministra aireación.</p>
<p>FÓSFORO</p>	<p>Los medios principales para la remoción de fósforo en las aguas residuales son la adsorción de sólidos de agua residual y material vegetal, la adsorción de materia orgánica en la capa de lodo y la asimilación vegetal.</p>

Fuente: Crites & Tchobanoglous, Sistemas de manejo de aguas residuales para núcleos pequeños y descentralizados, 2000.

Características de la especie (*Eichhornia crassipes*): El Buchón de agua es una planta acuática flotante no enraizada, herbácea perenne muy común en ambientes acuáticos de climas tropicales. Es originaria de la amazonia. Posee hojas relucientes de color verde brillante con peciolo hinchados y vistosas flores azuladas-lilas.

Generalmente alcanza unos 50 cm de altura, en zonas muy adecuadas pueden llegar a 1 m de alto. La hoja es muy característica: el peciolo tiene apariencia de estar hinchado, es de consistencia esponjosa a razón de que contiene gran espacio aéreo con el fin de contribuir a la flotabilidad de la planta. Esta macrófita desarrolla un tallo floral erecto, que lleva en su extremo una inflorescencia semejante a una espiga vistosa, con 15 flores efímeras de color azulado (Figura 4).

Figura 4. Buchón de agua (*Eichhornia crassipes*).



Fuente: <http://fichas.infojardin.com/acuaticas/eichhornia-crassipes-jacinto-de-agua-camalote-camalotes.htm>

En la parte sumergida de la planta se sitúan las raíces, que son de aspecto plumoso, muy densas, de color negro y púrpura por los pigmentos, sirven de protección frente a herbívoros, y pueden alcanzar hasta 3 m de longitud. (Curt, 2004).

Esta planta, puede vivir a temperaturas de 15-30°C en aguas duras y blandas; su crecimiento es rápido en temperaturas de 20-30°C; y no sobrevive a climas fríos pues su crecimiento se detiene a temperaturas de 8-15°C (Curt, 2004). Además, soporta rangos de pH amplios (5,5 a 9 unidades), obteniendo su crecimiento óptimo en valores iguales a 7 unidades; y su máxima infestación, en rangos de 6,2-7 unidades (Miranda, 1999).

El Buchón de agua, es una planta aplicada en el tratamiento de aguas residuales domésticas de climas cálidos. Es usada además, como tratamiento terciario para la remoción de nitrógeno y fósforo. Por otra parte, es eficaz para remover sólidos en suspensión y es utilizada para corregir los problemas derivados del desarrollo incontrolado de algas en las lagunas de oxidación (Curt, 2004).

3.3 MARCO CONCEPTUAL

Absorción: Concentración selectiva de sólidos disueltos en el interior de un material sólido; por difusión.

Abultamiento del lodo: Proliferación de organismos filamentosos en el licor mixto, que causan deterioro en la asentabilidad del lodo.

Adsorción: Transferencia de una masa gaseosa, líquida o de material disuelto, a la superficie de un sólido.

Afluente: Agua residual u otro líquido que ingresa a un reservorio, o algún proceso de tratamiento.

Aguas residuales: Aguas de origen doméstico, comercial e institucional que contiene desechos antropogénicos.

Aireación: Proceso de transferencia de masa, generalmente referido a la transferencia de oxígeno al agua por medios naturales (flujo natural, cascadas, etc.) o artificiales (agitación mecánica o difusión de aire comprimido).

Ambiente anóxico: Ambiente bioquímico en el cual no existe oxígeno molecular pero existe oxígeno en forma combinada como nitratos y nitritos.

Análisis: Examen del agua cruda, residual o lodos; efectuado por un laboratorio.

Biodegradación: Degradación de la materia orgánica por acción de microorganismos del suelo, aire, cuerpos de agua receptores o procesos de tratamiento de aguas residuales.

Carga orgánica: Producto de la concentración medida de la DBO por el caudal medio determinado en el sitio de interés; se expresa en kilogramos por día (kg/día).

Concentración: Sustancia, elemento o compuesto en un líquido; la relación existente entre su peso y el volumen del líquido que lo contiene.

Criterios de diseño: 1. Normas o guías de ingeniería que especifican objetivos, resultados o límites que deben cumplirse en el diseño de un proceso, estructura o componente de un sistema. 2. Guías que especifican detalles de construcción y materiales.

Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO): Cantidad de oxígeno usado en la estabilización de la materia orgánica carbonácea y nitrogenada, por acción de los microorganismos, en condiciones de tiempo y temperatura especificados (generalmente cinco días y 20 °C). Mide indirectamente el contenido de materia orgánica biodegradable.

Demanda Química de Oxígeno (DQO): Medida de la cantidad de oxígeno requerido para la oxidación química de materia orgánica del agua residual, usando como oxidantes sales inorgánicas de permanganato o dicromato, en un ambiente ácido y a altas temperaturas.

Edad del lodo: Tiempo medio de residencia celular en el tanque de aireación.

Eficiencia del tratamiento: Relación entre la masa o concentración removida y la masa o concentración en el afluente, para un proceso o planta de tratamiento y un parámetro específico; normalmente se expresa en porcentaje.

Efluente: Líquido que sale de un proceso de tratamiento.

Índice volumétrico de lodo: Indica las características de sedimentabilidad del lodo.

Licor de mezcla: Mezcla de lodo activado y aguas residuales en el tanque de aireación, que fluye a un tanque de sedimentación secundario en donde se sedimentan los lodos activados.

Muestra compuesta: Mezcla de varias muestras alícuotas instantáneas recolectadas en el mismo punto de muestreo en diferentes tiempos. La mezcla se hace sin tener en cuenta el caudal en el momento de la toma.

Oxígeno disuelto: Concentración de oxígeno medida en un líquido por debajo de la saturación. Normalmente se expresa en mg/L.

pH: Logaritmo con signo negativo de la concentración de iones hidrógeno en moles por litro.

Planta de tratamiento de agua residual: Conjunto de obras, instalaciones y procesos para tratar las aguas residuales.

Planta piloto: Planta de tratamiento a escala de laboratorio o técnica que sirve para el estudio de la tratabilidad de un desecho líquido, la determinación de las constantes cinéticas y los parámetros de diseño del proceso.

Proceso biológico: Proceso en el cual las bacterias y otros microorganismos asimilan la materia orgánica del desecho, para ser estabilizada e incrementar la población de microorganismos (lodos activados, filtros percoladores, digestión, etc.).

Sedimentación: Proceso físico de clarificación de las aguas residuales por efecto de la gravedad. Junto con los sólidos sedimentables precipita materia orgánica del tipo putrescible.

Tanque de aireación: Cámara usada para inyectar aire dentro del agua (RAS 2000).

3.4 MARCO LEGAL

La Constitución política de Colombia de 1991 es por excelencia la ley de mayor jerarquía. De la supremacía constitucional se deriva todo el marco legal e institucional del país. Este marco legal e institucional se encuentra íntimamente ligado al desarrollo social, ambiental y económico del mismo, de ahí que el sistema normativo deber ser dinámico y responder a las necesidades propias de una sociedad. La constitución ubica en una posición importante a los artículos 79 y 80, indicando claramente el carácter especial de estos: “Establece que es deber del Estado proteger la diversidad e integridad del ambiente, conservar las áreas de especial importancia ecológica y fomentar la educación ambiental para garantizar el derecho de todas las personas a gozar de un ambiente sano y planificar el manejo y aprovechamiento de los recursos naturales, para garantizar su desarrollo

sostenible, su conservación, restauración o sustitución; debiendo prevenir y controlar los factores del deterioro ambiental, imponer las sanciones legales y exigir la reparación de los daños causados”.

En tal sentido la ley regula funciones y actividades que están vinculadas directamente con la protección del ambiente, la problemática de la contaminación de los recursos hídricos y su afectación a la salud pública; siendo responsabilidad del Estado, garantizar la calidad del agua para consumo humano y, en general, para las demás actividades en que su uso sea necesario. Así mismo, regular entre otros aspectos, la clasificación de las aguas, señalar las que deben ser objeto de protección y control especial, fijar su destinación y posibilidades de aprovechamiento, estableciendo la calidad de las mismas y ejerciendo control sobre los vertimientos que se introduzcan en las aguas superficiales o subterráneas, interiores o marinas; a fin de que éstas no se conviertan en focos de contaminación que pongan en riesgo los ciclos biológicos, el normal desarrollo de las especies y la capacidad oxigenante y reguladora de los cuerpos de agua.

La autoridad competente es el Ministerio del medio ambiente; máxima autoridad ambiental de Colombia, creado en el año de 1993, mediante la ley 99. Sus objetivos son, entre otros, impulsar las políticas y regulaciones a las que se sujetarán la recuperación, conservación, protección, ordenamiento, manejo, uso y aprovechamiento de los recursos naturales renovables y del medio ambiente de la nación; a fin de asegurar el desarrollo sostenible.

Las normas descritas a continuación (Tabla 6), se enfocan entre otras cosas a la reglamentación de aspectos de calidad de los vertimientos en los cuerpos de agua; los parámetros de calidad; y aspectos económicos relacionados con el pago de tasas retributivas por contaminación hídrica y tasas por uso de agua.

Tabla 6. Normatividad Ambiental.

NORMA	OBJETIVO
Decreto 1594 de 1984	Reglamenta sobre usos del agua y residuos líquidos.
Ley 373 de 1997	Programa para el uso eficiente y ahorro de agua.
Decreto 3100 de 2003	Se reglamentan las tasas retributivas por la utilización directa del agua como receptor de los vertimientos puntuales.
Decreto 155 de 2004	Tasas por utilización de aguas.
Decreto 1575 de 2007	Por el cual se establece el Sistema para la Protección y control de la Calidad de Agua para consumo humano y sus Resoluciones reglamentarias. Derogan el Decreto 475 de 1998.
RAS 2002 Titulo E	Reglamenta normas de diseño del sector de agua potable y saneamiento básico.

Decreto 3930 de 2010	Establece las disposiciones relacionadas con los usos y el ordenamiento del recurso hídrico; así como lo concerniente a los vertimientos en cuerpos de agua, suelos y alcantarillados.
-----------------------------	--

Fuente: Adaptado de Corporación Autónoma Regional del Magdalena. Normatividad Ambiental. <http://www.corpamag.gov.co/vernormas.php>

La UPB como generadora de vertimientos líquidos a una fuente superficial de agua, debe cumplir con los parámetros exigidos por el Artículo 72 del Decreto 1594 de 1984, capítulo VI (Tabla 7), evitando sanciones y pagos de tasas retributivas contempladas en el Decreto 3100 de 2003.

Tabla 7. Parámetros exigidos por el Decreto 1594 de 1984.

Referencia	Usuario Existente	Usuario Nuevo
pH	5 a 9 unidades	5 a 9 unidades
Sólidos suspendidos *	Rem > 50%	Rem > 80%
Demanda Bioquímica de oxígeno (DBO ₅) *	Rem > 30%	Rem > 80%

Fuente: Adaptado del Artículo 72, del Decreto 1594 de 1984 “Uso del agua y Residuos Sólidos” *Los porcentajes de remoción son referentes a las cargas.

El Decreto 1594 de 1984 define vertimiento como “la descarga final a un cuerpo de agua, a un alcantarillado o al suelo”, pero mediante sentencia del Consejo de estado de agosto 14 de 1992, se declararon nulos varios de sus artículos, restando eficiencia y efectividad en la aplicación de este Decreto.

Debido a lo anterior, en octubre del 2010, el Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial (MAVDT), propone el proyecto de norma “Por la cual se establecen los parámetros y los valores límites máximos permisibles en vertimientos puntuales a cuerpos de aguas superficiales y a sistemas de alcantarillado público”. Este proyecto norma aún no cuenta con el dictamen que obligue su cumplimiento, dándole prioridad y cumplimiento al Decreto 1594 de 1984.

Según el proyecto norma, los parámetros que debe cumplir la UPB como generadora de vertimientos a una fuente superficial se especifican en la tabla 8.

Tabla 8. Parámetros exigidos en el Proyecto Resolución de Octubre de 2010.

Referencia	Unidad	Instalación existente	Instalación nueva
pH	Unidades	6.0 a 8.0	
Demanda Química de Oxígeno (DQO)	mg/L	400.0	200.0
Sólidos Sedimentables (SSED)	ml/L	2.0	1.0

Fósforo total (P)	mg/L	5.0	2.0
Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO ₅)	mg/L	200.0	50.0
Sólidos suspendidos Totales (SST)	mg/L	200.0	50.0
Nitrógeno Total (NTK)	mg/L	20.0	10.0

Fuente: Adaptación capítulo IV, Proyecto de resolución del MAVDT por la cual se establecen las normas y los valores límite máximos permisibles de parámetros en vertimientos puntuales a sistemas de alcantarillado público y a cuerpos de aguas continentales superficiales de generadores que desarrollen actividades industriales, comerciales o de servicio. MAVDT, 2010.

Se espera que las múltiples consultas a las que ha sido sometido el proyecto de Resolución, traigan como resultado una norma que conduzca a Colombia a una mejor calidad de su recurso hídrico.

4. METODOLOGÍA

La planta de tratamiento de la UPB comprende dentro de sus procesos, un sistema terciario para eliminación de nutrientes principalmente. El sistema consiste en un canal de aproximadamente 128 metros de extensión, con 0,91 m de alto, 0,41 m de ancho y borde libre de 0,3 m; en el cual se emplea *Eichhornia crassipes*, ubicada en la superficie total de la lámina de agua, para tratar el agua residual proveniente del Reactor anaerobio de la PTAR.

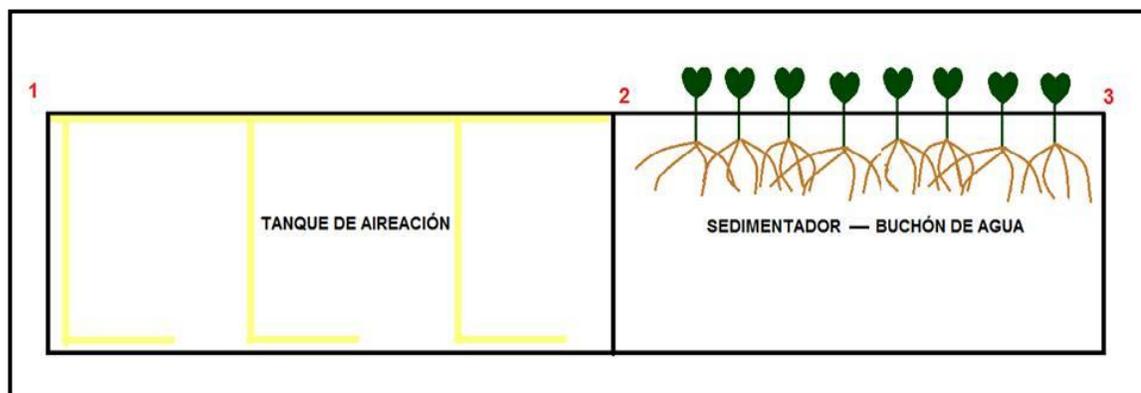
El presente trabajo evalúa la posibilidad de adaptación de un reactor de lodos activados sin recirculación (sistema propuesto) en el tratamiento terciario actual con Buchón de agua de la PTAR-UPB (sistema actual); para lo cual se desarrolló un estudio a escala piloto descrito en las siguientes fases.

4.1 FASE 1: CONFIGURACIÓN Y ADECUACIÓN DEL SISTEMA TERCIARIO Y DE LODOS ACTIVADOS.

4.1.1 Configuración y adecuación del sistema de lodos activados a escala piloto.

El sistema de lodos activados tuvo como finalidad estudiar sus ventajas sobre el sistema terciario actual, en cuanto a eliminación de constituyentes en el agua y cumplimiento de normatividad. Su configuración se llevó a cabo en una fracción de canal del tratamiento terciario, cuya longitud aproximada fue de 40,795 m. Para su adecuación se determinaron los parámetros iniciales, que incluyen el caudal máximo, hallado de acuerdo al volumen medido de la fracción y el tiempo de retención hidráulico histórico de la PTAR. La figura 5 ilustra el montaje del sistema.

Figura 5. Montaje del sistema de lodos activados.



Fuente: Autores

El montaje estuvo conformado por dos secciones: tanque de aireación y sedimentador-Buchón de agua. Su muestreo se llevó cabo en 3 puntos diferentes, ilustrados en la figura anterior con números de color rojo, denominados de la siguiente forma: 1. Afluente del sistema, 2. Efluente del tanque de aireación y 3. Efluente del sistema.

4.1.1.1 Tanque de aireación.

El tanque de aireación tuvo como finalidad reducir materia orgánica y nutrientes, y simuló un modelo de reactor flujo pistón de acuerdo a sus características físicas. Fue ubicado en la primera mitad del canal de estudio y su tiempo de retención hidráulico se definió a partir del volumen medido del trayecto.

Para su configuración se requirió definir los parámetros de operación del sistema, tales como la biomasa activa esperada y los requerimientos de aireación.

Cálculo de la biomasa activa esperada: La biomasa activa esperada en el tanque de aireación, representa el intervalo de sólidos que deberían existir en el licor mezclado a partir del alimento de ingreso (sustrato). Fue establecida con el fin de realizar un seguimiento de las condiciones del inóculo obtenidas en la fase 2 (seguimiento fisicoquímico).

Se determinó a partir de las concentraciones de DBO afluente de cada muestreo del seguimiento fisicoquímico, el intervalo de la relación alimento/microorganismo según Mendonça (2000) y el TRH conocido, para calcular los rangos óptimos de SSVLM, aplicando la siguiente ecuación.

$$\frac{A}{M} = \frac{QSo}{VX} = \frac{So}{\theta X}$$

En donde:

A/M: Relación alimento/microorganismo, d⁻¹.

Q: Caudal del sistema, m³/día.

So: Concentración de DBO afluente, mg/L.

X: SSVLM en el tanque de aireación, mg/L.

θ: Tiempo de retención hidráulico del tanque de aireación, día.

Cálculo de los requerimientos de aireación: El sistema de aireación contó con una bomba para inyección de aire difuso (Figura 6) ubicada en el extremo derecho de la parte inicial del canal. La bomba marchó de forma intermitente, con periodos de aireación de 2 horas y pausas de media hora. Las características de la bomba se muestran en la tabla 9.

Tabla 9. Características de la Bomba.

Características de la bomba	
Tipo	Soplador Trifásico
Marca	HIDROFAS
Referencia	HG-2200C2
Capacidad	2200W (3 Hp)

Fuente: <http://www.hidrofas.com/flies/CATALOGO-2013-BOMBAS-SUMERGIBLES-BLOWER.pdf>

Figura 6. Bomba trifásica.



Fuente: Autores

La necesidad y transferencia de oxígeno del sistema incluyen, el oxígeno requerido, aire requerido y la potencia de la bomba; se hallaron a partir de la DBO afluente máxima determinada en el análisis fisicoquímico del sistema de lodos y la DBO esperada en la salida. Dichos cálculos se realizaron con el fin de verificar la suficiencia energética de la bomba en cuanto a los requerimientos de aireación. Las ecuaciones utilizadas se presentan en la tabla 10.

Tabla 10. Ecuaciones del suministro de oxígeno.

PARÁMETRO	ECUACIÓN
Demanda Total de Oxígeno	$DBOL = \frac{Q(S_o - S)}{0,68}$
Oxígeno Requerido	$OR = \frac{DBOL}{0,07}$
Aire Requerido	$AR = \frac{OR}{0,232}$
Potencia	$P = \frac{WRT_1}{8,41E} * \left[\left(\frac{P_2}{P_1} \right)^{0,283} - 1 \right] *$

Fuente: Romero, 1999

*P1= Presión absoluta de entrada.

P2= Presión absoluta de salida.

W= Aire requerido.

T = Temperatura absoluta de entrada.

R= Constante de los gases para aire.

E= Eficiencia fraccional del compresor.

4.1.1.2 Sedimentador-Buchón de agua.

El sedimentador-Buchón de agua se configuró en el espacio restante del canal de estudio y funcionó como clarificador del sistema de lodos activados y como tratamiento terciario del proceso.

Como clarificador, el proceso tuvo el propósito de separar el sustrato de los lodos generados en el reactor de lodos; funcionó como sedimentador secundario, según el tipo de partículas a sedimentar (partículas floculentas), que se dan fundamentalmente en tratamientos biológicos (Hernández, 1998). Con el fin de evaluar las eficiencias logradas en esta sección, se realizó un seguimiento de sus condiciones de sedimentabilidad, mediante la evaluación del comportamiento de sólidos y la medición periódica del índice volumétrico de lodos (Fase 2).

Esta sección, además funcionó como tratamiento terciario, utilizando macrófitas conocidas como *Eichhornia crassipes* que recubrieron completamente la superficie del sedimentador. Las raíces de estas plantas fueron un medio para el crecimiento bacteriano del licor mezclado procedente del tanque de aireación, y un sistema filtrante y de adsorción para la remoción nitrógeno, fósforo, sólidos en suspensión y otros nutrientes; generando así un efluente de mayor calidad (Metcalf & Eddy, 2002).

4.1.2 Configuración y adecuación del sistema terciario actual a escala piloto.

Paralelo a la configuración del sistema de lodos activados, el sistema terciario a escala piloto se definió como un proceso de control durante el estudio, simulando las condiciones de operación y mantenimiento que se efectúan en el tratamiento terciario existente de la PTAR; posteriormente fue comparado con las eficiencias del sistema propuesto. Dicho control se adecuó en el mismo trayecto y bajo las mismas condiciones de caudal determinadas para el sistema de lodos.

4.2 FASE 2: SEGUIMIENTO DEL SISTEMA TERCIARIO ACTUAL Y ARRANQUE DEL SISTEMA DE LODOS ACTIVADOS.

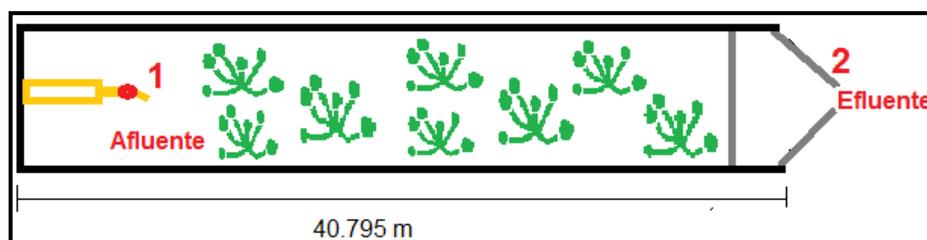
La presente fase comprende la evaluación de los sistemas actual y propuesto a escala piloto, mediante el seguimiento de las condiciones de operación y parámetros fisicoquímicos. Los dos sistemas fueron analizados y comparados de forma individual y global de acuerdo al impacto que podrían causar aguas abajo del tratamiento, y fueron discutidos según las normatividades legales (Decreto 1594/84 Art. 72 y el Proyecto Resolución de Octubre de 2010 capítulo IV).

4.2.1 Seguimiento del sistema terciario actual.

El sistema terciario actual fue sometido a un periodo de prueba de 28 días, en el cual se realizó el seguimiento y análisis de los parámetros fisicoquímicos, generando datos numéricos que permitieron verificar la eficiencia del proceso y efectuar su posterior comparación con el sistema de lodos activados.

Cada día de seguimiento se llevó a cabo con la toma de muestras compuestas en el afluente (agua residual proveniente del sistema secundario) y efluente (salida del sistema) del sistema, con intervalos de 15 minutos por 3 horas, generando 4 muestreos en total. Los puntos de muestreo se presentan en la figura 7, marcados con números de color rojo.

Figura 7. Puntos de muestreo del sistema terciario piloto.



Fuente: Autores

Como parte fundamental de la operación del sistema terciario, se efectuó una serie de cosechas periódicas de las plantas, en la cual se retiró parte de los contaminantes retenidos por ellas y se cumplió parte del proceso de depuración. Debido a lo anterior, las labores fueron realizadas justo después de cada toma de muestras.

El análisis del agua se llevó a cabo en el Laboratorio de Análisis Químico de Aguas de la Universidad Pontificia Bolivariana (Anexo 1), con excepción de los parámetros de control y el oxígeno disuelto, que fueron medidos por los autores, utilizando un pH-metro marca Hach.

El sustrato empleado consistió en el agua residual procedente del reactor anaerobio de la PTAR. Los parámetros fisicoquímicos de caracterización en el sustrato se midieron de acuerdo al Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 21th Edition y fueron agrupados según el tipo de análisis, para facilidad del registro de los datos obtenidos. Lo anterior se recopila en la tabla 11.

Tabla 11. Parámetros de caracterización de sustrato.

ANÁLISIS	PARÁMETRO	MÉTODO	CÓDIGO*
Carga contaminante	DBO total	Prueba DBO de 5 días	5210 B – 4500 O-C
	DQO total	Reflujo Abierto	5220 - B
Nutrientes	Fósforo	Preparación de muestras	4500 P – B-E
		Ácido ascórbico	
	Nitrógeno	Digestión bloque y Análisis de inyección de flujo	4500-N-Org - D
Sólidos del sistema	Sólidos	Sólidos totales secados a 103 – 105 °C	2540 B
		Sólidos fijos y volátiles a 550 °C	2540 E
		Sólidos sedimentables	2540 F
Comportamiento del oxígeno	Oxígeno Disuelto	Oxímetro	
Parámetros de control	Alcalinidad	Titulación	2320 B
	pH	pH-metro	
	Temperatura	Mutiparámetro	2550 B
	Conductividad	Conductímetro	2510 B

*Código establecido por Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 21th Edition.

⇒ **Valoración del crecimiento de biomasa vegetal:** Adicional al seguimiento fisicoquímico, se estudió la tasa de crecimiento de las plantas, para determinar la biomasa vegetal nueva generada en el sistema. La tasa de crecimiento indica en teoría la remoción de nutrientes en el estanque, debido a que son esenciales para el desarrollo de las macrófitas; lo cual fue verificado con los resultados obtenidos en la medición de los parámetros fisicoquímicos.

La tasa de crecimiento se determinó introduciendo en la fracción de interés, una masa inicial de plantas procedentes del tramo final del tratamiento terciario de la PTAR, en donde se presenta menor concentración de los constituyentes y las plantas se encuentran visiblemente en buen estado, siendo de color verde y tamaño mediano. La biomasa vegetal fue monitoreada durante catorce días mediante el registro de aumento de peso de las plantas, respecto al número de días transcurridos desde el último registro.

El registro de aumento de masa consistió básicamente en retirar la cantidad total de plantas, para ser pesadas mediante una balanza casera y posteriormente ubicadas de vuelta en el estanque de estudio, de manera que se mantuvieran en crecimiento continuo. En caso de deterioro de algunas plantas (Tabla 12), estas fueron removidas y reemplazadas por una cantidad equivalente al peso extraído, que se encontrasen en las mismas condiciones a las ubicadas en el inicio de la valoración. Finalmente los datos obtenidos fueron ilustrados en una curva de crecimiento, que representa el incremento de masa de las macrófitas en función del tiempo.

Tabla 12. Características de deterioro del Buchón de agua.

Características de deterioro del Buchón de Agua	
1	Plantas de gran tamaño
2	Plántulas quemadas y/o descompuestas

Fuente: Autores

4.2.2 Arranque del sistema de lodos activados.

Para el arranque y operación del sistema de lodos activados, se aprovechó una cantidad de lodo sedimentado proveniente del tramo final de los canales del sistema terciario de la PTAR, el cual fue inoculado durante 10 días en el tanque de aireación. Posteriormente se recirculó lodo sedimentado del clarificador de estudio, para mejorar la calidad del licor mixto y finalizar el periodo de aclimatación.

En el seguimiento de las plantas acuáticas ubicadas en la superficie del sedimentador, se determinó la biomasa vegetal total antes de su inclusión y se efectuaron cosechas después de cada día de muestreo, al igual que en el seguimiento del sistema actual.

4.2.2.1 Seguimiento de los parámetros fisicoquímicos del sustrato.

El seguimiento fisicoquímico del sistema se llevó a cabo con las caracterizaciones del sustrato, como se explicó para el sistema terciario actual. Se realizó con la toma de muestras compuestas en los puntos indicados en la figura 7, con los mismos intervalos de tiempo y duración que el sistema actual. Los resultados de materia orgánica y nutrientes medidos por el Laboratorio de Análisis Químico de Aguas de la UPB, para esta etapa, se recopilan en el anexo 2.

4.2.2.2 Seguimiento del inóculo.

El inóculo actuó bajo condiciones ambientales necesarias para la síntesis de energía y el crecimiento microbiológico, y se caracterizó según los parámetros establecidos por el Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 21th Edition (Tabla 13), a la entrada y salida del tanque de aireación.

Tabla 13. Parámetros de caracterización del inóculo.

PARÁMETRO	MÉTODO	CÓDIGO*
Prueba de lodos	Índice volumétrico de lodos	2710 D
	Sólidos totales	
	Sólidos totales volátiles	
	Sólidos sedimentables	
	Sólidos suspendidos totales	2540 D

* Código establecido por Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 21th Edition.

El seguimiento del inóculo, incluyó además, la relación alimento/microorganismo; se calculó para determinar el alimento requerido por la biomasa del licor mezclado en el tanque de aireación. Se halló a partir de la carga contaminante ingresada al reactor en términos de kg de DBO, por el 50% de los kg de sólidos suspendidos totales del licor mezclado, que representan la porción orgánica de estos.

4.2.2.3 Seguimiento de los parámetros de operación del tanque de aireación.

Consistió en el análisis de la cantidad de biomasa existente respecto al alimento de entrada; es decir, los SSVLM medidos en cada una de las caracterizaciones fueron comparados con las eficiencias de DBO logradas, a fin de determinar la calidad del inóculo que se requirió para alcanzar tales eficiencias.

La comparación se llevó a cabo utilizando los intervalos óptimos de SSLVM calculados en la fase 1, como referente de la cantidad de biomasa que debía existir en cada caracterización. Si la concentración de los sólidos en las muestras permanecía en ese intervalo, teóricamente habría buen funcionamiento.

4.3 FASE 3: ADAPTACIÓN DEL SISTEMA DE LODOS ACTIVADOS SIN RECIRCULACIÓN A ESCALA REAL.

De acuerdo a los resultados obtenidos en el estudio del comportamiento del sistema de lodos activados sin recirculación a escala piloto, se elaboró una propuesta del sistema a escala real, que funcionará en los canales del tratamiento terciario como complemento del sistema secundario existente, con el fin optimizar las condiciones de remoción actuales de la PTAR-UPB.

La propuesta se elaboró a partir de la recopilación de datos obtenidos, análisis de resultados, parámetros empleados durante la revisión bibliográfica, y lo elaborado en cada una de las fases anteriores; a la espera del cumplimiento de los requerimientos técnicos y normativos de vertimiento de aguas residuales.

Al igual que el proyecto piloto, la etapa inicial para la configuración del sistema real, partió de la información física del canal completo (volumen y longitud), el tiempo de retención hidráulico de la PTAR y el empleo del caudal total distribuido.

5. RESULTADOS Y ANÁLISIS

5.1 FASE 1: CONFIGURACIÓN Y ADECUACIÓN DEL SISTEMA TERCIARIO Y DE LODOS ACTIVADOS.

5.1.1 Configuración y adecuación del sistema de lodos activados a escala piloto.

La configuración del sistema de lodos se determinó a partir del caudal que podría soportar el trayecto de estudio, mediante su dimensionamiento y el TRH histórico de la PTAR. El caudal calculado correspondió al 37% del caudal total distribuido de la PTAR, y la longitud del tramo utilizado, a la cuarta parte del sistema terciario total. Los parámetros iniciales del trayecto se describen en la tabla 14.

Tabla 14. Parámetros iniciales del trayecto de estudio.

PARÁMETRO	VALOR
Longitud Total (m)	40,795
Ancho (m)	0,41
Profundidad (m)	0,91
Θ TRH Total (h)	19
Volumen total (m ³)	15,22
Caudal (L/s)	0,2225

Fuente: Autores

Para adaptar el sistema al caudal calculado, fue indispensable modificar las características de salida del agua residual proveniente del RAP, por medio de una válvula reguladora (Figura 8).

Figura 8. Válvula reguladora del caudal.



Fuente: Autores

5.1.1.1 Tanque de aireación.

En el tanque de aireación del sistema se produjo la actividad metabólica de los microorganismos para la depuración biológica de los constituyentes del agua, implementando la aireación como principal responsable del proceso. Su adecuación se estableció en una distancia de 20 m de la fracción de estudio. A continuación se recopilan las consideraciones iniciales del tanque de aireación (Tabla 15).

Tabla 15. Consideraciones iniciales del tanque de aireación.

PARÁMETRO	VALOR
Longitud (m)	20
Θ TRH (h)	9,314
Caudal (L/s)	0,2225
Volumen (m ³)	7,462

Fuente: Autores

Biomasa activa esperada: Hace parte importante de las condiciones operacionales en el tanque de aireación. Se definió a partir del intervalo óptimo de biomasa en que debería operar el sistema para diferentes concentraciones de alimento; calculado como se explicó en la metodología. Los resultados se presentan en la tabla 16.

Tabla 16. Rangos óptimos de biomasa esperada en la operación.

Día de muestreo	DBO Afluente (mg/L)	Rango óptimo SSVLM (mg/L)	
1	300	1290	2581
2	195	839	1677
3	267	1148	2297
4	247	1062	2125
5	311	1338	2675
6	166	714	1428

Fuente: Autores

Requerimientos de aireación: El sistema de aireación tuvo como propósito suministrar oxígeno a las células responsables del tratamiento, manteniéndolas suspendidas para generar contacto con el sustrato. Se contó con una bomba para inyección de aire difuso, con las características descritas en la metodología. Las variables de operación en el suministro de oxígeno se registran en la tabla 17.

Tabla 17. Variables de operación en el suministro de oxígeno.

PARÁMETRO		VALOR	UNIDADES
Demanda Total de Oxígeno	<i>DBOL</i>	7,37	kg/día
Oxígeno Requerido	<i>OR</i>	105,4	kg O ₂ /día
Aire Requerido	<i>AR</i>	0,0052	kg/seg
Potencia	<i>P</i>	0,05	Hp

Fuente: Autores

La bomba se instaló junto al canal de estudio. El oxígeno se suministró bajo presión a lo largo de toda la sección, por medio de tubos PVC con agujeros de 0,2" de diámetro, distribuidos linealmente en el fondo del canal, simulando difusores porosos. El sistema de aireación hizo parte fundamental de la operación y funcionamiento del sistema de lodos activados (Figura 9).

Figura 9. Suministro de oxígeno en el canal, bomba trifásica y tubería PVC.



Fuente: Autores

5.1.1.2 Sedimentador-Buchón de agua.

El sedimentador-Buchón de agua se ubicó en el trayecto contiguo al tanque de aireación, con una distancia de 20,75 m.

Como sedimentador, esta área permitió la remoción de los materiales sólidos orgánicos e inorgánicos provenientes del tanque de aireación. Las dimensiones y consideraciones de esta sección se presentan en la tabla 18.

Tabla 18. Dimensiones y consideraciones del sedimentador-Buchón de agua.

PARÁMETRO		VALOR	UNIDADES
Caudal	Q	0,2225	L / seg
Tiempo de Retención Hidráulico	TRH	9,685	Horas
Longitud del sedimentador	L	20,795	m
Volumen	Vol	7,758	m ³

Fuente: Autores

Macrófitas Utilizadas: El tratamiento acuático ubicado en el área superficial del sedimentador (Figura 10), tuvo como finalidad la remoción de nutrientes principalmente. Las plantas utilizadas son conocidas como Buchón de agua (*Eichhornia crassipes*), empleadas actualmente en el tratamiento terciario de la PTAR, como se ha mencionado anteriormente. La cantidad introducida correspondió a 14 kg.

Figura 10. Zona del sedimentador-Buchón de agua.



Fuente: Autores

5.1.2 Configuración y adecuación del sistema terciario actual a escala piloto.

La adecuación del sistema terciario piloto, consistió en la inclusión de una masa fija equivalente a 14 kg de Buchón de Agua (*Eichhornia crassipes*), proveniente del tratamiento terciario de la PTAR-UPB.

5.2 FASE 2: SEGUIMIENTO DEL SISTEMA TERCIARIO ACTUAL Y ARRANQUE DEL SISTEMA DE LODOS ACTIVADOS.

5.2.1 Seguimiento del sistema terciario actual piloto.

Se realizó con el fin de estimar el estado actual de la PTAR-UPB, en cuanto a las eficiencias del sistema.

Se evaluaron las remociones de materia orgánica y nutrientes a la entrada y salida del estanque, así como parámetros de control, tales como alcalinidad, pH y OD. El seguimiento permitió la comparación analítica con el sistema de lodos activados posteriormente adaptado.

A continuación se especifican los resultados de los parámetros fisicoquímicos analizados durante el seguimiento del sistema actual. Los datos de concentraciones de materia orgánica y nutrientes, se presentan en el anexo 3.

5.2.1.1 Parámetro de control de las condiciones ambientales del sistema terciario.

Temperatura: La temperatura en el afluente ostentó rangos entre 24,9-26°C, óptimos para el desarrollo de la actividad bacteriana, según García (2012).

Los valores reportados del efluente en el tratamiento, estuvieron entre 23,6-25,3°C, encontrándose dentro de las condiciones adecuadas de hábitat, crecimiento y funcionalidad del Buchón de agua, y manteniéndose dentro de los límites establecidos por las normatividades.

La temperatura es un parámetro importante en las aguas residuales por su efecto en las características del agua, y en procesos de tratamiento y disposición final (Romero, 1999). No sólo se influye en la actividad metabólica de la población bacteriana, sino también en la tasa de transferencia de gas y en las características de asentamiento de sólidos biológicos (Crites & Tchobanoglous, 2000). Los valores de la temperatura obtenidos durante el seguimiento del tratamiento terciario se registran en la tabla 19.

Tabla 19. Temperatura medida en el sistema terciario actual.

Muestra	TEMPERATURA (°C)	
	Afluente	Efluente
1	26	23,6
2	24,9	24,6
3	26	25,3
4	25,9	25,3

Fuente: Autores

pH, Alcalinidad y Conductividad: El pH reportado en el sistema, se halló dentro del rango óptimo para el agua residual y las condiciones de vida biológica degradadora de materia orgánica; dicho rango es de 6,5 a 8,5 unidades de pH (Romero, 1999). Para la planta acuática el parámetro se mantuvo entre los requisitos ambientales de supervivencia, como lo enuncia Miranda (1999). Igualmente se mantuvo dentro de las exigencias normativas.

El sistema se alimentó con una alcalinidad entre 95-227 mg/L CaCO₃, mientras que el efluente osciló entre 100-235 mg/L CaCO₃. Los valores superiores a 200 mg/L posiblemente se dieron por el contenido de bicarbonatos presente en el agua residual. En general las concentraciones se mantuvieron dentro de los valores típicos (50 - 200 mg/L CaCO₃) (Romero, 1999).

Los datos afluente evidencian una disminución de alcalinidad en el transcurso del tiempo, lo cual pudo ser causado por el descenso del pH dado por el CO₂ liberado en la estabilización de materia orgánica (Romero, 1999).

El posible contenido de sales disueltas y el incremento del pH y alcalinidad a la salida del sistema, pudieron ser la causa del aumento de conductividad en el efluente (868 y 1815 $\mu\text{s/cm}$) respecto al afluente (841 y 1602 $\mu\text{s/cm}$); evitando que se produjeran mejores resultados.

La conductividad permite identificar la presencia de iones en el sistema; la temperatura y alcalinidad tienen influencia en el valor de este parámetro. La conductividad está ligada a los cambios de las sustancias disueltas dadas por el afluente, como también es posible valorar el contenido de sólidos disueltos (standard Methods for the Examination of Water and Wastewater).

En general las condiciones ambientales de operación en el sistema terciario actual, reportaron valores aptos para el desarrollo del tratamiento. Los datos del afluente y efluente para los parámetros de pH, alcalinidad y conductividad durante el seguimiento, se recopilan en la tabla 20.

Tabla 20. pH, alcalinidad y conductividad medidos en el sistema terciario actual.

Muestra	pH (U. de pH)		ALCALINIDAD (mg/L CaCO ₃)		CONDUCTIVIDAD (µs/cm)	
	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente
1	7,75	7,95	227	235	1602	1815
2	7,49	7,94	120	155	1322	1776
3	7,9	7,83	105	160	1451	1478
4	7,66	7,83	95	100	841	868

Fuente: Autores

5.2.1.2 Comportamiento del oxígeno disuelto en el sistema terciario.

La tabla 21 muestra los valores de OD en el efluente luego del tratamiento con *E.Crassipes* en el sistema actual. Se presentaron condiciones anaerobias con concentraciones por debajo de 2 mg/L (Villaseñor, 2001), estas condiciones probablemente fueron causadas por el efecto de cubierta que tienen las plantas, evitando la circulación del oxígeno desde la atmósfera hasta el agua (Reed *et al.*, 1988) citado por (Valderrama *et al.*, 2002).

Tabla 21. Comportamiento del oxígeno disuelto medido en el efluente del sistema terciario actual.

OXÍGENO DISUELTO (mg/L)	
Muestra	Efluente
1	0,21
2	0,95
3	0,35
4	0,29

Fuente: Autores

La presencia de oxígeno disuelto en el agua es indispensable para la vida de seres acuáticos. La baja solubilidad del OD es un problema común de este, además la cantidad de oxígeno en el agua depende de las condiciones ambientales, puesto que aumenta cuando disminuye la temperatura o aumenta la presión (García, 2012).

Los compuestos orgánicos del agua residual son degradados por los microorganismos asociados a las macrófitas que usan el oxígeno para su respiración, esto quiere decir que cuanto mayor es la cantidad de materia orgánica, mayor es el número de microorganismos y por tanto mayor consumo de oxígeno (García, 2012).

Las plantas acuáticas emplean el oxígeno y dióxido de carbono disponible en la atmósfera para su fotosíntesis. A medida que su biomasa aumenta, reduce significativamente el paso de la luz solar, restringiendo el intercambio gaseoso entre la atmósfera y el agua, reduciendo el oxígeno y facilitando la degradación anaerobia de los lodos (Martelo *et al.*, 2012).

5.2.1.3 Análisis de carga contaminante en el sistema terciario antes de la adecuación.

DBO total: La DBO₅ obtenida estableció la cantidad indirecta de materia orgánica biodegradable presente en el afluente y efluente del sistema. Los resultados presentan variaciones de carga afluente durante el proceso, oscilando entre 2460,6 y 4133,2 g/día. Posterior al tratamiento, se produjo eficiencias entre 57,2% y 83% (Tabla 22).

Tabla 22. DBO medida en el sistema terciario actual.

Muestra	Carga DBO (g/día)		Consumo (g/día)	% Rem
	Afluente	Efluente		
1	4133,2	1770,5	2362,6	57,2%
2	2845,2	940,1	1905,1	67%
3	3960,1	1384,1	2576	65%
4	2460,6	417,2	2043,5	83%

Fuente: Autores

La tabla presenta tendencia similar de consumo en cada uno de los muestreos del proceso, lo que probablemente indique que la remoción en el sistema dependió principalmente de la cantidad de biomasa vegetal fija presente y su frecuencia de cosecha.

Por otro lado, se aprecia un aumento leve de consumo en cargas mayores (muestras 1 y 3). Según la cinética de crecimiento microbiana, el incremento de biomasa se acelera al estar sometida a cantidades mayores de sustrato, aumentando la tasa de eliminación del contaminante hasta el tope conocido como "sustrato limitante" (Winkler, 1993).

Aparentemente existe una tendencia de aumento de eficiencias con el paso de los días a pesar de las oscilaciones en la entrada. Esto se da al comparar los datos con cargas iniciales similares; probablemente se deba a una aclimatación gradual por la que atraviesan los microorganismos presentes en el sistema. Puntualmente las muestras 2 y 4 presentan dicha situación, al igual que las muestras 1 y 3. Sin embargo, los datos no son suficientes para afirmar esta hipótesis.

La necesidad de remoción porcentual de la DBO en el tratamiento terciario de la PTAR se encuentra alrededor de 38% y 40% para alcanzar el valor exigido por el Decreto 1594/84 (> 80% en carga). Las remociones logradas durante el proceso cumplen cabalmente con esta norma; indicando que el tratamiento terciario actual, es suficiente como tratamiento único para reducir la DBO, cumpliendo con la normatividad vigente. Sin embargo no se cumpliría con el valor de 50 mg/L planteado por el proyecto de norma del MAVDT de ser aprobado, puesto que las concentraciones de salida alcanzaron valores hasta de 92,1 mg/L (Anexo 3).

A pesar del buen desempeño en cuanto a eliminación de la DBO, obteniendo remociones porcentuales mayores al 57%, las concentraciones aún se encuentran muy por encima de la estimación típica para este constituyente, cuyo valor debe ser menor a 10 mg/L después de una laguna con Buchón que trate un efluente secundario (Romero, 1999).

DQO total: La DQO hallada constituye el contenido orgánico total presente durante el proceso. Su eliminación se llevó a cabo gracias a la acción depuradora de los microorganismos existentes en el sistema. El proceso mostró un comportamiento variable de cargas y eficiencias obtenidas, registrando valores afluente entre 5863,3 y 8996,8 g/día. El efluente alcanzó valores que oscilan entre 1660,9 y 5305,8 g/día, con eficiencias hasta de 71,6%.

Los datos de consumo evidencian una tendencia similar durante el proceso independientemente de la carga inicial (Tabla 23); lo que al parecer significa que las remociones alcanzadas dependen de la biomasa vegetal contenida en el estanque y su capacidad limitada de acumular microorganismos (Martelo *et al.*, 2012). Situación similar a la reportada en la DBO.

Tabla 23. DQO medida en el sistema terciario actual.

Muestra	Carga DQO (g/día)		Consumo (g/día)	% Rem
	Afluente	Efluente		
1	8996,8	5305,8	3691	41%
2	7516,5	3517,9	3998,5	53,2%
3	7824,1	3633,3	4190,8	53,5%
4	5863,3	1660,9	4202,3	71,6%

Fuente: Autores

Los valores también evidencian un aumento leve de los consumos y eficiencias a medida que transcurre todo el proceso, lo que indicaría que las remociones no solo dependen de la biomasa, sino también de la fase de latencia por la que atraviesan las bacterias (Crites & Tchobanoglous, 2000). En dicha fase transcurre

el tiempo que requieren los organismos para aclimatarse, sobre todo las bacterias presentes en la lámina de agua, las cuales permanecen más tiempo en el sistema. Esta posible aclimatación se tardó varias semanas. Sin embargo se requiere mayor número de datos para afirmar lo anterior.

La DQO es un parámetro comparable con el proyecto de norma del MAVDT, teniendo en cuenta que el Decreto 1594 de 1984 no la exige. La muestra 1 registró una concentración de salida de 276 mg/L (Anexo 3), sobrepasando 76 mg/L el valor máximo permisible (200 mg /L O₂) para descargas en cuerpos de agua que sería exigido en la norma. Las demás caracterizaciones se encuentran por debajo del valor aunque cercanas al límite.

El comportamiento en la eliminación de DQO, reveló que el sistema terciario no es suficiente como tratamiento único para alcanzar los objetivos de la normatividad propuesta, produciendo aún concentraciones efluente que son perjudiciales para la biología del ecosistema y no apta para ser utilizada por las personas. Por tanto, se requiere la inclusión de un proceso adicional como el reactor de lodos activados formulado en este estudio.

Análisis relación DBO/DQO: La relación DBO/DQO calculada estimó que el sustrato del sistema es un agua residual biodegradable, con un valor promedio de 0,4, resultando adecuado para continuar un tratamiento biológico (Tabla 24).

Tabla 24. Relación DBO/DQO en el sistema terciario actual.

Muestra	DBO/DQO	
	Afluente	Efluente
1	0,459	0,334
2	0,379	0,267
3	0,506	0,381
4	0,420	0,251

Fuente: Autores

La relación DBO/DQO es un indicador de tratamiento biológico. En aguas residuales domésticas, la relación oscila entre 0,3 y 0,8 (Fresenius *et al.*, 1989) citado por (García, 2012). La relación DBO/DQO se utiliza para estimar la biodegradabilidad de un agua residual. Para las relaciones DBO/DQO superiores a 0,4 el agua es considerada biodegradable, mientras que para relaciones DBO/DQO inferiores a 0,2, resulta ser no biodegradable (Domenech & Peral, 2006).

5.2.1.4 Comportamiento de los sólidos en el sistema terciario.

Sólidos totales y volátiles: Los análisis de sólidos totales y sólidos volátiles, se realizaron para determinar el exceso de materia orgánica presente en la entrada y salida del sistema terciario actual, con el fin de establecer la cantidad ingresada en el tratamiento y la que puede impactar en la fuente hídrica receptora.

El afluente proviene de un sistema anaerobio donde se reduce parte de la concentración orgánica, sin embargo sigue ingresando al sistema actual, alto contenido orgánico con una concentración máxima de 1016 mg/L, indicando que aún se puede desarrollar degradación biológica.

Las concentraciones de ST y SVT de salida, tuvieron una tendencia a disminuir con el tiempo, debido a la actividad metabólica de los microorganismos asociados a las raíces de las plantas, que realizan adsorción de los sólidos. Sin embargo las remociones del sistema en general resultaron ser ineficientes, posiblemente por desprendimiento de sólidos suspendidos. La tabla 25 recopila los datos del comportamiento de estos sólidos.

Tabla 25. ST y STV medidos en el sistema terciario actual.

Muestra	SÓLIDOS TOTALES (mg/L)			SÓLIDOS VOLÁTILES TOTALES (mg/L)	
	Afluente	Efluente	% Rem	Afluente	Efluente
1	1016	746	26,57	578	288
2	464	558	-20,26	354	246
3	748	546	27,01	430	322
4	610	390	36,07	236	128

Fuente: Autores

Sólidos sedimentables: Los sólidos sedimentables constituyen una medida aproximada de la cantidad de lodo que se separa en la decantación primaria (Metcalf & Eddy, 1996).

La tabla 26 presenta sólidos sedimentables del afluente y el efluente del sistema. Las muestras afluentes contenían concentraciones bajas de sólidos sedimentables, permitiendo lograr el 100% de las remociones, cumpliendo con el proyecto de norma del MAVDT.

Tabla 26. Sólidos sedimentables medidos en el sistema terciario actual.

Muestra	SÓLIDOS SEDIMENTABLES (mg/L)		
	Afluente	Efluente	% Rem
1	0,03	0	100
2	0,07	0	100
3	0,01	0	100
4	0	0	

Fuente: Autores

5.2.1.5 Análisis de nutrientes en el sistema terciario actual.

Nitrógeno: Es un nutriente esencial para el crecimiento de seres vivos y necesario en procesos de tratamiento biológico que requieren conocer datos numéricos para determinar su tratabilidad (Crites & Tchobanoglous, 2000).

La caracterización del Nitrógeno total (NTK) en el sistema terciario obtuvo remociones que varían entre 6,5 y 16%, con excepción del muestreo No. 2 que reportó aumento de concentración a la salida, registrando un valor negativo de 32%. El consumo de nitrógeno en el sistema actual se recopila en la tabla 27.

Tabla 27. NTK medido en el sistema terciario actual.

Muestra	Carga NTK (g/día)		Consumo (g/día)	% Rem
	Efluente	Afluente		
1	3114,2	2614,4	499,8	16%
2	2037,7	2691,3	-653,6	-32%
3	2364,5	2210,7	153,7	6,5%
4	1318,7	1184,2	134,5	10%

Fuente: Autores

Las remociones porcentuales del proceso sugieren deficiencia del mismo en la eliminación del nutriente. Esto puede deberse al aporte de la condición anóxica del tanque, la cual promueve la denitrificación, reduciendo solamente los nitratos presentes; mientras restringe el proceso de nitrificación, generando permanencia del nitrógeno amoniacal, que es la forma de nitrógeno predominante en el agua residual. De manera que el oxígeno posiblemente fue el factor limitante, afectando la velocidad del proceso (Metcalf & Eddy, 1996). Para comprobar esta hipótesis sería requerida una investigación enfocada en ello.

Un posible indicio de consumo en el sistema, puede ser una leve remoción de nitrógeno orgánico, dado que está asociado a sólidos suspendidos que se eliminan por sedimentación y filtración (Metcalf & Eddy, 1996).

Las dos últimas caracterizaciones indican que el sistema puede consumir la misma cantidad del nutriente, puesto que la degradación fue similar a pesar de tener diferente concentración inicial. Por otro lado, dichas muestras evidenciaron menor eficiencia que el día 1; al parecer debido a la acumulación del nutriente reportada en la muestra 2.

La inclusión de plantas adultas al sistema, puede ser una razón importante del incremento del nutriente en el agua registrado en la muestra 2, debido al envejecimiento de las raíces que posteriormente caen al fondo y se descomponen produciendo nitrógeno inorgánico (Camargo & Alonso, 2007), o por reciclado del nitrógeno orgánico producido por las raíces en dichas condiciones (Metcalf & Eddy, 1996).

A pesar de la deficiencia del proceso, el crecimiento de la biomasa vegetal se mostró continuo, por lo que se presume que las plantas captan el nitrógeno de una fuente alterna. Probablemente consumen nitrógeno atmosférico en lugar del nitrógeno contenido en el agua; lo cual puede darse con mayor frecuencia en una zona cercana al tránsito vial, como en este caso. El nitrógeno atmosférico se encuentra de forma natural en el agua como consecuencia de la deposición atmosférica (Camargo & Alonso, 2007), siendo esta, otra posible explicación del incremento del nitrógeno en el sistema. Debido a lo anterior se sugiere realizar un estudio del impacto del nitrógeno atmosférico en las macrófitas utilizadas.

Por otro lado, el aumento continuo de biomasa vegetal demuestra que aunque las plantas utilizadas son adultas, se produjo crecimiento de nuevos brotes, objetando lo sugerido por Martelo *et al.* (2012), quien describe que las plantas maduras no poseen una capacidad óptima de absorción de nutrientes. El seguimiento del crecimiento de biomasa vegetal, se describe detalladamente, al final del estudio del sistema terciario.

A pesar de las buenas condiciones de temperatura y pH, el nitrógeno no logró un comportamiento favorable en cuanto a remociones. Las concentraciones efluente de NTK (Anexo 3) sobrepasaron el valor máximo permisible de vertimientos propuesto por el MAVDT (10 mg/L), lo cual podría generar sanciones a la universidad, si el proyecto de norma llegase a ser aprobado.

Fósforo: El fósforo es considerado un parámetro de gran importancia en la caracterización de aguas residuales, pues se ha demostrado que además de ser parte del requerimiento nutricional de los organismos responsables del tratamiento, es un componente clave en la proliferación de algas y posterior

eutrofización de lagos naturales y lagunas artificiales, como la del presente estudio.

Los datos registrados (Tabla 28) evidencian incremento del nutriente en los primeros tres muestreos y una remoción muy baja en el último.

Tabla 28. Fósforo medido en el sistema terciario actual.

Muestra	Carga Fósforo (g/día)		Consumo (g/día)	% Rem
	Afluyente	Efluyente		
1	128,8	143,2	-14,4	-11,2%
2	132,6	142,2	-9,6	-7,2%
3	121,1	134,5	-13,4	-11,1%
4	107,6	94,2	13,4	12,5%

Fuente: Autores

Probablemente las concentraciones de oxígeno disuelto en el sistema (Tabla 21) afectaron el proceso de eliminación, puesto que bajo condiciones anóxicas, un número de organismos responde a los ácidos grasos volátiles (AGV) presentes en el agua, liberando el fósforo almacenado (Crites & Tchobanoglous, 2000), lo que pudo causar el incremento del nutriente. El autor sugiere que la eliminación biológica del fósforo se debe llevar a cabo en etapas combinadas (anaerobio-aerobio), lo cual fue analizado posteriormente en el sistema de lodos.

Por otro lado es posible que el tejido de las plantas utilizadas no demande porciones mayores de fósforo para su desarrollo, o que simplemente la forma en la cual se encuentra el nutriente no es la requerida para el consumo de la planta. De manera que es necesario estudiar la demanda del fósforo en otra especie de macrófitas, que teóricamente lo necesiten como parte importante de su crecimiento, así como un análisis del tipo de fósforo requerido por el Buchón de agua.

Es probable que el uso de plantas adultas haya ocasionado el incremento de las concentraciones, producido por el desprendimiento de nutrientes en forma soluble, debido al envejecimiento de las raíces en el Buchón de agua (Winkler, 1993) citado por (Pérez, 2011), como se describió para el nitrógeno.

Las concentraciones halladas a la salida del sistema pueden causar eutrofización aguas abajo del tratamiento. Según Russell (2012), las eflorescencias de algas se dan a concentraciones superiores de 0,018 mg/L; evidenciando la necesidad de implementar un tratamiento complementario para las remociones del fósforo.

El fósforo no es un parámetro exigido por el Decreto 1594 del 84. Sin embargo, la concentraciones de salida (Anexo 3) superan el valor máximo permisible de

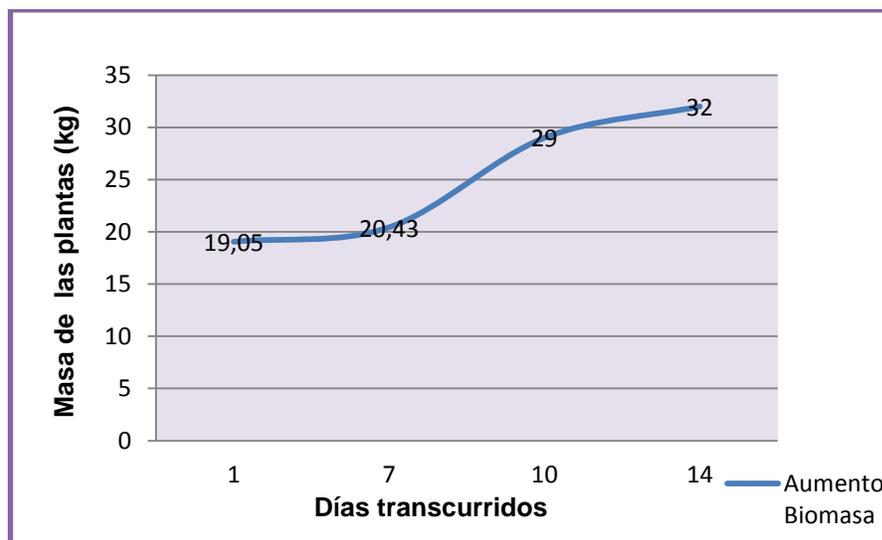
vertimiento de aguas superficiales (2 mg/L), que podría ser exigido por el proyecto de norma del MAVDT.

En cuanto a remoción de nutrientes, se puede concluir que el sistema terciario actual de la PTAR-UPB es un proceso deficiente, puesto que las macrófitas utilizadas no son aptas para tal objetivo. Por tanto es necesario realizar los estudios sugeridos e incluir un proceso adicional, para el tratamiento de estos constituyentes.

⇒ **Valoración del crecimiento de biomasa vegetal:** Para la determinación de la tasa de crecimiento de biomasa vegetal, se empleó una masa inicial de 19,05 kg, de la cual se obtuvo el comportamiento y crecimiento de la planta en función del tiempo.

La figura 11 evidencia que el Buchón de agua inicialmente tuvo un periodo de aclimatación o acoplamiento a las nuevas condiciones de carga, puesto que son traídas de la parte final del sistema terciario, donde las concentraciones son menores. Dicha aclimatación tuvo una duración de 7 días (día 1 al 7) y un incremento de la biomasa de tan solo 1,38 kg; posterior a la aclimatación, el crecimiento de las plantas se desarrolló con mayor rapidez, aumentando 8,6 kg desde el día 7 al 10; finalmente el último día reportó un aumento de 3 kg en cuatro días. Los datos de aumento de biomasa se presentan en el anexo 12.

Figura 11. Curva de crecimiento de *Eichhornia crassipes* en el sistema terciario actual.



Fuente: Autores

Durante este seguimiento, las plantas crecieron 59% a partir del momento de inclusión, indicando un valor alto de nuevo material vegetal. A pesar del crecimiento de las macrófitas, el consumo de nutrientes en el agua fue deficiente, por tanto se puede ultimar que las plantas utilizadas en el sistema terciario no son viables para la eliminación de dichos constituyentes.

5.2.2 Arranque del sistema de lodos activados piloto adecuado en el sistema terciario.

El sistema de lodos activados tuvo como objetivo principal las remociones de nutrientes y materia orgánica. La literatura indica que los reactores de lodos activados como tratamiento único, presentan mejores resultados a comparación de los sistemas convencionales.

La puesta en marcha del sistema consistió en airear durante 10 días el agua residual proveniente del sistema secundario, junto con lodo extraído del sistema terciario de la PTAR, con el fin de proporcionar condiciones aerobias. Posteriormente se recirculó el lodo del sedimentador de estudio al tanque de aireación, para aumentar la concentración de sólidos en el reactor (Figura 12).

Figura 12. Puesta en marcha, recirculación y estabilización del sistema de lodos activados.



Fuente: Autores

El seguimiento incluye, la evaluación del rendimiento del sistema en las remociones de materia orgánica y nutrientes; medición de parámetros de control para estimar las condiciones ambientales en el proceso; y el seguimiento de las condiciones de operación del tanque de aireación. La depuración del agua residual se evidenció al pasar por cada uno de los procesos, como se presenta en las muestras del sistema (Figura 13).

Figura 13. Muestras del sistema de lodos activados.



Fuente: Autores

A continuación se presentan los resultados de los parámetros fisicoquímicos evaluados en este periodo de estudio.

5.2.2.1 Parámetros de control de las condiciones ambientales del sistema de lodos activados.

Temperatura: La temperatura registrada durante el estudio se encontró dentro de las condiciones apropiadas para un sistema de lodos activados, con valores inferiores a 30°C y superiores a 10°C para llevar a cabo el proceso de nitrificación en el tanque de aireación (Tabla 29).

Tabla 29. Temperatura medida en el sistema de lodos activados.

Muestra	TEMPERATURA (°C)		
	Afluente	T. Aireación*	Efluente
1	24,1	21,6	22,2
2	23,8	23,3	23,6
3	23,5	23,3	23,6
4	25,2	24,9	26,4
5	24,3	24	24
6	25,7	25,3	25

Fuente: Autores

* Salida del tanque de aireación y entrada al sedimentador del sistema de lodos activados.

Al comparar los datos en cada punto de muestreo, no se evidencian cambios significativos, manteniéndose estables durante todo el proceso, cumpliendo con los límites normativos.

pH, alcalinidad y conductividad: El pH reportado favoreció el funcionamiento del sistema de lodos activados y el desarrollo de diversos microorganismos, especialmente bacterias nitrificantes en el tanque de aireación. Los valores permitieron inhibir la formación de organismos indeseables, como hongos filamentosos causantes del lodo no sedimentable, los cuales crecen en ambientes de pH bajos (carácter ácido). El pH óptimo para el sistema debe ser de 6,5 a 8,5 unidades, según Romero (1999).

La salida del tanque de aireación (Anexo 4) presentó valores variables de pH y evidenció reducción respecto al afluente, lo que pudo ser causado por el CO₂ liberado durante la remoción de materia orgánica soluble y por la acción de las bacterias nitrificantes; generando en la zona de sedimentación, un pH apto para el crecimiento, desarrollo y actividad metabólica del Buchón de agua. El pH del efluente mantuvo valores dentro de los límites permisibles de vertimientos según el Decreto 1594/84 y el proyecto de norma del MAVDT.

La alcalinidad reportada en los análisis evidencia condiciones adecuadas para la operación del sistema de lodos activados, favoreciendo entre otros aspectos, las concentraciones para llevar a cabo el proceso de nitrificación. El sistema reportó descenso de alcalinidad a la salida del tanque de aireación, lo cual pudo darse por el consumo generado en el proceso de nitrificación; mientras que el efluente del sedimentador-Buchón de agua (efluente total del sistema) reportó incremento de las concentraciones respecto a la entrada de este, al parecer causado por la denitrificación, como describe González *et al.* (2010).

A pesar de registrar concentraciones elevadas de conductividad en el afluente (190-1421 $\mu\text{S}/\text{cm}$), el sistema de lodos activados logró reducir los valores a 100-1044 $\mu\text{S}/\text{cm}$. La conductividad en el tanque de aireación promovió el crecimiento de protistas, los cuales ofrecen los medios precisos para la formación de un correcto flóculo y el crecimiento de la microbiota asociada al lodo activado; esto se da en concentraciones por debajo de los 10000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Infante, 2012).

La zona del sedimentador–Buchón de agua, al parecer fomentó un leve aumento en la conductividad del efluente del sistema, dado por el aumento sólidos disueltos que se generan en el sedimentador.

Los datos de registro para el pH, alcalinidad y conductividad, en cada uno de los puntos de muestreo del sistema de lodos (afluente, salida del tanque de aireación y efluente del sedimentador-Buchón de agua), se encuentran en el anexo 4.

5.2.2.2 Comportamiento del oxígeno disuelto en el sistema de lodos activados.

El tanque de aireación mantuvo concentraciones de oxígeno disuelto entre 6,54-7,2 mg/L (Tabla 30). Cumplió con las condiciones teóricas para sistemas de lodos activados, favoreciendo la acción metabólica de los microorganismos que aseguran la descomposición de materia orgánica y así mismo, para las condiciones del proceso de nitrificación. Dichas condiciones permiten inhibir la presencia de algunos tipos de organismos filamentosos y evitan la anaerobiosis del lodo biológico.

Tabla 30. Comportamiento del oxígeno disuelto medido en el sistema de lodos activados.

Muestra	OXÍGENO DISUELTO (mg/L)	
	T. Aireación	Efluente
1	6,72	1,85
2	6,54	2,12
3	6,56	1,57
4	6,8	0,85
5	6,78	0,7
6	7,2	1,27

Fuente: Autores

Las concentraciones en el efluente, disminuyó a causa de la estabilización de materia orgánica y debido a las hojas de las macrófitas que no permiten la transferencia de gases. El suministro de oxígeno fue fundamental para mantener un contacto íntimo entre el residuo y el lodo activado, permitiendo la suspensión de los sólidos, asegurando condiciones óptimas para el proceso. El oxígeno disuelto ideal para el funcionamiento de los lodos activados debe ser mayor a 2mg/L (Romero, 1999).

El OD en tratamientos biológicos aerobios, buscan las condiciones óptimas de organismos como las bacterias heterótrofas aerobias; asegurando que los productos de descomposición sean estables. La falta de oxígeno del sistema puede provocar un efluente turbio y el crecimiento de organismos filamentosos (Romero, 1999).

5.2.2.3 Análisis de carga contaminante en el sistema de lodos activados.

DBO total: El comportamiento de la DBO en el reactor de lodos activados registró cargas afluente que oscilan entre 3191,2 g/día y 5978,7 g/día y cargas efluente entre 307,6 g/día y 1326,5 g/día (Tabla 31). El registro detallado de los procesos involucrados en el tratamiento, se presenta en el anexo 5.

Tabla 31. DBO medida en el sistema de lodos activados.

Muestra	Carga DBO (g/día)		Consumo (g/día)	% Rem
	Afluente	Efluente		
1	5767,2	1326,5	4440,7	77,0
2	3748,7	378,7	3370,0	89,9
3	5132,8	349,9	4782,9	93,2
4	4748,3	624,8	4123,5	86,8
5	5978,7	867,0	5111,7	85,5
6	3191,2	307,6	2883,6	90,4

Fuente: Autores

La mayor parte de la remoción de DBO se logró en el tanque de aireación, el cual evidenció mejor comportamiento al estar expuesto a cargas mayores, como lo describe la cinética de crecimiento microbiana. Las concentraciones bajas de materia orgánica se traducen en déficit de alimento que reduce la actividad depuradora de los organismos, convirtiéndose en el factor limitante. La fase en la cual los organismos se inactivan se conoce como respiración endógena (Winkler, 1993).

El comportamiento de la DBO en el sedimentador-Buchón de agua, fue similar al estudiado en el sistema anterior, logrando consumos proporcionales a las cargas de entrada, dado por la cinética del sustrato limitante. Esta sección alcanzó remociones importantes para el sistema, aunque en este caso no es posible determinar la incidencia de las plantas, puesto que el sedimentador, al ser parte vital de un sistema de lodos activados, teóricamente tiene un aporte significativo en el tratamiento.

La muestra 1 de la zona de sedimentación evidenció aumento de carga en la salida respecto a la entrada, lo cual puede estar sujeto al lavado de SST provenientes del recirculado efectuado recientemente en el tanque de aireación, lo cual afectó levemente el resultado total de ese día.

El sistema de lodos activados alcanzó remociones porcentuales entre 77% y 93,2% de DBO, cumpliendo totalmente con lo exigido por el Decreto 1594/84, teniendo en cuenta el porcentaje remanente de 40% que debe alcanzar el sistema terciario de la PTAR, para lograr el objetivo.

En cuanto al proyecto de norma del MAVDT, se puede decir que este tipo de sistema es viable para remoción de la DBO, puesto que las concentraciones efluente lograron en su mayoría hallarse por debajo del valor máximo (50 mg/L). El día 1 sobrepasó 19 mg/L dicho valor, sin embargo es posible que al realizar pruebas de DBO filtrada, las concentraciones resulten ser menores, lo cual se sugiere ser comprobado.

DQO total: El sistema de lodos activados alcanzó remociones de DQO entre 76,7% y 91,9%, a partir de cargas afluente que oscilan entre 8516,2 g/día y 12649,4 g/día (Tabla 32).

Tabla 32. DQO medida en el sistema de lodos activados.

Muestra	Carga DQO (g/día)		Consumo (g/día)	% Rem
	Afluente	Efluente		
1	12649,4	2941,3	9708,1	76,7
2	8516,2	861,2	7655,0	89,9
3	10573,2	861,2	9712,0	91,9
4	9804,2	1580,2	8224,0	83,9
5	12245,7	2057,0	10188,7	83,2
6	9900,4	1722,5	8177,9	82,6

Fuente: Autores

La DQO en el sistema presentó un comportamiento semejante al reportado para la DBO, obteniendo mayores consumos en las cargas iniciales más altas. Tanto el tanque de aireación como el sedimentador-Buchón tuvieron un aporte representativo en las remociones (Anexo 6).

La muestra 5 en el tanque de aireación evidenció menor remoción que las demás, posiblemente por un exceso de biomasa presente, sin embargo esto no afectó la eficiencia total de ese día.

Los valores de DQO reportados en el efluente del sistema, cumplirían con el proyecto de norma del MAVDT, siendo una mejor alternativa para remociones de este constituyente respecto al sistema terciario actual, evitando posibles sanciones a la UPB.

5.2.2.4 Comportamiento de sólidos en el sustrato del sistema de lodos activados.

Sólidos totales y volátiles: Los sólidos totales (ST) y sólidos volátiles totales (STV) se evaluaron para determinar la cantidad de materia orgánica presente en el sistema.

Los ST reportados en el tanque de aireación y en el efluente del sistema, fueron muy similares, indicando poca actividad microbiológica entre ellos. Por otro lado, al realizar un análisis por procesos separados (tanque de aireación y sedimentador-Buchón de agua), se observan bajas eficiencias; sin embargo las remociones totales del tratamiento reportan valores hasta de 76,39%. El reporte completo de los ST se presenta en el anexo 7.

Las concentraciones remanentes en la salida posiblemente se deban a la acumulación del material inorgánico durante el proceso. Sin embargo, las eficiencias de los ST superaron las reportadas en el sistema terciario actual, evidenciando las ventajas sobre este último.

Los sólidos volátiles totales fueron removidos con eficiencias hasta de 90,65% (Anexo 8) en el sistema de lodos activados. Su característica de lodo secundario no afectó el proceso; dicha característica hace referencia a cantidades bajas de materia orgánica biodegradable, dificultando su degradación (Arnaiz *et al.*, 2006) citado por (Rincón, 2006), sin embargo este no fue el caso. Se puede decir que el sistema de lodos activados resultó ser una mejor alternativa en la remoción de STV, que el sistema actual.

Sólidos sedimentables: Los sólidos sedimentables entraron con una cantidad mínima al sistema de lodos activados, posteriormente evidenciaron aumento en el tanque de aireación debido a sus características aerobias de formación del floculo biológico, que finalmente se asientan en el tanque de sedimentación.

El efluente total del sistema registró eliminación total de los sólidos sedimentables (Anexo 9), evidenciando buena calidad del agua. Los datos de salida indican cumplimiento del objetivo propuesto por el proyecto norma del MAVDT de 2010 (<1,0 ml/L).

5.2.2.5 Análisis de nutrientes en el sistema de lodos activados.

Nitrógeno: Las cargas de entrada registradas en el sistema varían entre 1599,4 g/día y 2979,7 g/día. Se logró un valor efluente mínimo de 559,4 g/día, evidenciando buen desempeño general en las remociones del nutriente (hasta de

70%). Las cargas y eficiencias generales en la eliminación de NTK se presentan en la tabla 33.

Tabla 33. NTK medido en el sistema de lodos activados.

Muestra	Carga NTK (g/día)		Consumo (g/día)	% Rem
	Afluente	Efluente		
1	2979,7	2345,3	634,4	21,3
2	1599,4	559,4	1040,0	65,0
3	2172,3	661,3	1511,0	69,6
4	2095,4	661,3	1434,1	68,4
5	2133,9	1124,6	1009,3	47,3
6	2057,0	720,9	1336,1	65,0

Fuente: Autores

Las eficiencias registradas en el sistema se atribuyen al tanque de aireación, puesto que la sección sedimentador-Buchón de agua se comportó de manera similar al sistema terciario actual, evaluado en la etapa anterior del estudio. El reporte detallado del NTK, se presentan en el anexo 10.

El tanque de aireación registró valores de consumo y eficiencias similares durante todo el estudio, debido a condiciones constantes para cada uno de los procesos encargados de la depuración del nitrógeno en el licor de mezcla, tales como estabilización, mineralización, asimilación y respiración endógena; así como condiciones de oxígeno disuelto y la presencia de bacterias nitrificantes y denitrificantes.

La muestra 1 presenta baja eficiencia (21%) en proporción a las demás, lo que puede atribuirse a un lavado de SST en el sedimentador, ocasionado por la segunda inoculación del tanque de aireación.

El oxígeno registrado en la sección sedimentador-Buchón se halló debajo del valor crítico (2 mg/L) (Tabla 28), sin presentar diferencia con el registro de oxígeno en el sistema terciario actual; de manera que no es posible verificar la dependencia del oxígeno como factor limitante en la eliminación de NTK. Por tanto, se requiere realizar un estudio adicional con un tratamiento aerobio aireado de plantas acuáticas que permita determinar si las eficiencias aumentan significativamente con aireación, como lo describe Martelo *et al.* (2012).

Aunque las concentraciones de nitrógeno obtenidas en el efluente del sistema, no alcanzarían el objetivo trazado por el proyecto de norma del MAVDT (10 mg/L), las remociones lograron valores considerables respecto a los resultados registrados en el seguimiento del sistema actual y respecto a las concentraciones totales de entrada a la PTAR. Por tanto, se considera factible el uso de este proceso,

realizando los ajustes pertinentes para corregir las concentraciones remanentes de la salida.

Fósforo: Tal como se mencionó anteriormente, el fósforo es un nutriente esencial para el crecimiento de organismos como protistas y plantas (Romero, 1999), y hace parte de los requerimientos nutricionales del inóculo presente en el tanque de aireación.

El fósforo en el sistema de lodos activados, reportó valores muy bajos de consumo y remoción porcentual; ninguna de las dos secciones mostró eliminación significativa del nutriente y hubo incremento de carga en algunas de las muestras. Por otra parte, el comportamiento del fósforo en el sedimentador-Buchón de agua, no tuvo ninguna diferencia con lo ocurrido en el sistema actual. Los registros del comportamiento del fósforo en el tratamiento se presentan en la tabla 34.

Tabla 34. Fósforo medido en el sistema de lodos activados.

Muestra	Carga Fósforo (g/día)		Consumo (g/día)	% Rem
	Afluente	Efluente		
1	69,2	201,9	-132,6	-191,7
2	184,6	155,7	28,8	15,6
3	178,8	138,4	40,4	22,6
4	201,9	159,6	42,3	21,0
5	203,8	215,3	-11,5	-5,7
6	190,3	207,6	-17,3	-9,1

Fuente: Autores

La muestra 1 presenta alta acumulación de fósforo en el sistema, evidenciando un porcentaje de remoción negativo de 191,7%. Para este caso, al igual que en el nitrógeno, puede corresponder al lavado de SST.

El tratamiento de fósforo por etapas combinadas (anaerobia- aerobia), descrito por Crites & Tchobanoglous (2000) y mencionado en el seguimiento del sistema actual, se llevó a cabo en este periodo de estudio; siendo el RAP de la PTAR, el tratamiento anaerobio y el reactor de lodos piloto, correspondió al sistema aerobio. Sin embargo no se presentaron cambios positivos respecto al sistema actual. Los valores registrados para este nutriente, se presentan en detalle en el anexo 11.

Probablemente los microorganismos presentes en el lodo activado no demandaron fósforo para su metabolismo celular, o su requerimiento fue muy escaso, de manera que no ocurrió un consumo importante del nutriente. Se sugiere estudiar a fondo las necesidades del fósforo en el licor de mezcla, y realizar una

investigación de posibles procesos de eliminación de este nutriente, que puedan ser incorporados como tratamiento adicional al sistema terciario de la PTAR.

Las concentraciones efluente del fósforo, no logran cumplir el objetivo del valor máximo permisible de 2 mg/L propuesto por el MAVDT. De manera que para evitar sanciones a la universidad, se deben realizar los estudios pertinentes para la inclusión de tratamientos posteriores y lograr dicho valor.

5.2.2.6 Caracterización del inóculo en el sistema de lodos activados.

ST, STV y SSED en el inóculo: Los sólidos totales y sólidos volátiles totales representaron el material total húmedo y orgánico respectivamente, en el licor de mezcla del sistema. Sirvieron para determinar la relación STV/ST, la cual, en general se halló entre 0,45 y 0,9 (Hulshoff Pol, 1989) citado por (Torres *et al.*, 2008), indicando buena proporción de biomasa activa en el lodo.

La concentración de sólidos totales representan la parte húmeda del lodo y los sólidos volátiles representan la materia orgánica de ellos, los cuales determinan la estabilidad del lodo (Barrios, 2009).

Los sólidos sedimentables medidos en el inóculo, son importantes como variable para determinar el índice volumétrico de lodos en el sistema.

Las caracterizaciones de ST, STV y SSED realizadas al licor de mezcla presente en el tanque de aireación, se recopilan en la tabla 35.

Tabla 35. ST, STV y SSED medidos en el licor de mezcla.

Muestra	ST (mg/L)	STV (mg/L)	% STV/ST	SSED (mg/L)
1	1236	624	50,49	25
2	6600	6296	95,39	20
3	1290	478	37,05	24
4	5872	2890	49,06	165
5	4618	2410	52,19	44
6	3708	1972	53,18	148

Fuente: Autores

Sólidos suspendidos totales en el inóculo (SSTLM): La tabla 36 representa la cantidad total de sólidos en suspensión en el licor de mezcla, su seguimiento fue de importancia en la determinación de índice volumétrico de lodos (IVL), y para

establecer la porción orgánica del licor mezclado (SSV), utilizada para definir las condiciones de operación del sistema en la fase 1.

Tabla 36. Sólidos suspendidos totales medidos en el licor de mezcla.

Muestra	SSLTM (mg/L)
1	1140
2	1248
3	828
4	6460
5	3240
6	2560

Fuente: Autores

Índice volumétrico de lodos (IVL): Permitió medir las características de asentamiento del lodo en la sección sedimentador-Buchón de agua. Los valores calculados establecieron que el lodo tuvo una floculación considerable, buenas condiciones de sedimentabilidad y un sobrenadante claro (Crites & Tchobanoglous, 2000), esto se cumple con valores por debajo de 100 mL/g. La tabla 37 presenta el comportamiento del IVL en el sistema de lodos activados.

Tabla 37. Comportamiento del Índice volumétrico de lodo en el sistema de lodos activados.

Muestra	IVL (mL/g)
1	21,93
2	16,02
3	28,98
4	25,54
5	13,58
6	57,81

Fuente: Autores

Relación Alimento/Microorganismo: Permitió realizar una interpretación del alimento en el sistema respecto a la biomasa presente. La tabla 38 muestra los valores calculados para cada una de las caracterizaciones en el estudio.

Tabla 38. Relación Alimento/Microorganismo (A/M) en el sistema de lodos activados.

Muestra	A/M (d ⁻¹)
1	1,36
2	0,81
3	1,66
4	0,20
5	0,49
6	0,33

Fuente: Autores

Los tres datos iniciales hacen referencia a un exceso de alimento y ausencia de biomasa. La caracterización 4 disminuyó notablemente, alcanzando 0,20 d⁻¹, debido al aumento de la microbiota evidenciada en el valor de SSLTM (Tabla 35) de ese día. Por último, las muestras 5 y 6 se encontraron dentro del rango óptimo, con características de un lodo floculado.

El rango óptimo de la relación A/M en un sistema de lodos activados debe estar entre 0,3 y 0,6 d⁻¹ (Mendoza, 2000). A pesar de los valores hallados por fuera de dicho intervalo, no se presentaron los problemas operacionales sugeridos por la literatura; tales como el Bulking filamentoso, si la relación A/M es mayor de 0,6 d⁻¹, o dificultades en la sedimentación por generación de lodo flotante, en valores menores a 0,3 d⁻¹.

5.2.2.7 Seguimiento de los parámetros de operación del tanque de aireación.

La tabla 39 representa la biomasa activa (SSVLM) contenida en el tanque de aireación, responsable de las eficiencias logradas de la DBO en cada una de las caracterizaciones. Los valores medidos de SSVLM fueron comprobados con el rango óptimo esperado para cada día de muestreo, previamente calculado en la fase 1.

Se encontró que los SSVLM medidos en las muestras 1 y 3, estuvieron muy por debajo de los rangos (ausencia de biomasa), mientras que el dato 2 estuvo por debajo pero cercano al intervalo; el día cuatro evidenció un valor muy por encima del óptimo (exceso de lodo); y los días cinco y seis, reportaron una biomasa hallada dentro de sus rangos.

Tabla 39. SSVLM vs Eficiencias del sistema de lodos activados.

Muestra	SSVLM Medidos (mg/L)	Rango SSVLM (mg/L)		DBO (mg/L)	% Rem T. Aireación*	% Rem Total
1	570	1290	2581	300	78,8	77
2	624	839	1677	195	77,2	89,9
3	414	1148	2297	267	80,2	93,2
4	3230	1062	2125	247	74	86,8
5	1620	1338	2675	311	53,7	85,5
6	1280	714	1428	166	65,5	90,4

* Porcentaje medido al inicio del sedimentador con aireación (incluye contenido de sólidos suspendidos).

Las concentraciones de biomasa hallada dentro de su rango esperado, mostraron eficiencias elevadas, como típicamente ocurriría. Sin embargo los valores de SSVLM alejados de dichos rangos, no mostraron diferencia respecto a los primeros, pues sus porcentajes de remoción también resultaron ser altos. A pesar de los valores hallados por fuera de los intervalos óptimos de SSVLM, el sistema siguió funcionando muy bien, es decir que el tanque de aireación pudo operar eficazmente con relaciones A/M altas o bajas.

Consideraciones finales entre el sistema actual y el nuevo

El sistema terciario actual, evaluado en la primera etapa del estudio, resultó ser un tratamiento incompleto en cuanto a eliminación de materia orgánica en el agua. Se determinó que a pesar de cumplir las exigencias del Decreto 1594/84 para la DBO y de eliminar hasta 71,6% de DQO, se siguen generando concentraciones remanentes a la salida, que contaminan el cuerpo de agua receptor. Se estableció además, que dicho sistema fue ineficiente para eliminación de nutrientes, registrando bajas remociones e incremento de carga en algunas caracterizaciones del proceso. Se obtuvo eficiencias entre 6,5% y 10% de NTK; mientras que el comportamiento del fósforo reportó cargas efluente muy cercanas al afluente.

Es preciso destacar que ninguno de los constituyentes evaluados en el sistema actual, alcanzaría a cabalidad los objetivos planteados por el proyecto de norma del MAVDT. Por lo cual se hace necesaria la implementación de un tratamiento adicional, con el fin de corregir concentraciones de salida y aumentar las eficiencias.

El sistema de lodos activados, evaluado en la segunda etapa de estudio, evidenció mejores remociones de DBO, DQO, y NTK, respecto al sistema anterior, logrando minimizar las cargas de salida de dichos constituyentes. Este sistema alcanzó

remociones de DQO por debajo del valor máximo permisible del proyecto de norma del MAVDT. Mientras que la DBO reportada logró el objetivo estipulado por el ministerio, en casi todas las muestras, y cumplió a cabalidad con el Decreto 1594/84. Finalmente, las eficiencias logradas para el NTK, alcanzaron hasta un 75%, mejorando considerablemente la eficiencia respecto al sistema actual.

De acuerdo a lo anterior, se puede decir que el sistema de lodos activados es un proceso viable para ser adaptado en los canales del sistema terciario actual de la PTAR, teniendo en cuenta que en general, las remociones alcanzadas estuvieron alrededor del 90%.

Problemas en el tanque de aireación.

El tanque de aireación presentó generación de espuma, cuyo aumento se evidenció con el paso de los días de seguimiento, y aún más después del inicio de las actividades académicas, cuando el uso de detergentes es más recurrente. La espuma generada llegó a una altura máxima de 80 cm aproximadamente (Figura 14).

Figura 14. Espuma generada en el tanque de aireación.



Fuente: Autores

La espuma mostró características de color blanco y de apariencia consistente. Su producción pudo deberse al bajo contenido de lodos reportado en algunas de las caracterizaciones, o probablemente a la presencia de altas concentraciones de detergentes, grasas o aceites, generados por las actividades de la universidad; dichos componentes no pueden ser transformados en alimento por los microorganismos que crecen en el licor de mezcla (Carlini, 2003).

Normalmente la formación de espuma en el tanque de aireación de una planta bien operada, recubre del 25 al 10% de la superficie del tanque. El exceso de espuma afecta la operación del sistema. Generalmente se presentan tres tipos de

espumas problemáticas: espumas blancas y consistentes, espumas marrones, y espumas muy oscuras o negras (Carlini, 2003).

5.3 FASE 3: ADAPTACIÓN DEL SISTEMA DE LODOS ACTIVADOS SIN RECIRCULACIÓN A ESCALA REAL.

Con el propósito de mejorar el tratamiento del agua residual generada por la Universidad pontificia Bolivariana, se adecuará un reactor de lodos activados sin recirculación a escala real, utilizando el mismo modelo planteado para el estudio, teniendo en cuenta los parámetros fisicoquímicos analizados. El tratamiento se desarrollará en los canales del sistema terciario de la PTAR, que actualmente opera como tratamiento acuático con Buchón de agua.

El tramo contará con un tanque de aireación y un sedimentador, cuyas longitudes son 62,72 m y 65,22 m respectivamente. El sistema a escala real operará con el caudal distribuido de la PTAR, que es aproximadamente 0,6 L/s (Tabla 40). La inclusión de plantas acuáticas dependerá de los resultados obtenidos en los estudios adicionales, sugeridos en este proyecto.

Tabla 40. Parámetros iniciales del sistema de lodos activados a escala real.

PARÁMETRO	VALOR
Longitud Total (m)	127,95
Ancho (m)	0,41
Profundidad (m)	0,91
Θ TRH Total (h)	21,32
Volumen total (m ³)	46,062
Caudal (L/s)	0,6

Fuente: Autores

5.3.1 Tanque de aireación.

El tanque de operación funcionará con las condiciones de caudal y TRH presentadas en la tabla 41.

Tabla 41. Condiciones iniciales del tanque de aireación a escala real.

PARÁMETRO	VALOR
Longitud Total (m)	62,72
Θ TRH Total (h)	10,71
Volumen total (m ³)	23,143
Caudal (L/s)	0,6

Fuente: Autores

Para su adecuación se definieron las condiciones de operación de biomasa óptima. Se utilizó el mejor intervalo de SSVLM, previamente verificado en el seguimiento operacional del sistema de lodos activados a escala piloto (Fase 2), y los valores de sustrato menor y mayor, obtenidos en los análisis fisicoquímicos de la DBO en el mismo sistema; con el fin de calcular el intervalo óptimo de relación alimento/ microorganismo (A/M) que se deberá utilizar (Tabla 42).

Tabla 42. Consideraciones operacionales del tanque de aireación a escala real.

PARÁMETRO	VALOR
Sustrato mínimo (mg/L)	166
Sustrato máximo (mg/L)	311
Rango óptimo de SSVLM (mg/L)	714 - 1428
Relación A/M (d ⁻¹)	260,42- 520,78*

*Relación A/M que se deberá utilizar.

5.3.1.1 Sistema de aireación.

El cálculo del sistema de aireación a escala real se realizó teniendo en cuenta las mismas variables utilizadas en la fase 1. La potencia se calculó a partir de la DBO afluente promedio medida en el sistema de lodos a escala piloto y un valor de 50 mg/L como valor efluente. El suministro se llevará a cabo mediante un sistema similar al utilizado en la evaluación piloto. La tabla 43 presenta las variables de operación en el suministro de oxígeno.

Tabla 43. Variables de operación en el suministro de oxígeno a escala real.

PARÁMETRO		VALOR	UNIDADES
Demanda Total de Oxígeno	<i>DBOL</i>	18,178	kg/día
Oxígeno Requerido	<i>OR</i>	259,69	kg O ₂ /día
Aire Requerido	<i>AR</i>	0,0129	kg/seg
Potencia	<i>P</i>	0,1	Hp

Fuente: Autores

5.3.2 Sedimentador.

El clarificador del sistema funcionará en las dimensiones y consideraciones presentadas en la tabla 44.

Tabla 44. Dimensiones y consideraciones del sedimentador a escala real.

PARÁMETRO		VALOR	UNIDADES
Caudal	Q	0,6	L / seg
Tiempo de Retención Hidráulico	TRH	10,87	Horas
Longitud del sedimentador	L	65,23	m
Volumen	Vol	23,48	m ³

Fuente: Autores

6. CONCLUSIONES

- El sistema de lodos activados sin recirculación es una alternativa viable para la depuración del agua residual proveniente del sistema secundario, y en general para el mejoramiento de las eficiencias totales de la planta de tratamiento; por tanto es factible realizar una adaptación a escala real de dicho proceso, en los canales del sistema terciario de la PTAR-UPB.
- El sistema de lodos activados sin recirculación a escala piloto, se configuró y adecuó en una cuarta parte del sistema terciario de la PTAR-UPB, y operó con un caudal de 0,2225 L/s, que es alrededor del 37% del caudal total distribuido. Estuvo comprendido por un tanque de aireación cuya longitud fue de 20 m, con rangos esperados de biomasa óptima entre 839 mg/L y 2675 mg/L y un sedimentador con Buchón de agua en la superficie de este, cuya longitud fue igual a 20,75 m.
- El sistema terciario actual a escala piloto, evaluado en la primera etapa del estudio fisicoquímico, logró eficiencias en la DBO que alcanzaron el porcentaje remanente necesario (40%) para el cumplimiento de las exigencias en el Decreto 1594/84. Sin embargo no fue un sistema eficiente para eliminar el resto de contaminantes analizados, descargando concentraciones que deterioran el ecosistema acuático e incumpliendo las posibles exigencias del proyecto de norma del MAVDT. De acuerdo a lo anterior, se ultima que el sistema terciario existente en la PTAR-UPB, no es un proceso eficiente para tratar las cargas provenientes del sistema secundario.
- El sistema de lodos activados a escala piloto, evaluado en la segunda etapa del seguimiento fisicoquímico, resultó ser una mejor alternativa de tratamiento para eliminar constituyentes en las aguas residuales provenientes del sistema secundario de la UPB, respecto al sistema actual piloto. Los consumos de materia orgánica y nitrógeno incrementaron obteniendo remociones importantes para la depuración del agua. En cuanto a materia orgánica, se lograron concentraciones mínimas de 16 mg/L y 44,8 mg/L en DBO y DQO respectivamente, cumpliendo a cabalidad con el valor máximo permisible para la DBO, estipulado en el Decreto 1594/84 y el objetivo planteado por el proyecto de norma del MAVDT para la DQO; mientras que el NTK reportó una concentración mínima de 29 mg/L, que es considerablemente menor a las obtenidas en el sistema actual y respecto a los valores de entrada a la PTAR.

- Las dimensiones del sistema de lodos activados-sedimentador a escala real, comprenderán una longitud de 62,72 m para el tanque de aireación y 65,23 m en la zona de sedimentación. Para el tratamiento se ubicará un sistema de aireación que alcance 0,1 Hp en el suministro de aire, de acuerdo a sus requerimientos. En la operación se deberá controlar la biomasa en el licor mezclado del tanque de aireación, mediante los valores alimento/microorganismo entre 260,42 d⁻¹ y 520,78 d⁻¹. El sustrato del sistema será el caudal total distribuido de la PTAR, que es aproximadamente 0,6 L/s.

7. RECOMENDACIONES

- Se recomienda estudiar en una fracción del sistema terciario de la PTAR-UPB, el comportamiento de una laguna aerobia aireada con Buchón de agua u otra especie de macrófita, para verificar su aumento significativo en la remoción del nitrógeno, respecto a la laguna acuática convencional, como sugiere Martelo (2012).
- Se sugiere realizar un estudio con Buchón de agua, en el sistema terciario de la PTAR-UPB, que permita determinar el impacto del nitrógeno atmosférico en la proximidad de las plantas, y verificar si su desarrollo depende en mayor proporción de este, que del nitrógeno contenido en el agua.
- Se recomienda estudiar la posibilidad de inclusión de plantas acuáticas cuyo requerimiento de fósforo según la literatura, sea mayor para su sustento, comparado con el Buchón de agua. Adicionalmente, se sugiere realizar un análisis encaminado a determinar qué forma de fósforo es la requerida por el Buchón de agua.
- Realizar un análisis para determinar la porción de materia orgánica removida por parte de las plantas, cuando estas se encuentran en la superficie de la zona de sedimentación del reactor de lodos activados, puesto que teóricamente dicha zona representa un aporte importante en el tratamiento.
- Formular un análisis de DBO y DQO filtrada en el sistema de lodos activados, para evaluar la incidencia de las concentraciones de SS en los porcentajes de remoción.
- Investigar las necesidades del fósforo en el licor de mezcla del sistema de lodos activados y estudiar la posibilidad de adaptación de un proceso adicional para la eliminación de este constituyente.

BIBLIOGRAFÍA

ANZOLA R, Mérida del Pilar.; OLIVEIRA N, Antonio.; ZAIAT, Marcelo. (2008). *Actividad metanogénica específica (AME) en un reactor anaerobio - aerobio aplicado al tratamiento de agua residual doméstica.*

APHA, AWWA, & WEF. (2005). *Standard Methods for the examination of water and wastewater (21th ed.).*

ARAGÓN CRUZ, Carlos A. (2009). *Optimización del proceso de lodos activos para reducir la generación de fangos residuales.*

ARBOLEDA VALENCIA, Jorge. (2000). *Teoría y práctica de la purificación del agua.*

BARRIOS PÉREZ, José Antonio. (2009). *Curso sobre manejo y aprovechamiento de lodos provenientes de plantas de tratamiento.*

CORREAL CUERVO, Rodrigo. (2002). *Tratamiento y postratamiento de aguas residuales.*

CAMARGO, J. A. & ALONSO, A. (2007). *Contaminación por nitrógeno inorgánico en los ecosistemas acuáticos: problemas medioambientales, criterios de calidad del agua, e implicaciones del cambio climático.*

CAMACHO PINTO, Jonnathan Alexis. & ORDOÑEZ NIÑO, Luswin Jair.(2008). *Evaluación de la eficiencia de un sistema de recuperación de aguas residuales con *Eichhornia crassipes*, para el postratamiento del efluente del reactor anaerobio a flujo piston de la Universidad Pontificia Bolivariana de Bucaramanga.*

CARLINI, M. & WALZ, D. (2003). *Problemas operacionales en plantas de tratamiento de.*

CELIS HIDALGO, J., JUNOD MONTANO, J., & SANDOVAL ESTRADA, M. (2005) *Recientes aplicaciones de la depuración de aguas residuales con planta acuáticas.*

COMISIÓN NACIONAL DEL MEDIO AMBIENTE. (1997). *Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental e-seia.*

Corporación Autónoma Regional del Magdalena. Normatividad. Normatividad Ambiental. Agua. [Citado 12 agosto 2013]

- CRITES, R. & TCHOBANOGLIOUS, G. (2000). *Sistemas de manejo de aguas residuales para núcleos pequeños y descentralizados*.
- CRITES, R. & TCHOBANOGLIOUS, G. (2000). *Tratamiento de aguas residuales en pequeñas poblaciones*.
- CURT FERNÁNDEZ DE LA MORA, María Dolores. (2004). *Macrófitas de interés en fitodepuración*. En Jesús Fernández (coord.). *Manual de fitodepuración* (p 91-105).
- DAVIS, Mackenzie. L. & MASTEN, Susan. J. (2005). *Ingeniería y Ciencias Ambientales*.
- DI MARZIO, W. D. (2005). *Microbiología de lodos activados: una herramienta retrospectiva y predictiva de la depuración de efluentes*.
- DOMENECH Xavier. & PERAL José. (2006.). *Química ambiental de sistemas terrestres*.
- FUENTES, Francisco. & MASSOL-DEYA, Arturo. (2002). *Manual de Laboratorios Ecología de microorganismos*.
- GAMARRA HERNÁNDEZ, Yolanda.; FORERO SARMIENTO, Juan.; QUINTERO HIGUERA, Oscar.; RUEDA VILLAMIZAR, Freddy.; AGUILAR ACEVEDO, Fernanda. (2005) *Evaluación de un modelo piloto integrado para el postratamiento del efluente del RAP con Spirodela sp.*
- GARCÍA TRUJILLO, Zarela Milagros. (2012). *Comparación y evaluación de tres plantas acuáticas para determinar la eficiencia de remoción de nutrientes en el tratamiento de aguas residuales domésticas*.
- GONZÁLEZ, Florencia; VERA, Claudia. (2006). *Ciclo del nitrógeno: desnitrificación y reducción disimilatoria del nitrato*.
- GONZÁLEZ LUNA, Pedro.; QUINTANS ÁLVAREZ, Patricia.; VIZCAÍNO HIDALGO, Marta.; DOMÍNGUEZ, Miguel Rubén.; PÉREZ ÁLVAREZ, Julio Antonio.; GONZÁLEZ ARIAS, José Juan.; GARCÍA DE LA MANO, Raquel. (2010). *Estudio de la inhibición del proceso de nitrificación como consecuencia de la acumulación de metales en el fango biológico de la E.D.A.R de León y su alfoz*.
- HERNÁNDEZ, Aurelio. (1998). *Depuración de aguas residuales. Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos*.
- INFANTE ROMERO, Pedro (2012). *Optimización del rendimiento depurativo de una planta de tratamiento biológico de efluentes de la industria química*.

- INFOJARDÍN. (2011). *Jacinto de agua, Camalote, Camalotes, Lampazo, Violeta de agua, Buchón, Taruya.*
- MALDONADO VARGAS, Carmen.; PÉREZ REYNA, Hilda Karina. (1993). *Lirio acuático (Eichhornia crassipes) en el tratamiento de aguas residuales.*
- MARTELO, Jorge.; LARA BORRERO, Jaime A. (2012). *Macrófitas flotantes en el tratamiento de aguas residuales: una revisión del estado del arte.*
- MARTÍ ORTEGA, Nuria. (2006). *Phosphorus Precipitation in Anaerobic Digestion Process.*
- MAVDT, M. D. (2010). *Grupo Asesor Ambiental y Civil LTDA. from GRUPAAC LTDA.*
- MELGOZA ALEMAN, R. M.; MIRANDA MANDUJANO, E. (2007). *Tratamiento del 2,4-dfn mediante un biofiltro discontinuo secuenciado anaerobio/aerobio a nivel piloto.*
- MENDONÇA ROLIM, Sergio. (2000) *Sistemas de lagunas de estabilización.*
- METCALF & EDDY, INC. (1996) *Ingeniería de aguas residuales. Tratamiento, vertido y reutilización.*
- MIRANDA, María Guadalupe.; LOT H, Antonio. (1999). *EL lirio acuático, ¿una planta nativa de México?*
- NANNING, Javier. (2003). *Sedimentación secundaria en sistemas de lodos activados.*
- OSORIO DUARTE, Mayra Liliana. (2010). *Arranque del reactor anaerobio de flujo pistón número dos de la planta de tratamiento de aguas residuales de la Universidad Pontificia Bolivariana seccional Bucaramanga. Facultad de ingeniería Ambiental.*
- PÉREZ LIZARAZO, Laura. (2011). *Estudio a escala de laboratorio de la conversión de un tratamiento terciario a un sistema de lodos activados.*
- PTAR UPB. (2012). *Planta de Tratamiento UPB. Bucaramanga. Informe de gestion.*
- QUINTERO G, Jenny.; VELASCO G, Nazareth de J. (2002). *Evaluación de una alternativa tecnológica para un sistema de producción de cerdos bajo el enfoque de tratamiento y aprovechamiento de los efluentes generados.*

QUINTÍN G, Marta. (2011). *Planta de tratamiento de agua de proceso en la industria papelera.*

RAMALHO, R. (1996). *Tratamiento de Aguas Residuales.*

REGLAMENTO TÉCNICO DEL SECTOR DE AGUA POTABLE Y SANEAMIENTO BÁSICO, RAS 2002. (2000). *Tratamiento de aguas residuales.* TITULO E.

RIGOLA LAPEÑA, Miguel. (1989). *Tratamiento de aguas industriales: aguas de proceso y residuales.*

RINCÓN, Maribet.; RINCÓN, Nancy.; ARAUJO, Ismenia.; CASANOVA, Ángel.; DÍAZ, Altamira.; MATA, Joan. (2009). *Estabilización de lodos activados utilizando un digestor de crecimiento suspendido y mezcla completa.*

RINCÓN, Nancy.; BEHLING Elisabeth.; DÍAZ Altamira. (2004). *Combinación de tratamientos anaerobio-aerobio de aguas de producción provenientes de la industria petrolera venezolana.*

RÍOS ARAGÜEZ, José Luis. (2013). *Depuración de aguas residuales: Descripción de los tratamientos secundarios o biológicos*

RODRÍGUEZ PÉREZ, Suyén.; BERMÚDEZ SAVÓN, Rosa Catalina.; GIARDINA, Paola.; FERNÁNDEZ BOIZÁN, Maikel. (2005). *Tratamiento Combinado (anaerobio-aerobio) para la Decoloración de la Vinaza de Destilería.*

ROMERO ROJAS, Jairo Alberto. (1999). *Tratamiento de Aguas Residuales. Teoría y principios de diseño.*

RUSSELL, David L. (2012). *Tratamiento de aguas residuales. Un enfoque práctico.*

SALAZAR A, Daniel E. (2001). *Modelado de lodos activados en estado estacionario.*

SANS FONFRIA, Ramón.; RIBAS, Joan de Pablo. (1989). *Ingeniería ambiental: Contaminación y tratamientos.*

SPERILLING, M. V.; LEMOS CHERNICHARO, C. A. (2005). *Biological wastewater Treatment in warm climate Regions.*

SUÁREZ M, Claudia. (2010). *Tratamiento de aguas residuales municipales en el valle del cauca.*

TEJERO, I.; SUAREZ, J.; TEMPRANO, J. (2011). *Ingeniería sanitaria y ambiental: Tema 32.Fangos activados.*

TORRES, PATRICIA.; PÉREZ, Andrea.; CAJIGAS, Álvaro.; OTERO, Ana.; GONZÁLEZ, Magally. (2008). *Selección de acondicionadores químicos para el tratamiento anaerobio de aguas residuales de extracción de almidón de yuca.*

TRINIDAD GAITÁN, Ericka. (2006). *Cuantificación de bacterias nitrificantes, denitrificantes, fijadoras de nitrógeno y heterótrofas de humedales artificiales sub-superficiales para el tratamiento de agua residual.*

VALDERRAMA, Luz Teresa.; ZAPATA Nancy.; VELANDIA, Sandra. (2002). *Evaluación del efecto del tratamiento con plantas acuáticas (Eichhornia crassipes, Lemma sp. y Limnibium stoloniferum) en la remoción de indicadores de contaminación fecal en aguas residuales domésticas.*

VALDEZ, Cesar Enrique.; VÁZQUEZ GONZÁLEZ, Alba B. (2003). *Ingeniería de los sistemas de tratamiento y disposición de aguas residuales.*

VÁZQUEZ ROSSAINZ, David. (2003). *Estudio de factibilidad para la construcción de una planta de tratamiento de aguas residuales en la UDLA-P.*

VILASECA V, M. (2001). *Observación microscópica de fangos activados en los tratamientos de depuración biológica.*

VILLASEÑOR CAMACHO, José. (2001). *Eliminación biológica de fósforo en aguas residuales urbanas.*

WINKLER, M. A. (1993). *Tratamiento biológico de aguas de desecho.*

ZORNOZA, Andrés.; AVENDAÑO, Liz.; AGUADO, Daniel.; BORRÁS, Luis.; ALONSO, José L. (2012). *Análisis de las correlaciones entre la abundancia de bacterias nitrificantes, parámetros operacionales y físico-químicos relacionados con el proceso biológico de nitrificación en fangos activos.*

ANEXOS

Anexo 1. Caracterización de las aguas residuales en el tratamiento terciario escala piloto con *Eichhornia Crassipes*, realizada por el Laboratorio de Análisis Químico de Aguas de la Universidad Pontificia Bolivariana.



ACREDITADO ISO 17025 RESOLUCION 0184 DE 2005

LABORATORIO DE ANALISIS QUIMICO DE AGUAS RESIDUALES	F-5.10-01
REPORTE DE RESULTADOS DE ENSAYO	Página 2 de 5.

DESCRIPCION DE LA MUESTRA

CLIENTE: UPB - PROYECTO DE GRADO N° 042-0510-2400	
CODIGO: 141	CODIGO: 144
FUENTE: AFLUENTE PTAR	FUENTE: EFLUENTE PTAR
FECHA DE RECEPCION: 2012-10-11	FECHA DE RECEPCION: 2012-10-12
FECHA DE REPORTE: 2012-11-16	FECHA DE REPORTE: 2012-11-16

VARIABLE	UNIDADES	PARAMETRO		Limite máximo Decreto 1594/84	METODO
		141	144		
DQO	mg O ₂ / L	468	276	--	SM 5220-B
DBO	mg O ₂ / L	215	92.1	>80%rem	SM5210-B-SM4500 O-C
Fosforo total	mg PO ₄ ³⁻ /L	6.70	7.45	--	SM 4500 P -B-E
Nitrógeno Total	mg NTK/L	162	136	--	SM 4500 N-Org-D

DBO: Demanda Bioquímica de Oxígeno ND: No Detectable

EL MONITOREO FUE REALIZADO POR EL CLIENTE

Qca. Esp. Ing. Ambiental CLAUDIA SOFIA QUINTERO DUQUE
 Coordinadora Laboratorio de Aguas Residuales

UNIVERSIDAD PONTIFICIA BOLIVARIANA
 BUCARAMANGA
 LABORATORIO DE ANALISIS QUIMICO
 DE AGUAS RESIDUALES
 ACREDITADO ISO 17025

"Los resultados reportados corresponden únicamente a las muestras analizadas. El contenido del reporte no se puede reproducir parcialmente solo en forma total previa autorización del Laboratorio de Aguas Residuales".

SEDE MEDELLÍN Campus de Laureles Circular 1° No. 70-01 / Teléfono: (057) (4) 4159015 / Fax: (057) (4) 2502080 / Apartado Aéreo 56006 / E-mail: comrelp@upb.edu.co
 SECCIONAL BUCARAMANGA Autopista a Piedecuesta Km.7 / Teléfono: (057) (7) 6796220 / Fax: (057) (7) 6796221 / E-mail: info@upbbga.edu.co
 SECCIONAL MONTERÍA Km. 8 Vía Cereté / Teléfono: (057) (4) 7860146 / Fax: (057) (4) 7860912 / E-mail: crelinter@upbmonteria.edu.co
 SECCIONAL PALMIRA Seminario Cristo Sacerdote, Km. 1 - Vía Tienda Nueva / Teléfono (057) (2) 2702545 / Fax: (057) (2) 2723121 / E-mail: upbpalmira@upb.edu.co
 www.upb.edu.co / Colombia / Suramérica

LABORATORIO DE ANALISIS QUIMICO DE AGUAS RESIDUALES	F-5.10-01
REPORTE DE RESULTADOS DE ENSAYO	Página 3 de 5

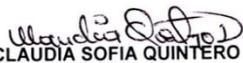
DESCRIPCION DE LA MUESTRA

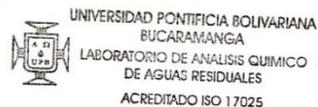
CLIENTE: UPB - PROYECTO DE GRADO N° 042-0510-2400	
CODIGO: 145	CODIGO: 146
FUENTE: AFLUENTE PTAR	FUENTE: EFLUENTE PTAR
FECHA DE RECEPCION: 2012-10-16	FECHA DE RECEPCION: 2012-10-17
FECHA DE REPORTE: 2012-11-16	FECHA DE REPORTE: 2012-11-16

VARIABLE	UNIDADES	PARAMETRO		Límite máximo Decreto 1594/84	METODO
		145	146		
DQO	mg O ₂ /L	391	183	--	SM 5220-B
DBO	mg O ₂ /L	148	48,9	>80%rem	SM5210-B-SM4500 O-C
Fosforo total	mg PO ₄ ³⁻ /L	6,90	7,40	--	SM 4500 P-B-E
Nitrógeno Total	mg NTK/L	106	140	--	SM 4500 N-Org-D

DBO: Demanda Bioquímica de Oxígeno ND: No Detectable

EL MONITOREO FUE REALIZADO POR EL CLIENTE


Qca. Esp. Ing. Ambiental CLAUDIA SOFIA QUINTERO DUQUE
Coordinadora Laboratorio de Aguas Residuales



"Los resultados reportados corresponden únicamente a las muestras analizadas. El contenido del reporte no se puede reproducir parcialmente solo en forma total previa autorización del Laboratorio de Aguas Residuales".

LABORATORIO DE ANALISIS QUIMICO DE AGUAS RESIDUALES	F-5.10-01
REPORTE DE RESULTADOS DE ENSAYO	Página 4 de 5

DESCRIPCION DE LA MUESTRA

CLIENTE: UPB - PROYECTO DE GRADO	
CODIGO: 147	CODIGO: 149
FUENTE: AFLUENTE PTAR	FUENTE: EFLUENTE PTAR
FECHA DE RECEPCION: 2012-10-18	FECHA DE RECEPCION: 2012-10-19
FECHA DE REPORTE: 2012-11-16	FECHA DE REPORTE: 2012-11-16

VARIABLE	UNIDADES	PARAMETRO		Limite máximo Decreto 1594/84	METODO
		147	148		
DQO	mg O ₂ /L	407	189	--	SM 5220-B
DBO	mg O ₂ /L	206	72.0	>80%rem	SM5210-B-SM4500 O-C
Fosforo total	mg PO ₄ ²⁻ /L	6.30	7.00	--	SM 4500 P-B-E
Nitrógeno Total	mg NTK/L	123	115	--	SM 4500 N-Org-D

DBO: Demanda Bioquímica de Oxígeno ND: No Detectable

EL MONITOREO FUE REALIZADO POR EL CLIENTE

Claudia Sofia Quintero Duque
Qca. Esp. Ing. Ambiental CLAUDIA SOFIA QUINTERO DUQUE
Coordinadora Laboratorio de Aguas Residuales



UNIVERSIDAD PONTIFICIA BOLIVARIANA
BUCARAMANGA
LABORATORIO DE ANALISIS QUIMICO
DE AGUAS RESIDUALES
ACREDITADO ISO 17025

"Los resultados reportados corresponden únicamente a las muestras analizadas. El contenido del reporte no se puede reproducir parcialmente solo en forma total previa autorización del Laboratorio de Aguas Residuales".

LABORATORIO DE ANALISIS QUIMICO DE AGUAS RESIDUALES	F-5.10-01
REPORTE DE RESULTADOS DE ENSAYO	Página 5 de 5

DESCRIPCION DE LA MUESTRA

CLIENTE: UPB - PROYECTO DE GRADO N° 042-0510-2400	
CODIGO: 151	CODIGO: 152
FUENTE: AFLUENTE PTAR	FUENTE: EFLUENTE PTAR
FECHA DE RECEPCION: 2012-10-22	FECHA DE RECEPCION: 2012-10-23
FECHA DE REPORTE: 2012-11-16	FECHA DE REPORTE: 2012-11-16

VARIABLE	UNIDADES	PARAMETRO		Limite máximo Decreto 1594/84	METODO
		151	152		
DQO	mg O ₂ /L	305	86.4	--	SM 5220-B
DBO	mg O ₂ /L	128	21.7	>80%rem	SM5210-B-SM4500 O-C
Fosforo total	mg PO ₄ ³⁻ /L	5.60	4.90	--	SM 4500 P-B-E
Nitrógeno Total	mg NTK/L	68.6	61.6	--	SM 4500 N-Org-D

DBO: Demanda Bioquímica de Oxígeno ND: No Detectable

EL MONITOREO FUE REALIZADO POR EL CLIENTE

Claudia Quintero
Qca. Esp. Ing. Ambiental CLAUDIA SOFÍA QUINTERO DUQUE
 Coordinadora Laboratorio de Aguas Residuales

UNIVERSIDAD PONTIFICIA BOLIVARIANA
 BUCARAMANGA
 LABORATORIO DE ANALISIS QUIMICO
 DE AGUAS RESIDUALES
 ACREDITADO ISO 17025

"Los resultados reportados corresponden únicamente a las muestras analizadas. El contenido del reporte no se puede reproducir parcialmente solo en forma total previa autorización del Laboratorio de Aguas Residuales".

Anexo 2. Caracterización de las aguas residuales en el sistema de lodos activados escala piloto, realizada por el Laboratorio de Análisis Químico de Aguas de la Universidad Pontificia Bolivariana.



ACREDITADO ISO 17025 RESOLUCION 0184 DE 2005

LABORATORIO DE ANALISIS QUIMICO DE AGUAS RESIDUALES	F-5.10-01
REPORTE DE RESULTADOS DE ENSAYO	Página 1 de 2

DESCRIPCION DE LA MUESTRA

CLIENTE: UPB - PROYECTO DE GRADO N° 042-0510-2400		
CODIGO: 189	CODIGO: 190	CODIGO: 191
FUENTE: AFLUENTE PTAR	FUENTE: REACTOR	FUENTE: EFLUENTE PTAR
FECHA DE RECEPCION: 2013-06-14	FECHA DE RECEPCION: 2013-06-14	FECHA DE RECEPCION: 2013-06-14
FECHA DE REPORTE: 2013-07-18	FECHA DE REPORTE: 2013-07-18	FECHA DE REPORTE: 2013-07-18

VARIABLE	UNIDADES	PARAMETRO			Limite máximo Decreto 1594/84	METODO
		189	190	191		
DQO	mg O ₂ /L	658	174	153	--	SM 5220-C
DBO	mg O ₂ /L	300	63.7	69.0	>80%rem	SM5210-B-SM4500 O-C
Fosforo total	mg PO ₄ ³⁻ /L	3.60	10.2	10.5	--	SM 4500 P -B-E
Nitrógeno Total	mg NTK/L	155	122	118	--	SM 4500-Norg B, 4500-NH3 B, C

CLIENTE: UPB - PROYECTO DE GRADO N° 042-0510-2400		
CODIGO: 219	CODIGO: 220	CODIGO: 221
FUENTE: AFLUENTE PTAR	FUENTE: REACTOR	FUENTE: EFLUENTE PTAR
FECHA DE RECEPCION: 2013-07-03	FECHA DE RECEPCION: 2013-07-03	FECHA DE RECEPCION: 2013-07-03
FECHA DE REPORTE: 2013-07-18	FECHA DE REPORTE: 2013-07-18	FECHA DE REPORTE: 2013-07-18

VARIABLE	UNIDADES	PARAMETRO			Limite máximo Decreto 1594/84	METODO
		219	220	221		
DQO	mg O ₂ /L	443	97.3	44.8	--	SM 5220-C
DBO	mg O ₂ /L	195	44.5	19.7	>80%rem	SM5210-B-SM4500 O-C
Fosforo total	mg PO ₄ ³⁻ /L	9.60	7.70	8.10	--	SM 4500 P -B-E
Nitrógeno Total	mg NTK/L	83.2	29.1	23.2	--	SM 4500-Norg B, 4500-NH3 B, C

CLIENTE: UPB - PROYECTO DE GRADO N° 042-0510-2400		
CODIGO: 231	CODIGO: 232	CODIGO: 233
FUENTE: AFLUENTE PTAR	FUENTE: REACTOR	FUENTE: EFLUENTE PTAR
FECHA DE RECEPCION: 2013-07-05	FECHA DE RECEPCION: 2013-07-05	FECHA DE RECEPCION: 2013-07-05
FECHA DE REPORTE: 2013-07-18	FECHA DE REPORTE: 2013-07-18	FECHA DE REPORTE: 2013-07-18

VARIABLE	UNIDADES	PARAMETRO			Limite máximo Decreto 1594/84	METODO
		231	232	233		
DQO	mg O ₂ /L	550	127	44.8	--	SM 5220-C
DBO	mg O ₂ /L	267	52.8	18.2	>80%rem	SM5210-B-SM4500 O-C
Fosforo total	mg PO ₄ ³⁻ /L	9.30	9.40	7.20	--	SM 4500 P -B-E
Nitrógeno Total	mg NTK/L	113	34.4	28.3	--	SM 4500-Norg B, 4500-NH3 B, C

DBO: Demanda Bioquímica de Oxígeno ND: No Detectable

EL MONITOREO FUE REALIZADO POR EL CLIENTE

Claudia Sofia Quintero Duque
Qca. Esp. Ing. Ambiental CLAUDIA SOFIA QUINTERO DUQUE
 Coordinadora Laboratorio de Aguas Residuales

"Los resultados reportados corresponden únicamente a las muestras analizadas. El contenido del reporte no se puede reproducir parcialmente solo en forma total previa autorización del Laboratorio de Aguas Residuales".

SEDE MEDELLÍN Campus de Laureles Circular 1° No. 70-01 / Teléfono: (057) (4) 4159015 / Fax: (057) (4) 2502080 / Apartado Aéreo 56006 / E-mail: comrelp@upb.edu.co
 SECCIONAL BUCARAMANGA Autopista a Piedecuesta Km.7 / Teléfono: (057) (7) 6796220 / Fax: (057) (7) 6796221 / E-mail: info@upbnga.edu.co
 SECCIONAL MONTERÍA Km. 8 Vía Cereté / Teléfono: (057) (4) 7860146 / Fax: (057) (4) 7860912 / E-mail: crelinter@upbmonteria.edu.co
 SECCIONAL PALMIRA Seminario Cristo Sacerdote, Km. 1 - Vía Tienda Nueva / Teléfono (057) (2) 2702545 / Fax: (057) (2) 2723121 / E-mail: upbpalmira@upb.edu.co
 www.upb.edu.co / Colombia / Suramérica

LABORATORIO DE ANALISIS QUIMICO DE AGUAS RESIDUALES	F-5.10-01
REPORTE DE RESULTADOS DE ENSAYO	Página 2 de 2

DESCRIPCION DE LA MUESTRA

CLIENTE: UPB - PROYECTO DE GRADO N° 042-0510-2400		
CODIGO: 234	CODIGO: 235	CODIGO: 236
FUENTE: AFLUENTE PTAR	FUENTE: REACTOR	FUENTE: EFLUENTE PTAR
FECHA DE RECEPCION: 2013-07-08	FECHA DE RECEPCION: 2013-07-08	FECHA DE RECEPCION: 2013-07-08
FECHA DE REPORTE: 2013-07-18	FECHA DE REPORTE: 2013-07-18	FECHA DE REPORTE: 2013-07-18

VARIABLE	UNIDADES	PARAMETRO			Límite máximo Decreto 1594/84	METODO
		234	235	236		
DQO	mg O ₂ /L	510	155	82.2	--	SM 5220-C
DBO	mg O ₂ /L	247	64.1	32.5	>80%rem	SM5210-B-SM4500 O-C
Fosforo total	mg PO ₄ ²⁻ /L	10.5	10.0	8.30	--	SM 4500 P-B-E
Nitrógeno Total	mg NTK/L	109	34.4	62.7	--	SM 4500-Norg B, 4500-NH3 B, C

CLIENTE: UPB - PROYECTO DE GRADO N° 042-0510-2400		
CODIGO: 243	CODIGO: 244	CODIGO: 245
FUENTE: AFLUENTE PTAR	FUENTE: REACTOR	FUENTE: EFLUENTE PTAR
FECHA DE RECEPCION: 2013-07-11	FECHA DE RECEPCION: 2013-07-11	FECHA DE RECEPCION: 2013-07-11
FECHA DE REPORTE: 2013-07-18	FECHA DE REPORTE: 2013-07-18	FECHA DE REPORTE: 2013-07-18

VARIABLE	UNIDADES	PARAMETRO			Límite máximo Decreto 1594/84	METODO
		243	244	245		
DQO	mg O ₂ /L	637	328	107	--	SM 5220-C
DBO	mg O ₂ /L	311	144	45.1	>80%rem	SM5210-B-SM4500 O-C
Fosforo total	mg PO ₄ ²⁻ /L	10.6	9.90	11.2	--	SM 4500 P-B-E
Nitrógeno Total	mg NTK/L	111	58.5	53.5	--	SM 4500-Norg B, 4500-NH3 B, C

CLIENTE: UPB - PROYECTO DE GRADO N° 042-0510-2400		
CODIGO: 270	CODIGO: 271	CODIGO: 272
FUENTE: AFLUENTE PTAR	FUENTE: REACTOR	FUENTE: EFLUENTE PTAR
FECHA DE RECEPCION: 2013-07-15	FECHA DE RECEPCION: 2013-07-15	FECHA DE RECEPCION: 2013-07-15
FECHA DE REPORTE: 2013-07-18	FECHA DE REPORTE: 2013-07-18	FECHA DE REPORTE: 2013-07-18

VARIABLE	UNIDADES	PARAMETRO			Límite máximo Decreto 1594/84	METODO
		270	271	272		
DQO	mg O ₂ /L	515	270	89.6	--	SM 5220-C
DBO	mg O ₂ /L	166	57.3	16.0	>80%rem	SM5210-B-SM4500 O-C
Fosforo total	mg PO ₄ ²⁻ /L	9.90	9.90	10.8	--	SM 4500 P-B-E
Nitrógeno Total	mg NTK/L	107	37.5	57.7	--	SM 4500-Norg B, 4500-NH3 B, C

DBO: Demanda Bioquímica de Oxígeno ND: No Detectable

EL MONITOREO FUE REALIZADO POR EL CLIENTE

Claudia Sofia Quintero Duque
 Qca. Esp. Ing. Ambiental CLAUDIA SOFIA QUINTERO DUQUE
 Coordinadora Laboratorio de Aguas Residuales

"Los resultados reportados corresponden únicamente a las muestras analizadas. El contenido del reporte no se puede reproducir parcialmente solo en forma total previa autorización del Laboratorio de Aguas Residuales".

SEDE MEDELLÍN Campus de Laureles Circular 1ª No. 70-01 / Teléfono: (057) (4) 4159015 / Fax: (057) (4) 2502080 / Apartado Aéreo 56006 / E-mail: comrelp@upb.edu.co
 SECCIONAL BUCARAMANGA Autopista a Piedecuesta Km.7 / Teléfono: (057) (7) 6796220 / Fax: (057) (7) 6796221 / E-mail: info@upbbga.edu.co
 SECCIONAL MONTERÍA Km. 8 Vía Cereté / Teléfono: (057) (4) 7860146 / Fax: (057) (4) 7860912 / E-mail: creinter@upbmonteria.edu.co
 SECCIONAL PALMIRA Seminario Cristo Sacerdote, Km. 1 - Vía Tienda Nueva / Teléfono (057) (2) 2702545 / Fax: (057) (2) 2723121 / E-mail: upbpalmira@upb.edu.co
 www.upb.edu.co / Colombia / Suramérica

Anexo 3. Registro de concentraciones de materia orgánica y nutrientes en el sistema terciario escala piloto.

- Materia orgánica

Muestra	DBO (mg O ₂ /L)		DQO (mg O ₂ /L)	
	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente
1	215	92,1	468	276
2	148	48,9	391	183
3	206	72	407	189
4	128	21,7	305	86,4

- Nutrientes

Muestra	NTK (mg NTK/L)		Fósforo Total (mg PO ₄ ²⁻ /L)	
	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente
1	162	136	6,7	7,45
2	106	140	6,9	7,4
3	123	115	6,3	7
4	68,6	61,6	5,6	4,9

Anexo 4. Resultados obtenidos de pH, alcalinidad y conductividad en cada uno de los puntos de muestreo del sistema de lodos activados escala piloto.

Muestra	pH (unidad de pH)		Alcalinidad (mg/L)		Conductividad ($\mu\text{s}/\text{cm}$)	
	Afluyente	Efluente	Afluyente	Efluente	Afluyente	Efluente
1	7,88	8,21	370	290	1051	510
2	7,59	7,72	150	90	1380	578
3	7,36	7,67	190	100	190	100
4	7,45	8,1	150	160	1421	1003
5	7,37	7,37	180	120	1347	1039
6	7,54	7,68	170	150	1386	1044

Muestra	pH (unidad de pH)	Alcalinidad (mg/L)	Conductividad ($\mu\text{s}/\text{cm}$)
	Salida Tanque de aireación		
1	8,5	290	596
2	7,98	110	779
3	7,75	80	80
4	7	30	859
5	7,14	90	1012
6	6	10	951

Anexo 5. Datos obtenidos de DBO en cada uno de los procesos del sistema de lodos activados escala piloto.

TANQUE DE AIREACIÓN						
Muestra	DBO (mg/L)		Carga (g/día)		Consumo (g/día)	% Remoción
	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente		
1	300,0	63,7	5767,2	1224,6	4542,6	78,8
2	195,0	44,5	3748,7	855,5	2893,2	77,2
3	267,0	52,8	5132,8	1015,0	4117,8	80,2
4	247,0	64,1	4748,3	1232,3	3516,1	74,0
5	311,0	144,0	5978,7	2768,3	3210,4	53,7
6	166,0	57,3	3191,2	1101,5	2089,6	65,5

SEDIMENTADOR-BUCHÓN DE AGUA						
Muestra	DBO (mg/L)		Carga (g/día)		Consumo (g/día)	% Remoción
	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente		
1	63,7	69,0	1224,6	1326,5	-101,9	-8,3
2	44,5	19,7	855,5	378,7	476,8	55,7
3	52,8	18,2	1015,0	349,9	665,2	65,5
4	64,1	32,5	1232,3	624,8	607,5	49,3
5	144,0	45,1	2768,3	867,0	1901,3	68,7
6	57,3	16,0	1101,5	307,6	794,0	72,1

Anexo 6. Datos obtenidos de DQO en cada uno de los procesos del sistema de lodos activados escala piloto.

TANQUE DE AIREACIÓN						
Muestra	DQO (mg/L)		Carga (g/día)		Consumo (g/día)	% Remoción
	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente		
1	658	174	12649,4	3345,0	9304,4	73,6
2	443	97,3	8516,2	1870,5	6645,7	78,0
3	550	127	10573,2	2441,4	8131,8	76,9
4	510	155	9804,2	2979,7	6824,5	69,6
5	637	328	12245,7	6305,5	5940,2	48,5
6	515	270	9900,4	5190,5	4709,9	47,6

SEDIMENTADOR-BUCHÓN DE AGUA						
Muestra	DQO (mg/L)		Carga (g/día)		Consumo (g/día)	% Remoción
	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente		
1	174	153	3345,0	2941,3	403,7	12,1
2	97,3	44,8	1870,5	861,2	1009,3	54,0
3	127	44,8	2441,4	861,2	1580,2	64,7
4	155	82,2	2979,7	1580,2	1399,5	47,0
5	328	107	6305,5	2057,0	4248,5	67,4
6	270	89,6	5190,5	1722,5	3468,0	66,8

Anexo 7. Sólidos totales medidos en el sustrato del sistema de lodos activados escala piloto.

Muestra	SÓLIDOS TOTALES (mg/L)			% Remoción		
	Afluyente	T. Aireación	Efluente	T. Aireación	Sed-Buchón	Total
1	826	568	548	31,23	3,52	33,66
2	932	374	220	59,87	41,18	76,39
3	674	462	274	31,45	40,69	59,35
4	832	540	350	35,10	35,19	57,93
5	858	640	512	25,41	20	40,33
6	852	868	476	-1,88	45,16	44,13

Anexo 8. Sólidos totales volátiles medidos en el sustrato del sistema de lodos activados escala piloto.

Muestra	SVT (mg/L)			% Remoción		
	Afluente	T. Aireación	Efluente	T. Aireación	Sed-Buchón	Total
1	424	178	180	58,02	-1,12	57,55
2	642	180	60	71,96	66,67	90,65
3	372	250	122	32,80	51,2	67,20
4	454	276	130	39,21	52,90	71,37
5	494	296	182	40,08	38,51	63,16
6	478	532	232	-11,30	56,39	51,46

Anexo 9. Sólidos sedimentables medidos en el sustrato del sistema de lodos activados escala piloto.

Muestra	SÓLIDOS SEDIMENTABLES (mg/L)			% Remoción		
	Afluente	T. Aireación	Efluente	T. Aireación	Sed-Buchón	Total
1	3	1,2	0	60	100	100
2	0,5	0,8	0,05	-60	93,75	90
3	0,5	2	0	-300	100	100
4	1	1,5	0	-50	100	100
5	1	1	0	0	100	100
6	0,7	0,1	0	85,71	100	100

Anexo 10. Datos obtenidos de NTK en cada uno de los procesos del sistema de lodos activados escala piloto.

TANQUE DE AIREACIÓN						
Muestra	NTK (mg/L)		Carga (g/día)		Consumo (g/día)	% Remoción
	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente		
1	155	122	2979,7	2345,3	634,4	21,3
2	83,2	29,1	1599,4	559,4	1040,0	65,0
3	113	34,4	2172,3	661,3	1511,0	69,6
4	109	34,4	2095,4	661,3	1434,1	68,4
5	111	58,5	2133,9	1124,6	1009,3	47,3
6	107	37,5	2057,0	720,9	1336,1	65,0

SEDIMENTADOR-BUCHÓN DE AGUA						
Muestra	NTK (mg/L)		Carga (g/día)		Consumo (g/día)	% Remoción
	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente		
1	122	118	2345,3	2268,4	76,9	3,3
2	29,1	23,2	559,4	446,0	113,4	20,3
3	34,4	28,3	661,3	544,0	117,3	17,7
4	34,4	62,7	661,3	1205,3	-544,0	-82,3
5	58,5	53,5	1124,6	1028,5	96,1	8,5
6	37,5	57,7	720,9	1109,2	-388,3	-53,9

Anexo 11. Datos obtenidos de fósforo en cada uno de los procesos del sistema de lodos activados escala piloto.

TANQUE DE AIREACIÓN						
Muestra	Fósforo (mg/L)		Carga (g/día)		Consumo (g/día)	% Remoción
	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente		
1	3,6	10,2	69,2	196,1	-126,9	-183,3
2	9,6	7,7	184,6	148,0	36,5	19,8
3	9,3	9,4	178,8	180,7	-1,9	-1,1
4	10,5	10	201,9	192,2	9,6	4,8
5	10,6	9,9	203,8	190,3	13,5	6,6
6	9,9	9,9	190,3	190,3	0,0	0,0

SEDIMENTADOR-BUCHÓN DE AGUA						
Muestra	Fósforo (mg/L)		Carga (g/día)		Consumo (g/día)	% Remoción
	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente		
1	10,2	10,5	196,1	201,9	-5,8	-2,9
2	7,7	8,1	148,0	155,7	-7,7	-5,2
3	9,4	7,2	180,7	138,4	42,3	23,4
4	10	8,3	192,2	159,6	32,7	17,0
5	9,9	11,2	190,3	215,3	-25,0	-13,1
6	9,9	10,8	190,3	207,6	-17,3	-9,1

Anexo 12. Datos registrados en el crecimiento de biomasa vegetal.

Días transcurridos	Masa (kg)	Aumento de masa (kg)
1	19,05	-
7	20,43	1,38
10	29	8,57
14	32	3