

2015

Desarrollo preliminar de un  
proceso biológico de  
descontaminación del Río Bogotá



Jorge Orbin Cardona Hernández  
Universidad Nacional de Colombia



UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA

# **Desarrollo preliminar de un proceso biológico de descontaminación del Río Bogotá**

**Jorge Orbin Cardona Hernández**

Universidad Nacional de Colombia  
Facultad de Ingeniería, Departamento de Ingeniería Química  
Bogotá, Colombia  
2015



# **Desarrollo preliminar de un proceso biológico de descontaminación del Río Bogotá**

**Jorge Orbin Cardona Hernández**

Tesis presentada como requisito parcial para optar al título de:  
**Magister en Ingeniería-Ingeniería Ambiental**

Director:

Dr. Ing. Juan Carlos Serrato Bermúdez

Codirector:

Ph. D. José Herney Ramírez Franco

Línea de Investigación:

Calidad de agua

Universidad Nacional de Colombia  
Facultad de Ingeniería, Departamento de Ingeniería Química  
Bogotá, Colombia  
2015



*A Dios que me ha guiado siempre.*

*A mis padres, a quienes les debo todo lo que soy.*



## **Agradecimientos**

A Dios por guiarme siempre en todos los caminos que he recorrido y ayudarme a cumplir mis metas trazadas en la vida.

A mis padres que han sido mi apoyo siempre.

A los profesores Juan Carlos Serrato y Herney Ramirez, por su colaboración en todo este proceso.

A la Universidad Nacional de Agricultura, Honduras, que me ha apoyado.



## Resumen

Desde su nacimiento hasta su desembocadura, muchos aportes de aguas residuales hacen que el río Bogotá presente niveles crecientes de contaminación biológica, química y física, en la medida en que recibe las descargas de sus distintos tributarios, lo que lo convierte en la mayor alcantarilla abierta de Colombia.

Esta problemática ha sido desde hace varios años una preocupación para las autoridades, las cuales lo han abordado desde diferentes ópticas; tanto el Distrito, con su plan de descontaminación, como posteriormente a nivel de país, en términos de una ley ambiental, han emprendido acciones para encontrar una solución viable al problema. Bajo este panorama, unido al escenario de escasez de recursos y dadas las condiciones de economía en vía de desarrollo, el Estado ha realizado esfuerzos importantes en este sentido, tales como el fallo de la sala contenciosa administrativa de Bogotá donde se ordena una serie de medidas encaminadas a la recuperación del Río. En este sentido este trabajo busca iniciar el desarrollo de una alternativa de reducción de la contaminación para el río Bogotá por medio de un proceso biológico, a través de la selección de los microorganismos y las condiciones de proceso más adecuadas.

En este trabajo se tuvieron en cuenta dos consorcios comerciales de microorganismos, Bacter DMO y BIOSA, los cuales fueron valorados en dos condiciones, aerobia y anaerobia, y en cada una de ellas se evaluaron las variables dosis, pH, tiempo y aireación según correspondiera, esto permitió conocer la influencia de estos factores sobre los procesos biológicos. Además se caracterizó el agua antes y después de cada tratamiento mediante la evaluación de parámetros como oxígeno disuelto, sólidos suspendidos totales y demanda química de oxígeno y con ellos determinar la eficiencia de los tratamientos utilizados a través de la comparación del testigo utilizado.

Se encontró que los microorganismos BIOSA presentaron un mejor rendimiento en cuanto a la remoción de DQOt y DQOs en la fase aerobia, y para el caso de los microorganismos DMO se obtuvieron mejores resultados en la fase anaerobia. En general, los microorganismos BIOSA resultaron más eficientes que los microorganismos DMO, sin embargo ambos productos no presentaron diferencias importantes de remoción con respecto al testigo. Para la mayoría de los tratamientos utilizados, la variable dosis fue la más significativa, siendo las dosis de 6 ml/l la que presentó mejores remociones. Con base a los resultados, los productos evaluados no se consideran como una opción viable para implementar en un proceso de descontaminación del río Bogotá.

Palabras clave

DQO, Tratamiento biológico, BIOSA, DMO, SST. Aireación. pH.

## **Abstract**

From its source to its mouth, the Bogotá River increases its levels of biological, chemical and physical contamination, due to it receives the discharge of its various tributaries with a high charge of sewage inputs, making it the largest open sewer from Colombia.

This problem has been for several years a concern for the authorities, which have addressed from different perspectives; both the District, with its cleanup plan, and later the State, in terms of environmental law, have taken steps to find a viable solution. Under this scenario, coupled with the scenario of limited resources and given the conditions of developing economy, this paper seeks to propose an alternative abatement for the Bogotá River through a biological process.

In this work were considered two commercial consortia of microorganisms, Bacter DMO and BIOSA, which were valued at two conditions, aerobic and anaerobic, and each variable doses were evaluated, pH, time and aeration as appropriate, this allowed to determine the influence of these factors on biological processes. Also the water before and after each treatment was characterized by evaluating parameters such as dissolved oxygen, total suspended solids and chemical oxygen demand and they determine the efficiency of the treatments used through the comparison of the witness used.

BIOSA was found that microorganism showed a better performance in terms of removal CODt and CODs in the aerobic phase, and in the case DMO microorganism models best results were obtained in the anaerobic phase usually, the BIOSA microorganisms were more efficient than the DMO microorganism, however both products showed no significant differences compared with the control removal. For most of the treatments used, the dose variable was the most significant, with the

dose of 6 ml/l presented the best removals. Based on the results, the tested products are not considered viable to implement a process of decontamination of the Bogota River option.

#### Keywords

COD, biological treatment, BIOSA, DMO, SST. Aerobic, anaerobic, pH .

# Contenido

Pág.

<b>Resumen.....</b>	<b>IX</b>
<b>Lista de figuras.....</b>	<b>XVI</b>
<b>Lista de tablas .....</b>	<b>XVIII</b>
<b>Lista de Símbolos y abreviaturas.....</b>	<b>XIX</b>
<b>Introducción .....</b>	<b>1</b>
<b>1. Marco Teórico.....</b>	<b>3</b>
1.1 Contaminación Ambiental .....	3
1.2 Contaminación de las aguas.....	3
1.3 Generación y tipos de aguas residuales .....	4
1.3.1 Características de las aguas residuales .....	4
1.4 Tipos de tratamientos de aguas residuales.....	5
1.4.1 Procesos Físicos.....	6
1.4.2 Procesos Químicos .....	6
1.4.3 Procesos Biológicos.....	8
1.5 Tratamiento Biológico de aguas Residuales .....	9
1.6 Tipos y métodos de tratamiento biológico de aguas residuales. ....	10
1.6.1 Procesos aerobios .....	10
1.6.2 Sistemas anaerobios.....	12
1.7 Microorganismos involucrados. ....	15
1.7.1 Bacterias.....	15
1.7.2 Hongos .....	15
1.7.3 Protozoarios.....	16
1.7.4 Algas.....	16
1.8 Parámetros utilizados para evaluar la calidad del agua. ....	17
1.8.1 Oxígeno disuelto .....	17
1.8.2 Demanda Química de Oxígeno (DQO).....	19
1.8.3 Sólidos .....	20
1.8.4 pH .....	20
1.9 El río Bogotá.....	21
1.9.1 Antecedentes .....	21
1.9.2 Estado actual del Río Bogotá.....	23
1.9.3 Origen de la contaminación del Río .....	24
1.10 Política ambiental en Colombia .....	25
1.10.1 Políticas de País .....	25
1.10.2 Política Ambiental Regional. ....	27
1.10.3 Políticas ambientales locales .....	28

<b>2. Objetivos.....</b>	<b>29</b>
2.1 Objetivo general .....	29
2.2 Objetivos específicos.....	29
<b>3. Materiales y métodos.....</b>	<b>30</b>
3.1 Materiales y equipo.....	30
3.2 Ubicación.....	30
3.3 Metodología.....	31
3.3.1 Caracterización del agua del río.....	31
3.3.2 Definición del porcentaje de remoción.....	32
3.3.3 Montaje de los experimentos .....	33
3.3.4 Tipos de procesos y variables.....	34
3.4 Conservación de las muestras.....	37
3.5 Diseño experimental.....	38
<b>4. Resultados y discusión .....</b>	<b>39</b>
4.1 Caracterización del agua del Río Bogotá en términos de DQO, OD y SST....	39
4.2 Microorganismos DMO fase anaerobia.....	41
4.2.1 Remoción de DQO total. ....	42
4.2.2 Remoción de DQO soluble.....	45
4.2.3 Sólidos suspendidos totales.....	48
4.2.4 Oxígeno disuelto .....	49
4.3 DMO fase aerobia .....	51
4.3.1 Remoción de DQO total .....	51
4.3.2 Remoción de DQO soluble.....	53
4.3.3 Sólidos suspendidos totales.....	55
4.3.4 Oxígeno disuelto .....	56
4.3.5 Análisis de resultados para DMO .....	58
4.4 Microorganismos Bioss, fase anaerobia. ....	59
4.4.1 Remoción de DQO total .....	59
4.4.2 Remoción DQO soluble .....	62
4.4.3 Sólidos Suspendidos Totales SST .....	64
4.4.4 Oxígeno Disuelto .....	65
4.5 Microorganismo Bioss, fase aerobia.....	66
4.5.1 Remoción de DQO total .....	66
4.5.2 Remoción de DQO soluble.....	69
4.5.3 Sólidos Suspendidos Totales SST .....	71
4.5.4 Oxígeno Disuelto O.D .....	72
4.5.5 Análisis de resultados para BIOSA .....	74
4.6 Eficiencia de Remoción por fuente de microorganismos.....	74
4.6.1 Fase aerobia.....	74
4.6.2 Fase anaerobia .....	76
4.7 Eficiencia de remoción de productos utilizados vs el testigo. ....	77
4.7.1 Eficiencia de remoción DMO anaerobio vs Testigo .....	77
4.7.2 Eficiencia de remoción BIOSA anaerobio vs el testigo .....	78
4.7.3 Eficiencia de remoción DMO aerobio vs el testigo.....	79
4.7.4 Eficiencia de remoción BIOSA aerobio vs el testigo .....	80
<b>Conclusiones y recomendaciones.....</b>	<b>82</b>
4.8 Conclusiones .....	82

---

4.9	Recomendaciones.....	83
	<b>Bibliografía .....</b>	<b>84</b>
	<b>Anexo A: SOLIDOS SEDIMENTABLES, Método Volumétrico .....</b>	<b>91</b>
	<b>Anexo B: DEMANDA QUÍMICA DE OXIGENO: Método espectrofotométrico, reflujo cerrado .....</b>	<b>94</b>
	<b>Anexo C: Análisis Estadístico .....</b>	<b>98</b>
	<b>Anexo D: Fotos.....</b>	<b>102</b>
	<b>Anexo E: Ficha Técnica Bios.....</b>	<b>105</b>
	<b>Anexo F: Valores de DQO en fase experimental .....</b>	<b>107</b>

## Lista de figuras

	<b>Pág.</b>
Gráfico. 1 Hongos comunes en aguas residuales.....	16
Gráfico. 2 Ubicación Punto de Muestreo .....	31
Gráfico. 3 Montaje de experimentos .....	33
Gráfico. 4. DQO total DMO proceso anaerobio .....	42
Gráfico. 5. Diagrama de Pareto para DMO anaerobio, DQO Total. $R^2=0,99$ , E.e: 2,23 .....	44
Gráfico. 6. DQO soluble DMO proceso anaerobio .....	46
Gráfico. 7. Diagrama de Pareto para DMO anaerobio, DQO Soluble. $R^2=0,98$ , E.e: 4,8.....	48
Gráfico. 8. Solidos suspendidos Totales, DMO anaerobio.....	49
Gráfico. 9. Oxígeno disuelto, DMO anaerobio .....	50
Gráfico. 10. Diagrama de Pareto para DMO aerobio, DQOt. $R^2: 0,99$ , E.e: 1,15....	51
Gráfico. 11. Remoción de DQOt, DMO fase aerobia .....	52
Gráfico. 12. Remoción de DQOs, DMO fase aerobia .....	54
Gráfico. 13. Diagrama de Pareto para DMO aerobio, DQOs. ....	55
Gráfico. 14. Solidos Suspendidos Totales, DMO aerobio .....	56
Gráfico. 15. Oxígeno disuelto, DMO fase aerobia .....	57
Gráfico. 16. Remoción DQOt, Biosa fase anaerobia.....	60
Gráfico. 17. Diagrama de Pareto para Biosa anaerobio, DQOt. $R^2: 0,88$ . E.e.: 12.461	61
Gráfico. 18. Remoción DQOs, Biosa fase anaerobia.....	62
Gráfico. 19. Diagrama de Pareto DQOs Biosa anaerobio.....	63
Gráfico. 20. Solidos Suspendidos Totales. Biosa Fase anaerobia.....	64
Gráfico. 21. Oxígeno disuelto, fase anaerobia Biosa .....	65
Gráfico. 22. Diagrama de Pareto para Biosa aerobio. DQOt. $R^2: 0,93$ . E.e.: 11.....	67
Gráfico. 23. Remoción DQOt, Biosa fase aerobia .....	68
Gráfico. 24. Remoción DQOs, Biosa fase aerobia.....	69
Gráfico. 25. Diagrama de Pareto para Biosa aerobio, DQOs. $R^2: 0,94$ . E.e: 21 .....	70
Gráfico. 26. Solidos Suspendidos Totales, fase aerobia Biosa.....	72
Gráfico. 27. Oxígeno Disuelto, fase aerobia Biosa. ....	73
Gráfico. 28. Eficiencia remoción DQOt, fase aerobia.....	75
Gráfico. 29. Eficiencia Remoción DQOt, fase anaerobia .....	76
Gráfico. 30 Delta DQOt y Testigo DMO anaerobio .....	78
Gráfico. 31 Delta DQOt y Testigo BIOSA anaerobio.....	79

---

Gráfico. 32 Delta DQOt y Testigo DMO aerobio .....	80
Gráfico. 33 Delta DQOt y Testigo BIOSA aerobio .....	81

## Lista de tablas

	<b>Pág.</b>
Tabla 1. Métodos empleados para determinación de parámetros .....	32
Tabla 2. Caracterización inicial agua cruda* .....	39
Tabla 3. DQO soluble del agua sumada a la aportada por los microorganismos DMO de acuerdo a la dosis. ....	40
Tabla 4. DQO soluble del agua sumada a la aportada por los microorganismos BIOSA de acuerdo a la dosis. ....	40
Tabla 5. Fase Anaerobia DMO .....	41
Tabla 6. Fase Aerobia DMO .....	51
Tabla 7. Fase Anaerobia Biosa .....	59
Tabla 8. Fase Aerobia Biosa .....	66
Tabla 9. Efecto del pH sobre la remoción de la DQO, fase aerobia Biosa .....	71
Tabla 10. Condiciones óptimas para fase aerobia .....	75
Tabla 11. Condiciones óptimas para fase anaerobia .....	76

## Lista de Símbolos y abreviaturas

### Símbolos.

N: nitrógeno

P: fosforo

K: potasio

CH<sub>4</sub>: metano

CO<sub>2</sub>: Bióxido de carbono

H<sub>2</sub>S: Sulfuro de Hidrogeno

H<sup>+</sup>: Ion hidrogeno

OH<sup>-</sup>: Ion hodroxilo

μm :micrómetros

°C: grados centígrados

K<sub>w</sub>: constante de ionización del agua

m<sup>3</sup>: metros cúbicos

Q: caudal

%: porcentaje

vvm: volumen de aire por volumen de líquido por minuto.

R<sup>2</sup>: coeficiente de determinación del modelo

E.e: error estándar

Δ: Delta

### Abreviaturas

PTAR: planta de tratamiento de aguas residuales

EDAR: estación depuradora de aguas residuales

pH: potencial hidrogeno

DBO: Demando biológica de oxigeno

DQO: Demanda química de oxígeno

DQOt: Demanda química de oxígeno total

DQOs: Demanda química de oxígeno soluble

SSV: Sólidos suspendidos volátiles

SST: sólidos suspendidos totales

OD: Oxígeno disuelto

m.s.n.m.: metros sobre el nivel del mar

Ton: tonelada

NMP: número más probable

mg/L: miligramos por litro

ml/l: mililitros por litro

EAAB: Empresa de acueductos y alcantarillado de Bogotá.

CAR: Centro autónomo regional de Cundinamarca.

KPH: Biftalato de potasio

UFC: Unidades formadoras de colonia

TRH. Tasa de retención hidráulica

EM: Microorganismos efectivos

M.O.: Materia orgánica

ARD: Agua Residual Domestica

# Introducción

El crecimiento de la población a nivel mundial tiene como consecuencia el aumento de la demanda de recursos naturales con el fin de satisfacer las necesidades básicas de la misma, con ello también el surgimiento o el desarrollo de las industrias para facilitar el uso de dichos recursos. Uno de los recursos más utilizados con el fin de transformar diversas materias primas en productos terminados y para el consumo mismo de la población, es el agua. Debido a su diversidad de aplicaciones es posible utilizar el agua tanto como parte de los mismos productos, como también para ser usada durante el proceso de producción de estos, y es en este último aspecto donde se produce la mayor contaminación de la misma.

Un caso muy importante, en cuanto a cuerpos de agua contaminados se refiere, es el del Río Bogotá. Este sufre descargas de contaminantes de diversos tipos y orígenes desde las comunidades por las que atraviesa en su cuenca alta hasta su desembocadura en el Río Magdalena, que lo han convertido en uno de los ríos más contaminados del mundo haciendo casi imposible su uso en actividades tanto económicas como de recreación. Sin mencionar el gran impacto en la biodiversidad existente a sus alrededores como en el mismo río y a la salud humana. Además de la contaminación que recibe el río antes de su ingreso a la ciudad de Bogotá, también recibe las descargas de los ríos Tunjuelo, Fucha y Salitre, entre otros. Allí, diferentes industrias realizan descargas directas sumadas a las aguas domésticas las cuales representan el porcentaje más importante en la contaminación del río. Las descargas realizadas tanto en dichos ríos como en el mismo río Bogotá, con muy raras excepciones, reciben un tratamiento mínimo, como es el caso de la PTAR El Salitre que tan solo realiza un tratamiento primario muy lejano del tratamiento que deberían recibir dichas aguas previo a ser descargadas al río.

Con el interés de mejorar las condiciones ambientales del río se han realizado diversos estudios e investigaciones para conocer su estado y niveles de contaminación en sus diferentes zonas. Una alternativa para mejorar las condiciones del río son los procesos biológicos de tratamiento de agua, para ello existen varios tipos de microorganismos que pueden ser empleados. Dentro del desarrollo de un proceso biológico de descontaminación, es necesario identificar tanto los microorganismos así como las condiciones más adecuadas tales como pH, aireación, tiempo de tratamiento y dosis, y poder determinar la importancia de su efecto sobre la actividad biológica, por ello este trabajo intenta establecer estas variables como una primera aproximación al desarrollo de un proceso complejo de descontaminación

El presente trabajo toma importancia al saber que existen muchas personas que hacen uso de las aguas del río tanto en la sabana de Bogotá, como en los valles que se encuentran aguas abajo del mismo, actividades como el riego en la agricultura, el uso de esta agua para la cría de ganado en la ribera del río como también en algunas actividades humanas directas como el uso doméstico, hacen importante y urgente la búsqueda de tecnologías aplicables y que funcionen con el menor costo posible y así poder tornar el agua del río en condiciones menos sépticas.

# 1.Marco Teórico

## 1.1 Contaminación Ambiental

Se puede decir que los términos, contaminación del aire y del agua, contaminación ambiental y ecología, no se emplearon sino a partir de los años 60, posiblemente debido a que tendían a ser confusos para el ciudadano promedio. Cada vez más la población está siendo blanco de un bombardeo por parte de los medios de comunicación, con argumentos que sostienen que el hombre trabaja o busca desarrollarse a través de la destrucción de los recursos naturales, lo que conllevaría a la desaparición de la humanidad, solo con el fin de obtener bienes materiales. (Ramalho, 1996). En este sentido, son los cuerpos de agua los que se ven más afectados y por ende la vida existente en ellos.

Aunque algunos ríos pueden llegar a soportar cierto nivel de contaminación, debido a la velocidad con la que fluyen y a que la presión de uso a la que están sometidos es muy poca, el depositar cantidades mayores de cualquier tipo de contaminante causaría problemas. (Nemerow y Dasgupta, 1998)

## 1.2 Contaminación de las aguas

La contaminación tiene su origen desde el punto de vista económico en cuatro aspectos fundamentales:

- A. Contaminación originada por la obtención de materias primas, incluida en ella los daños ambientales causados por la extracción y transporte de las materias primas no renovables y materiales reciclados, necesarios para la producción.
- B. Contaminación debida al proceso, originada en el mismo.
- C. Contaminación debida al producto; incluye el daño al medio ambiente debido al uso cotidiano del producto.

- D. Contaminación residual que abarca el vertido final del producto cuando alcanza su vida útil. (Walter, 17, 1975) citado por (Nemerow y Dasgupta, 1998).

### **1.3 Generación y tipos de aguas residuales**

En términos generales se considera que las aguas residuales están compuestas por agua en un 99.9% y el resto son materiales sólidos suspendidos, los cuales a su vez están formados por materia orgánica y material mineral o materia inorgánica. Este material mineral proviene de subproductos desechados de manera cotidiana y en ciertas ocasiones de la calidad del agua de abastecimiento. El material orgánico proviene en general de la actividad humana propiamente dicha, y en su mayoría son proteínas, grasas y materia carbonacea (Rojas, R., 2002).

Las aguas contaminadas y los contaminantes pueden tener varios orígenes, puede ser una fuente puntual como tuberías, canales o alguna otra fuente confinada como un tubo de descarga de un planta de tratamiento que es depositada en una corriente de agua, también pueden ser dispersas, las cuales no tienen un origen puntual tales como el agua superficial proveniente del uso agrícola o de áreas urbanas que arrastran contaminantes como aceites, desechos de animales entre otros. (Wise, D y Trantolo D. 1994)

#### **1.3.1 Características de las aguas residuales**

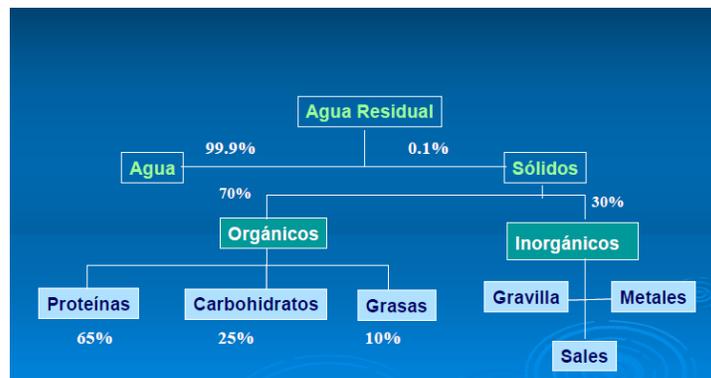
Los sólidos, que representan las principales formas de contaminantes en el agua, se pueden clasificar en sólidos disueltos y sólidos en suspensión. Pueden ser sustancias orgánicas e inorgánicas; la materia orgánica incluye carbohidratos, grasas, aceites, proteínas, químicos de origen agrícola, compuestos orgánicos volátiles, y otros químicos tóxicos de origen orgánico. Dentro de los compuestos inorgánicos se pueden encontrar metales pesados, nutrientes como el nitrógeno (N) y fósforo (P), alcalinidad, sulfuros, cloruros y otros contaminantes inorgánicos. También se pueden encontrar gases como el dióxido de carbono, nitrógeno, oxígeno, sulfuro de hidrogeno y en algunos casos metano. Claramente las

concentraciones de cada uno dependerán del origen de estas aguas, ya sea industrial, doméstica como también de origen agrícola. (Von Sperling, M y Augusto de Lemus C. 2005).

- Composición típica de un agua residual

Las características de las aguas residuales urbanas, generalmente tienden a variar poco en su composición y carga contaminante debido a que sus aportes son siempre similares. La composición de estos vertidos dependerá del núcleo de sus habitantes y su comportamiento. (Ramos, J. 2009)

Composición típica de un agua residual doméstica



Fuente: Cátedra internacional de ingeniería: Salud pública y saneamiento Ambiental 2008.

## 1.4 Tipos de tratamientos de aguas residuales

Las aguas residuales antes de ser vertidas a los cuerpos de agua superficiales o al medioambiente en general, se someten a diferentes procesos físicos, químicos y biológicos con el fin de reducir su carga contaminante. Estas se pueden dividir en aguas residuales urbanas y aguas residuales industriales. El tratamiento de las aguas residuales tratadas en las Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales, PTAR genera aguas y lodos a los que se les debe dar un destino adecuado. Los procesos de tratamiento se pueden dividir en:

#### 1.4.1 Procesos Físicos

Son los métodos más empleados en el tratamiento de aguas residuales, en ellos predomina la acción de las fuerzas físicas. Entre ellos se encuentran el desbaste, homogenización de caudales, mezclado, sedimentación, flotación, filtración y transferencia de gases mediante el proceso de difusión.

Según lo especificado por Metcalf y Eddy, 1995, se pueden considerar las siguientes como desventajas y ventajas de estos tratamientos.

##### ❖ Ventajas.

- No necesitan una gran inversión comparada con los procesos químicos y biológicos, ya que su funcionamiento se basa en las fuerzas que mueven el afluente.
- Son generalmente muy eficientes.
- Son una etapa imprescindible para lograr un mejor efecto de los tratamientos secundarios.
- Son compatibles con cualquier tratamiento secundario

##### ❖ Desventajas

- Se consideran tratamientos primarios, por lo que generalmente no proveen un efluente de calidad aceptable.

#### 1.4.2 Procesos Químicos

En este tipo de procesos las transformaciones se dan mediante reacciones químicas, con la finalidad de lograr el tratamiento del agua residual, los procesos químicos se realizan en combinación con los procesos físicos. Entre los procesos químicos tenemos: coagulación-floculación, precipitación química, osmosis inversa, intercambio iónico, adsorción, desinfección y procesos electroquímicos.

### ❖ Ventajas

- Reducen considerablemente los tiempos de retención.
- Logran alcanzar buenos porcentajes de remoción de la Demanda Biológica de Oxígeno (DBO) y Demanda Química de Oxígeno (DQO), de acuerdo a las condiciones del proceso, con respecto a los tratamientos biológicos convencionales.
- No son susceptibles a los cambios repentinos de concentración, ya que es fácilmente corregible su eficiencia y su capacidad de respuesta es muy alta.
- Son aplicables, de acuerdo a la caracterización inicial, a casi cualquier tipo de afluente, ya sea doméstico o industrial.
- Se pueden usar como complemento a los procesos biológicos convencionales si se requiere un tratamiento especial para ciertas componentes. (Metcalf y Eddy. 1995)

### ❖ Desventajas

- Sus costos son superiores con respecto a los tratamientos biológicos convencionales ya que generalmente los reactivos utilizados son de alto precio.
- Los productos utilizados por su naturaleza no pueden reusarse, comparado con los microorganismos, por lo tanto su uso es constante por ende también su adquisición.
- Dependiendo de las zonas geográficas, puede ser difícil adquirir dichos productos.
- Por tratarse de un proceso aditivo, el hecho de adicionar sustancias para remover algún constituyente en el afluente a tratar, tiene incidencias en el aumento de la concentración de sólidos disueltos. (Metcalf y Eddy. 1995)

### 1.4.3 Procesos Biológicos

Este tipo de tratamiento se lleva a cabo mediante la utilización de microorganismos con el fin de eliminar el contenido de sólidos coloidales no sedimentables y lograr la estabilización de la materia orgánica en el agua. Estos pueden ser anaerobios o aerobios. Dentro de estos procesos tenemos: tratamiento aerobio de cultivo en suspensión, tratamiento aerobio de cultivo fijo, tratamiento anaerobio de cultivo en suspensión, tratamiento anaerobio de cultivo fijo y eliminación de nutrientes. ( Bureau veritas, 2008)

#### ❖ Ventajas

Con base en lo expuesto por Metcalf y Eddy, 1995, se pueden considerar las siguientes características como ventajas:

- Es posible tratar la mayoría de las aguas residuales, con un análisis y control adecuado del entorno y del medio.
- La materia orgánica es la principal fuente de alimento de los microorganismos usados en estos procesos y con ella se reproducen, lo que no hace necesaria la adquisición de productos comerciales de manera constante.
- Pueden alcanzar remociones de hasta el 80 % del contenido de materia orgánica.
- Es posible implementarlos en la mayoría de los casos, en cualquier zona sin importar su ubicación geográfica, ya que la adquisición de productos no es una limitante y además sus costos son relativamente bajos.
- No requieren una gran inversión en cuanto a equipos y funcionan muy bien con los componentes básicos de una planta de tratamiento.

#### ❖ Desventajas

- Posibilidad de afectación, incluso paro total de la actividad microbiana debido a la acción inhibidora producida por vertidos de origen industrial.
- Baja capacidad de adaptación a cambios o sobrecargas reflejando una baja calidad del efluente tratado.
- Si por razones de diseño fuera posible la adaptación a sobrecargas, posee una velocidad de respuesta muy baja la cual puede expresarse en días o hasta semanas, esta condición las puede volver inadecuadas para cumplir los objetivos. ( Trillo, J.1985)
- Si se trata de un proceso aerobio, requiere aireación lo que conlleva a un costo adicional. (Metcalf y Eddy. 1995)

## 1.5 Tratamiento Biológico de aguas Residuales

Dentro de las diferentes alternativas de descontaminación de las aguas residuales tenemos los procesos biológicos, los cuales constituyen una serie de procesos que utilizan microorganismos, donde se destacan las bacterias, con el fin de eliminar los componentes indeseables en el agua, donde se aprovecha la actividad metabólica de los mismos para lograr tales objetivos (Fernández-Alba, A. et al, 2006). Las aguas residuales constituyen un medio excelente para la existencia y proliferación de microorganismos, debido a la gran cantidad de materia orgánica que hay en ellas, la cual actúa como su fuente de alimento. Dentro de esta gran gama de microorganismos podemos encontrar, bacterias, hongos, protozoarios, levaduras entre otros. Allí se pueden encontrar también diferentes microorganismos patógenos provenientes de desechos domésticos y que son causantes de enfermedades como es el caso de virus, bacterias y protozoos. (Henry, J. y Gary, H. 1999).

---

## 1.6 Tipos y métodos de tratamiento biológico de aguas residuales.

Existen varios métodos biológicos para tratar las aguas residuales: procesos aerobios o anaerobios. Las aplicaciones de los procesos biológicos son varias, entre ellas: la eliminación de la materia orgánica carbonosa del agua residual, nitrificación, desnitrificación, eliminación de fósforos y la estabilización de fangos (Bureau veritas, 2008).

### 1.6.1 Procesos aerobios

El tratamiento secundario por procesos biológicos aerobios tiene diferentes formas, pero consta básicamente en la acción de microorganismos los cuales en presencia de oxígeno degradan el material orgánico en suspensión o en solución hasta que la Demanda Biológica de Oxígeno (DBO) del efluente se reduce a niveles aceptables. Esta oxidación del efluente residual se da bioquímicamente bajo condiciones controladas que permiten el desarrollo de los microorganismos de manera óptima y donde su proliferación no influye en el medio ambiente. (Manahan, S. 2007).

#### a) Proceso de lodos activados

Éste es un tipo de sistema aerobio en suspensión, se le denomina así porque en este tipo de tratamiento se da una biomasa microbiana fundamentalmente de organismos heterótrofos, que se encuentra suspendida en los residuos líquidos a tratar durante todo el proceso. Este es un tipo de tratamiento aerobio y se realiza después del tratamiento primario. Durante el proceso la mayor parte del lodo activado es reintroducido al sistema para evitar pérdidas importantes de biomasa, en etapas avanzadas la mayor parte de la biomasa está asociada a floculos, los cuales se encuentran cementados por excreciones mucosas de algunas bacterias. (Castillo, F. 2005).

b) Lagunas aireadas

Consideradas por algunos autores como una variante del proceso de lodos activados, ésta es una de las formas mayormente usada en varios países para dar tratamiento a sus aguas residuales, debido a su aparente sencillez, economía de construcción y mantenimiento y también por su eficiencia en climas calientes. En estas lagunas son principalmente los procesos biológicos naturales quienes llevan a cabo la descontaminación; bacterias, algas entre otros microorganismos utilizan la materia orgánica y otros contaminantes que se encuentran en el agua y así los convierten en sustancias que no son nocivas para el medioambiente. A pesar de su aparente sencillez, es muy difícil prever todos los procesos que se llevan a cabo en una laguna. En las lagunas existe una importante diversidad de vida acuática que está involucrada en los procesos de oxidación de materia orgánica y la conversión de nutrientes como N, P y K. La eficiencia de este tratamiento depende de muchos factores difíciles de predecir con exactitud, como son los factores ambientales, entre ellos: radiación solar, temperatura, precipitación, dirección y velocidad del viento, etc., lo que hace impreciso el diseño de estos tratamientos. (Orozco, C. et al. sf). Las lagunas aireadas se tratan en la modalidad de flujo continuo, con o sin recirculación de sólidos, normalmente se aporta oxígeno con aireadores superficiales o con sistemas de difusión de aire. La turbulencia creada por los sistemas de aireación se utiliza para mantener en suspensión los sólidos. (Metcalf y Eddy. 1995)

c) Filtros percoladores.

Este tipo de mecanismos han sido utilizados desde hace más de cien años para el tratamiento biológico de aguas residuales. Los filtros modernos están formados por un lecho de medio filtrante sobre el que se distribuye continuamente el agua residual. Los filtros se clasifican de acuerdo a las cargas orgánicas o hidráulicas aplicadas, estos pueden ser: de baja carga o normal, de carga media, alta o muy alta y de desbaste. (Metcalf y Eddy. 1995). El material utilizado para crear el lecho pueden ser rocas, plásticos o listones, sobre los cuales es aplicada el agua a tratar. La capa o película biológica utilizada consta de bacterias, protozoos y hongos,

también pueden crecer lombrices de tierra, rotíferos y larvas de moscas. (Wise, D y Trantolo, D. 1994)

d) Contactores biológicos rotativos (RBCs)

Son conocidos también como biodiscos, este método fue utilizado por primera vez en Alemania en 1960, más tarde fue introducida en Estados Unidos y Canadá. Con un diseño adecuado los biodiscos pueden llegar a tener un mejor rendimiento que otros sistemas de tratamiento de película fija debido a la menor relación entre la carga orgánica y la biomasa y al mayor tiempo de retención de los sólidos en la fase biológica. Factores importantes a los que se les debe prestar mucha atención para un buen diseño y funcionamiento de los biodiscos son: la distribución en etapas de las unidades de biodiscos, los criterios de carga, las características del efluente y los tanques de sedimentación. (Metcalf y Eddy. 1995)

### 1.6.2 Sistemas anaerobios

El tratamiento anaerobio de aguas residuales consiste en la utilización de microorganismos para descontaminar el agua en ausencia de oxígeno, los cuales pueden ser anaerobios facultativos y anaerobios. Los productos finales de este tipo de tratamiento son gases, principalmente metano ( $\text{CH}_4$ ), dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ), y en menores cantidades se produce sulfuro de hidrogeno ( $\text{H}_2\text{S}$ ), mercaptano ( $\text{RSH}$ ) e hidrogeno ( $\text{H}_2$ ).

Este proceso comprende dos etapas: fermentación acidogénica y la fermentación metanogénica, en la fermentación acidogénica los microorganismos anaerobios y facultativos especializados convierten las moléculas complejas a través de hidrólisis y oxidación en productos más simples como ácidos orgánicos de cadena corta. En la fermentación metanogénica actúan microorganismos estrictamente anaeróbicos, que transforman los ácidos de cadena más larga a metano,  $\text{CO}_2$  y ácidos orgánicos de cadena más corta. Las moléculas de ácidos de cadena corta se rompen dando

lugar a la formación de ácido acético que se convierte en  $\text{CO}_2$  y  $\text{CH}_4$ . (Ramalho, R. 1996)

Los procesos de tratamiento anaerobio se pueden clasificar en dos clases: a) cultivos en suspensión y b) cultivo fijo.

a) Procesos anaerobios de cultivos en suspensión.

- Proceso anaerobio de contacto.

Algunos residuos industriales con alto contenido de DBO pueden ser tratados por medio del proceso anaerobio de contacto, el cual consiste en mezclar los residuos a tratar con sólidos de fangos recirculados y se proceden a digerir en un reactor cerrado para evitar el ingreso de aire, este contenido se mezcla completamente y una vez terminado el proceso de digestión la mezcla se separa en un clarificador. El sobrenadante del proceso es tratado por lo general con un tratamiento posterior y el fango anaerobio sedimentado se recircula para servir de siembra al agua residual entrante. Este proceso necesita un tiempo reducido de retención que puede ser de 2-4 días y alcanza una remoción de la DQO de hasta 75-90 %, siendo superior a la mayoría de los procesos anaerobios. (Metcalf y Eddy. 1995).

- Proceso anaerobio de manto de lodo de flujo ascendente (UASB).

Este proceso requiere un flujo ascendente del agua a tratar a través del reactor, el fango está constituido por partículas y gránulos formados biológicamente. El tratamiento ocurre al entrar en contacto el agua residual y las partículas. Los gases que se producen durante el proceso, principalmente metano y dióxido de carbono, contribuyen provocando una recirculación interior lo que da lugar a la formación de los gránulos y partículas, proceso que permite también la captura o almacenamiento de dicho gas. El líquido que contiene aún sólidos residuales y partículas biológicas es conducido hasta una cámara de sedimentación donde se da la separación de sólidos residuales los cuales son reconducidos hacia la superficie del manto de lodos a través de un sistema de deflectores.

El sistema UASB tiene la ventaja que puede ser usado para tratar aguas con DQO de hasta 5000-15,000 mg/L, los tiempos de retención varían de 4-12 días logrando remociones de DQO hasta en un 75-85 %. (Metcalf y Eddy. 1995).

b) Procesos anaerobios de tratamiento de cultivo fijo.

Son comúnmente los procesos más utilizados entre los tratamientos anaerobios. Son muy utilizados en los procesos de desnitrificación

- Proceso del filtro anaerobio.

Este sistema consiste en una columna rellena de diversos tipos de medios sólidos que se utilizan para el tratamiento de la materia orgánica carbonacea contenida en el agua residual. El agua a tratar fluye en sentido ascendente entrando en contacto con el medio en el que se desarrollan y se encuentran fijas las bacterias anaerobias. Siendo que las bacterias se encuentran fijas en el lecho y no son arrastradas, se pueden lograr tiempos de retención celular muy elevados con bajos tiempos de retención hidráulicos por lo que es posible que el filtro anaerobio se pueda usar para el tratamiento de residuos de baja concentración a temperatura ambiente.

Este método también permite ser utilizado para tratar concentraciones de DQO de hasta 10,000-20,000 mg/L, alcanzando remociones de orden del 75-85 % con tiempos de retención hidráulica de 24-48 días. (Metcalf y Eddy. 1995).

- Proceso de lecho expandido

En este proceso el agua a tratar entra a través de un lecho de material adecuado que puede ser arena, carbón o un conglomerado expandido, en el cual se ha desarrollado un cultivo biológico. El efluente se recircula para diluir el agua entrante y para mantener un caudal adecuado que asegure que el medio filtrante se haya expandido. Este proceso permite tratar caudales con cargas de concentraciones de materia orgánica muy altas. Con este proceso es posible tratar una DQO de 5,000-

10,000 mg/L con una retención hidráulica de 5-10 días alcanzando remociones del orden del 80-85 %. (Metcalf y Eddy. 1995).

## 1.7 Microorganismos involucrados.

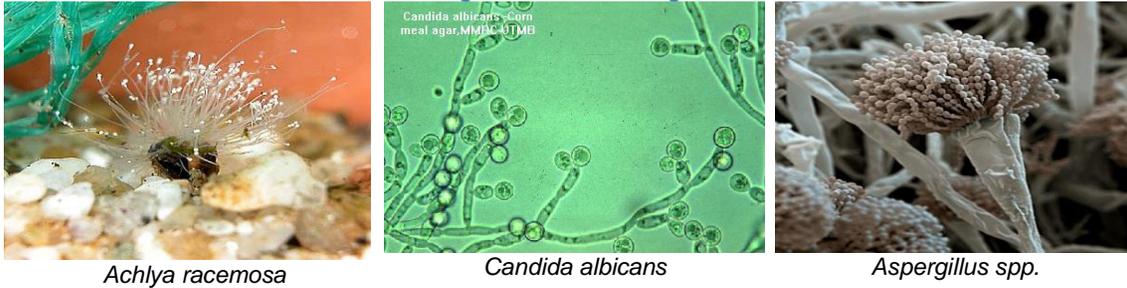
### 1.7.1 Bacterias

Las bacterias son protistas unicelulares, se alimentan principalmente de materia orgánica disuelta, pueden ser encontradas casi en cualquier medio donde haya alimento disponible, su modo de reproducción más común es por fisión binaria y algunas de manera sexual, entre otras. Un tipo de clasificación es por su forma, siendo esféricas, cilíndricas y helicoidales, sus tamaños varían desde los 0,5 hasta los 15 micrómetros (Rocha, E. 2008). Según su régimen alimentario se pueden clasificar en heterótrofas, que consumen carbono de origen orgánico, y autótrofas, que consumen carbono orgánico en forma de CO<sub>2</sub>. (Villaseñor, J. 2001). Entre las bacterias que se consideran más comunes en las aguas residuales están: *Klebsiella pneumoniae*, *Escherichia coli*, *Salmonella spp*, *Bacillus anthracis*, *Shigella spp*, *Clostridium botulinum*, etc. (Constans, A. sf.). También los generos *Zooglea*, *Pseudomonas*, *Flavobacterium*, *Alcaligenes*, *Bacillus*, *Cyanobacterium* y *Acinobacter* (Pisabarro, 2009).

### 1.7.2 Hongos

Estos son organismos eucariotas sin capacidad de realizar fotosíntesis, presentan una estructura vegetativa por lo general expansiva llamada micelio. Debido a que los hongos son inmóviles obtienen su energía por respiración o por fermentación a partir de materiales orgánicos solubles o en suspensión presentes en sus hábitats. Los hongos que se encuentran en medios acuáticos pueden llegar a soportar pH entre 3.2 a 9.6 como es el caso de *Achlya racemosa*, y también hay casos extremos como algunos hongos presentes en los lagos volcánicos en pH entre 1,9 a 2,9. (Marín, R. 2003). Los hongos considerados más comunes en las aguas residuales están *Candida albicans*, *Cryptococcus neoformans*, *Aspergillus spp*, *Trichophyton spp* y *Epidermophyton spp*. (Constans, et al., 1998).

Gráfico. 1 Hongos comunes en aguas residuales.

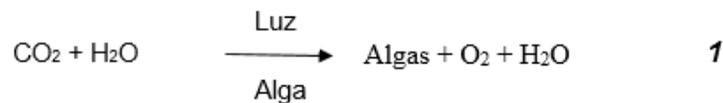


### 1.7.3 Protozoarios

Los protozoarios son organismos eucariotas predominantemente unicelulares y de tamaño microscópico, se les considera los animales más simples y primitivos que se conocen. Un protozoario típico es unicelular, sin pared celular, heterótrofo, no fotosintético, móvil y con la capacidad de ingerir partículas de alimento. Los ambientes donde se encuentran los protozoarios son húmedos: el mar, ríos, lagos y la tierra húmeda. La disponibilidad de alimento es el factor más importante para la existencia de los protozoarios, pueden alimentarse de sustancias orgánicas como partículas, pequeños complejos orgánicos, moléculas, y todo producto proveniente de materia orgánica en descomposición pudiendo ser organismos vivos como bacterias. Su alimento lo toman por mecanismos como osmosis, difusión o por transporte activo a través de la membrana, jugando un papel importante la selectividad de dicha membrana. (García, V. 2004).

### 1.7.4 Algas

Son organismos unicelulares o multicelulares, autótrofos, fotosintéticos. Su presencia en aguas para abastecimiento causa olores y sabores no aceptables, en áreas de recreación no son deseables y en la práctica de la piscicultura pueden llegar a ser un problema. Es importante su presencia en las lagunas de estabilización, ya que juegan un papel definitivo en la generación de oxígeno, lo cual permite la oxidación de la materia orgánica.



La ecuación 1, nos muestra la transformación típica que las algas realizan al interactuar con los elementos que el medio le ofrece y que permite la generación de nuevos individuos y  $\text{O}_2$ .

Existen tres grandes grupos de algas conocidos, las cuales se han caracterizado por su color: las verdes, cafés y rojas. Existen también las algas azules verdosas o cianobacterias las cuales son capaces de producir hepatotoxinas y neurotoxinas. (Romero, J. 1999)

## 1.8 Parámetros utilizados para evaluar la calidad del agua.

Debido a las variaciones en las características de las aguas residuales descargadas al sistema de alcantarillado causadas por las diferencias en las costumbres de la comunidad aportante, el régimen de operación de las industrias las cuales producen aguas servidas y el clima, entre otros factores, los caudales de las aguas residuales varían ampliamente durante el año, cambian de un día a otro y fluctúan de una hora a otra. Todos los factores anteriores deben de tenerse en cuenta en las predicciones de las variaciones del caudal y por ende las concentraciones de las aguas residuales afluentes a una planta de tratamiento. El conocimiento de las cargas hidráulicas, de la DBO, DQO y de los contaminantes es esencial para evaluar los factores de diseño y operación de una planta. (Romero, J. 1999)

### 1.8.1 Oxígeno disuelto

Todos los organismos vivos necesitan el oxígeno de una u otra forma para mantener sus procesos metabólicos de producción de energía, para su crecimiento y reproducción. En los procesos aerobios es considerado de mayor interés por las

---

necesidades que existen, ya que los microorganismos utilizados requieren de la presencia de este gas para su funcionamiento. Todos los gases en la atmosfera son solubles en cierto grado, el oxígeno junto al nitrógeno son considerados gases poco solubles, ya que ellos no reaccionan con el agua y su solubilidad es directamente proporcional a su presión parcial. También la solubilidad del oxígeno varía grandemente con la temperatura, la solubilidad del oxígeno en aguas frescas va desde 14,6 mg/L a 0 °C hasta 7 mg/L a 35 °C a 1 atmosfera de presión. Esto es de importante consideración de acuerdo a la altitud de la zona, ya que la tasa de oxidación biológica aumenta con la temperatura y con ello la demanda de oxígeno, ya que en zonas de altas temperaturas el oxígeno tiende a ser poco soluble. (Sawyer, C. 2003)

La baja solubilidad del oxígeno es la principal limitante de la capacidad de autodepuración de los ríos, y es por lo que se hacen necesarios los procesos de tratamiento de aguas residuales antes de ser descargadas en las corrientes naturales. En los procesos aerobios de tratamiento de aguas residuales, el oxígeno es de vital importancia porque su presencia es la que gobierna las tasas de oxidación de la materia orgánica, en el cual el oxígeno será absorbido en el medio y por lo tanto toman importancia los costos de aireación. (Sawyer, C. 2003)

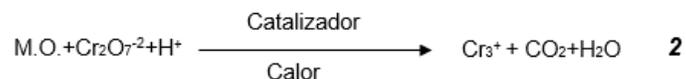
El método más utilizado para suministrar oxígeno a un proceso es a través de aireadores. Los hay de diferentes tipos y mecanismos, sin embargo el sistema de aireación es el responsable del mayor consumo energético en una estación depuradora de aguas residuales. El parámetro característico para la transferencia de oxígeno al medio es el coeficiente volumétrico de transferencia de oxígeno ( $kla$ ), el cual juega un papel clave a la hora del diseño, escalado y análisis de costos del proceso, al determinar la eficacia de transferencia y aireación. La importancia de la determinación de la velocidad de transferencia dependerá de si se trabaja con microorganismos que consumen oxígeno o en ausencia de los mismos. (Collado. et al., 2012)

Cardona, J. 2008 hace referencia al oxígeno disuelto (OD) relacionándolo con los procesos metabólicos de diferentes microorganismos, en su investigación utilizó

microorganismos efectivos (EM), para el tratamiento de aguas residuales usando diferentes dosis, en condiciones anaerobias. Encontró que la concentración de OD en las unidades experimentales varió con el tiempo, teniendo un efecto directo en la DQO y DBO5. Incrementando ésta última a medida que avanzaba en la experimentación, encontró que no hubo significancia en el uso de EM con respecto al control en la remoción de la materia orgánica, sin embargo por la naturaleza de los consorcios bacterianos predominantes en condiciones anaerobias, se favorecieron procesos de desnitrificación lo cual condujo rápidamente a la reducción del OD en el medio.

### 1.8.2 Demanda Química de Oxígeno (DQO)

La DQO tiene gran utilidad en la práctica para estimar la materia orgánica presente en el agua ya sea esta natural o residual. En su ensayo de determinación se emplea un agente químico fuertemente oxidante en un medio ácido para determinar el equivalente de oxígeno de la materia orgánica que puede oxidarse. Son necesarias altas temperaturas y la presencia de un catalizador para facilitar la oxidación de los compuestos. Comúnmente el agente oxidante que se utiliza en este proceso es el dicromato, en dicho caso la reacción que se presenta se ilustra de la siguiente manera.



Este ensayo también es utilizado como una estimación de la materia orgánica de aguas residuales tanto domésticas como industriales que contengan compuestos tóxicos para la vida biológica. Regularmente la DQO de un agua residual es mayor que la DBO correspondiente, esto debido al mayor número de compuestos cuya oxidación tienen lugar por vía química en comparación con los que se oxidan por vía biológica. En muchos casos es posible establecer una correlación entre la DQO y la DBO, esto es ventajoso ya que la DQO puede realizarse en un periodo de tres horas frente a los cinco días que generalmente necesita la prueba de la DBO. Lo anterior permite la utilización de la DQO para el funcionamiento y control de las plantas de tratamiento (Metcalf y Eddy. 1995). Relaciones DQO/DBO >2 indican alto

contenido de material recalcitrante de difícil degradación (IDEAM, 2001), citado por Cardona, J.2008.

### 1.8.3 Sólidos

El contenido de sólidos de un agua generalmente afecta directamente la cantidad de lodos que se producirán en el sistema de tratamiento. Existen diferentes tipos de sólidos: los sólidos totales de un agua son el residuo de la evaporación a una temperatura de 103-105 °C. Los sólidos sedimentables son una medida que nos permite conocer el volumen de sólidos depositados o precipitados en el fondo de un cono Imhoff, en un periodo de una hora, esto representa la cantidad de lodo removible por simple sedimentación y se expresan en ml/l. (Romero, J. 1999)

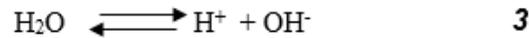
Los sólidos disueltos representan el material soluble y coloidal los cuales hacen necesario procesos de oxidación biológica o coagulación y sedimentación para su remoción. En cuanto a los sólidos suspendidos, son los sólidos no disueltos y constituyen la diferencia entre los sólidos totales de la muestra no filtrada y los sólidos de la muestra filtrada. Los sólidos disueltos tienen un tamaño aproximado, menor a 1.2  $\mu\text{m}$  y los suspendidos un tamaño aproximado mayor a 1.3  $\mu\text{m}$ .

Los sólidos volátiles son básicamente la porción orgánica de los sólidos o la porción de sólidos que se volatiliza cuando son sometidos a una temperatura de 550 °C. Es muy importante determinarlos en lodos activados, lodos digeridos y lodos crudos. El resto de los sólidos que no se volatilizan se les conoce como sólidos fijos, y representan la fracción inorgánica o mineral de los sólidos. En los tratamientos biológicos de aguas residuales se recomienda un límite de sólidos disueltos de 16,000 mg/L. (Romero, J. 1999)

### 1.8.4 pH

Este parámetro se utiliza para expresar la concentración de iones hidrogeno o la actividad del ion hidrogeno. En los procesos biológicos de tratamiento de aguas residuales, es de suma importancia mantener el pH en rangos adecuados para el

buen desarrollo y desempeño de los microorganismos así como su supervivencia. (Romero, J. 1996). El agua en sí es débil y reversiblemente ionizada según lo muestra la siguiente ecuación.



El pH desempeña un papel fundamental en los procesos biológicos de tratamiento, principalmente en los procesos anaerobios, permitiendo reacciones tales como hidrólisis que da lugar a una mayor solubilización de la materia orgánica (MO), importante durante el proceso de degradación de la misma. Por ejemplo, (Cajigas, A. et al. 2005) evaluaron la influencia del pH en el proceso de depuración de aguas residuales provenientes del proceso de extracción del almidón de yuca, comparando el efecto corrector de la cal hidratada versus el carbonato de sodio, encontrando mayor eficiencia en el carbonato de sodio, el cual fue capaz de regular tanto el valor de pH como de mejorar y mantener la capacidad amortiguadora el cual permitió remociones del orden del 82% de la DQO.

## 1.9 El río Bogotá

### 1.9.1 Antecedentes

La cuenca del río Bogotá, representa una de las estructuras económicas más importantes del país. Está ligada al uso de los recursos naturales, el desarrollo de una muy fuerte actividad agrícola y minera como también procesos de transformación industrial, siendo la principal vocación de dicha cuenca la explotación ganadera y cría de ganado lechero.

El río Bogotá nace al nororiente del departamento de Cundinamarca, en el páramo de Guacheneque en el municipio de Villa Pinzón, a 3300 m.s.n.m., sus aguas desembocan en el río Magdalena en Girardot. Este río drena las aguas de una cuenca de unos 6000 Km<sup>2</sup>, y alrededor de 7 millones de habitantes y 40 municipios. Drena las aguas de los ríos Sisga, Neusa, Tibitó, negro, Teusaca, Frío, Chicu, Salitre, Funza, Tunjuelito, Balsillas, Calandaima y Apulo, creando una red hídrica

---

con diversidad de paisajes, condiciones topográficas y climatológicas típicas de la zona andina. (Pérez, 2000)

El 30 % de la cuenca del Río Bogotá se caracteriza por poseer una fuerte relieve que va desde ondulada hasta fuertemente ondulada, alcanzando pendientes de hasta 25 y 50 % en algunas zonas, estas condiciones son generalizadas en toda la cuenca excepto en la zona denominada como sabana en la parte baja de la cuenca que alcanza pendientes que van desde 0 a 7%, siendo planos y ligeramente planos, lo cual lo convierte en estas zonas no en un río caudaloso sino más bien un río de flujo lento, contribuyendo esta condición a su mayor susceptibilidad a convertirse en un cuerpo de agua con poca oxigenación en dichas zonas. (POMCA, 2006).

El Río Bogotá, por décadas ha venido siendo objetivo de mucho interés tanto para las autoridades locales como nacionales, siendo una de las prioridades los programas o procesos de tratamiento de las aguas residuales generadas por la ciudad de Bogotá. Haciendo un recuento cronológico breve se puede decir que desde inicios del siglo pasado (1906) se comenzó a legislar a favor de la protección del río mediante una reestructuración del sistema de alcantarillado de la ciudad, antes de arrojar las aguas al Río Bogotá. Posteriormente en el año 1946 hubo preocupación ya que las fuentes de agua que eran usadas para consumo humano estaban siendo contaminadas aguas abajo, a estas alturas se era consciente de la contaminación del río Bogotá y se pensó en la construcción de una planta de tratamiento de aguas negras. No fue sino hasta el año 1962, después de varias décadas encaminando esfuerzos a lograr un proyecto para la recuperación del río, que la Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá presentó el primer plan maestro que consistía en la separación de las aguas lluvias y aguas negras de las nuevas urbanizaciones de la ciudad. Para 1985 se tenía un proyecto para el río que contemplaba diseños definitivos de readecuación hidráulica, optimización del plan maestro existente en ese momento y un plan de tratamiento de aguas negras; para el año 1995 se adjudicó a la empresa Degremont Lyonaaise de Aux Dumez la construcción del sistema de tratamiento que contrarrestara la contaminación del río, tal proyecto consistía en la construcción de tres plantas de tratamiento en los troncales del Salitre, Fucha, Tintal y Jaboque. No fue hasta el año 2000 donde

comenzó operaciones la planta del Salitre, pero solo en su etapa de tratamiento primario. El proyecto se detuvo y hasta la fecha la PTAR el Salitre solo funciona en la etapa primaria. (Lopez, D. 2003)

Recientemente, el Consejo de Estado ha ratificado un fallo de un tribunal de Cundinamarca, donde ordena al gobierno nacional tomar medidas para la descontaminación del río Bogotá. El fallo fue ratificado en marzo del 2014, donde las principales acciones están encaminadas tanto a reducir la contaminación como a controlar las descargas al río, se prioriza la construcción de la planta de tratamiento denominada Canoas, así como monitorear y regular la descargas por parte de las diferentes industrias que están ubicadas en las riveras del río. (La Republica, 2014)

### 1.9.2 Estado actual del Río Bogotá

El río Bogotá presenta niveles de contaminación creciente de tipo química, física y biológica, lo cual lo convierte en un cuerpo de agua totalmente séptica con condiciones graves para la salud humana y de animales que habitan en sus riberas y hacen uso de sus aguas. En la desembocadura del río Juan Amarillo y el embalse del Muña, la DBO alcanza valores medios de 143 mg/L y con cargas orgánicas alrededor de las 403 ton O<sub>2</sub>/día, los coliformes totales llegan hasta los 28 millones en promedio y con picos de hasta 79 millones (NPM/100 ml). Sin embargo aguas arriba de la desembocadura del río Juan Amarillo los valores de contaminación son muy diferentes, donde la carga orgánica alcanza valores de 10 ton O<sub>2</sub>/día. El río también se encuentra contaminado por metales pesados como cadmio, cromo y plomo. Las principales fuentes de contaminación orgánica generadas por la ciudad son las aguas residuales domésticas que aportan un 76%, las aguas residuales industriales un 24 %. (Fundación al verde vivo, 2001)

Camacho, L. *et al.* 2002, encontraron que desde antes de la entrada del río a Bogotá ya se encuentra en condiciones de calidad muy bajas con niveles de O<sub>2</sub> de 2-3 mg/L y que al recibir las descargas de la ciudad pierde el poco oxígeno disuelto que aún conserva, ya en la cuenca media el río presenta valores tendiendo a cero y reportando concentraciones de DBO del orden de hasta 130 mg O<sub>2</sub>/L, evidenciando el grado de contaminación que aportan las descargas de la ciudad al río. Por otro

lado también sostiene que el tratamiento que se le da al agua en la PTAR el Salitre es insignificante y aporta muy poco a la recuperación del cuerpo de agua.

Maya, D. 2004 en su trabajo “Estudios de alternativas de desinfección para el control de patógenos en el Río Bogotá”, hace un análisis sistematizado de las condiciones del río en las cuencas alta, media y baja, para el caso de la cuenca media, presenta los resultados de diferentes estudios que indican el incremento de la contaminación orgánica y microbiológica que sufre el río en esta zona, como también la caída de los niveles de pH hasta valores de 2 en algunos tramos del río, y la reducción de los niveles de OD hasta valores de cero en gran parte de su recorrido por la cuenca media.

Con la intención de desarrollar procesos biológicos para el tratamiento de aguas con contaminación orgánica importante, Cardona, J. 2008 evaluó el funcionamiento de los Microorganismos Eficientes (EM) en el tratamiento de aguas residuales domésticas (ARD), estos microorganismos están constituidos por tres tipos de microorganismos entre ellos *están R. pallustris, Lactobacillus spp. Sacharomyces sp.* En su experimentación mediante la utilización de diferentes parámetros encontró que los EM no son una alternativa viable para tratar aguas residuales ya que no encontró diferencias significativas en sus tratamientos.

En el proceso de tratar la contaminación de cuerpos de agua superficial mediante procesos biológicos, la secretaría distrital de ambiente de Bogotá implementó EM para reducir los olores ofensivos generados en el río Tunjuelo, debido a los procesos de descomposición de materia orgánica en condiciones anaerobias que ahí se dan, sin embargo se encontró que no eran una solución viable debido a que fue más bien un control temporal de los olores, ya que después de 5 meses se volvieron a presentar los olores ofensivos reportados. ([www.ambientebogotá.gov.co](http://www.ambientebogotá.gov.co))

### 1.9.3 Origen de la contaminación del Río

La gran problemática de la contaminación del Río Bogotá, se da porque es utilizado como el principal receptor de desechos desde su nacimiento, empezando desde la cuenca alta donde las actividades agrícolas tales como el cultivo de papa, aportan una considerable contaminación por productos químicos tales como pesticidas y fertilizantes. Para intentar controlar esta situación la Corporación Autónoma (CAR) de Cundinamarca declaró reserva forestal la zona (Plan maestro EAAB, 2006). Posteriormente recibe las descargas de las curtiembres de Villapinzón, pasando por la cuenca media donde recibe las aguas residuales de la capital hasta su desembocadura en el río Magdalena. La razón es porque en la cuenca del río es donde se ubica la mayor actividad productiva del país aportándole una descarga que corresponde al 35 % aproximadamente, de la industria existente en Colombia. (Lopez, D. 2003).

Entre las actividades más destacadas se pueden mencionar las curtiembres, la minería, la industria, la agricultura, vivienda, construcción, entre otros (DANE, 2012).

## **1.10 Política ambiental en Colombia**

### **1.10.1 Políticas de País**

En Colombia existe la normatividad necesaria para la preservación, uso y protección de los recursos naturales, tal es el caso del decreto 2811 de 1974, conocido como el Código Nacional de Recursos Naturales Renovables y Protección del Medioambiente, con el fin de proteger y conservar tanto los recursos renovables como no renovables tales como el recurso agua debido a los diferentes usos. (Decreto 2811 de 1974)

Por otro lado, también está el decreto 3930 de 2010, el cual reemplaza al decreto 1594 de 1984, donde se dictan los términos de uso y calidad que deben cumplir las aguas superficiales, subterráneas, marinas, estuarinas e incluye las servidas. Según

---

dicho decreto en el artículo 9, se tienen en cuenta los diferentes usos, el orden no representa la prioridad:

- Consumo humano y doméstico.
- Preservación de flora y fauna.
- Agrícola
- Pecuario
- Recreativo
- Industria
- Transporte.
- Pesca, Maricultura y Acuicultura.
- Estético

Para cada una de las clasificaciones anteriores existen un gran número de criterios de calidad admisibles para su utilización en dichos campos, entre los criterios mínimos para modelar la calidad de los cuerpos de agua mencionados en el artículo 7 se encuentran:

- Demanda Biológica de Oxígeno (DBO<sub>5</sub>)
- Demanda Química de Oxígeno (DQO)
- Sólidos Suspendidos (SS)
- pH
- Temperatura
- Oxígeno Disuelto (OD)
- Caudal
- Datos hidrológicos,
- Coliformes Totales y fecales

(Decreto 3930-2010)

En la actualidad existe el convenio interadministrativo 171-2007, celebrado entre la Secretaria de medio ambiente, la Corporación Autónoma Regional de Cundinamarca (CAR), la Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá (EAAB),

y el Distrito Capital, esto con el fin de encaminar acciones orientadas a la recuperación del Río Bogotá.

#### 1.10.2 Política Ambiental Regional.

La Corporación Autónoma Regional de Cundinamarca, CAR, es la entidad regional que tiene como funciones la ejecución de políticas, planes y proyectos sobre medio ambiente y recursos naturales renovables, así como el cumplimiento y oportuna aplicación a las disposiciones legales vigentes sobre su disposición, administración, manejo y aprovechamiento conforme a las regulaciones, pautas y directrices expedidas por el ministerio de ambiente. (CAR, 2010)

Dentro de los planes de protección y desarrollo ambiental de la CAR se encuentra el manejo y administración de la cuenca del Río Bogotá, en esta línea ha desarrollado el megaproyecto de Adecuación Hidráulica y Recuperación Ambiental del Río Bogotá. Este consiste principalmente en dos sub-proyectos; 1) el tratamiento de las aguas residuales de los Ríos Salitre, Torca y Jaboque en el sitio denominado planta de tratamiento de aguas residuales Salitre y su conducción final hasta la zona de riego La Ramada. Y 2) La adecuación hidráulica del Río Bogotá y sus obras complementarias. (Carta ambiental, 2011)

En 2006, la CAR, emitió el acuerdo número 43, donde se establecen los objetivos de calidad a alcanzar en la cuenca del Río Bogotá en el año 2020. Donde se presenta una clasificación de las aguas en clases I,II,III,IV y V, de acuerdo a sus posible uso, mostrando los diferentes parámetros y las condiciones que deberían cumplir en condiciones ideales.

Según lo establecido en los criterios de calidad, el río Bogotá en la cuenca media se encuentra en la clase IV, que corresponde a uso agrícola con restricciones y pecuario, debiendo lograr valores de DBO de 50 mg/L, SS de 40 mg/L y coliformes totales NMP/100 de 20,000, entre otros indicadores de importancia. (CAR, 2006).

### 1.10.3 Políticas ambientales locales

Las políticas locales están manejadas principalmente por el Distrito Capital, quien a través de la Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá (EAAB) se encarga de los servicios de acueducto, alcantarillado sanitario y pluvial del distrito. Esta empresa brinda el servicio de agua potable alrededor de 7 millones de habitantes del distrito capital y presta servicios a unos 11 municipios vecinos. (EAAB, 2010)

El acueducto, como parte del distrito y en cumplimiento con el convenio 171-2007, ha liderado la ejecución técnica del programa de saneamiento del río Bogotá, el cual está basado en la maximización de los beneficios técnicos, económicos y ambientales que se obtengan a partir de las inversiones para tal fin, en el marco de una propuesta de solución integral para los 350 km de río haciendo especial énfasis en la cuenca media. Con respecto a las acciones encaminadas se pueden mencionar principalmente tres; recuperación estética y lograr el uso agrícola del efluente de la PTAR el Salitre, utilización agrícola del río a la altura de la cuenca media y la recuperación ecológica del Río Bogotá, procesos contemplados entre los periodos del 2014 al 2050.

También se contemplan obras que permiten la recuperación de los ríos Salitre, Fucha y Tunjuelo, estas obras también avanzan en el proceso de mejoramiento del Río Bogotá ya que las aguas servidas provenientes de las viviendas ya no serán vertidas directamente a estos afluentes sino que por medio de interceptores se pretenden llevar hasta la PTAR el Salitre y hasta la futura planta de aguas residuales PTAR Canoas, donde recibirán el tratamiento adecuado antes de ser vertidas al río. (EAAB, 2011)

En la actualidad, después de ratificado el fallo que ordena al estado emprender las obras necesarias para la recuperación del río, la CAR y Ministerio de ambiente están llamados a liderar los cambios y acciones necesarias para lograr tales objetivos.

## **2. Objetivos**

### **2.1 Objetivo general**

Desarrollar preliminarmente un proceso biológico que permita reducir la contaminación del agua del Río Bogotá.

### **2.2 Objetivos específicos**

- Caracterizar el agua del Río Bogotá antes y después de ser sometida al tratamiento, evaluándose en términos de oxígeno disuelto, sólidos suspendidos totales y demanda química de oxígeno.
- Seleccionar la fuente de microorganismos más eficientes para tratar las aguas del Río Bogotá.
- Identificar las condiciones más adecuadas como tiempo de tratamiento, pH y aireación para lograr la mayor eficiencia de los microorganismos evaluados.
- Determinar la dosis adecuada de microorganismos para un proceso que contribuya a la disminución de la contaminación del agua.

## **3. Materiales y métodos**

### **3.1 Materiales y equipo**

Los materiales y equipo utilizados durante la presente investigación se describen como sigue:

- a. Agua del río Bogotá (Sustrato)
- b. Inóculos a evaluar ( Bacter DMO Y Microorganismos BIOSA)
- c. Reactivos
- d. Filtros de fibra de vidrio
- e. Filtros de aire
- f. Agua destilada
- g. Pipetas de 5, 10 y 20 ml
- h. Micro pipeta de 1000 micro litros
- i. Manguera de 5 mm diámetro
- j. Capsulas de porcelana
- k. Sistema de filtrado al vacío
- l. Erlenmeyer de 500 ml (Reactores)
- m. Desecador
- n. Mufla
- o. Espectrofotómetro
- p. Termoreactor
- q. Tubos para DQO
- r. Balanza analítica

### **3.2 Ubicación**

Para el desarrollo del proyecto, las muestras de agua se recolectaron en el paso del Río Bogotá sobre la Avenida calle 80, salida hacia la ciudad de Medellín, en el puente conocido como “Puente de Guadua”, en las coordenadas 4°43' N y 74°7' W. Esta zona corresponde a la cuenca media - alta del río Bogotá, con una temperatura promedio de 18,7°C. El sitio de muestreo se escogió debido a su fácil acceso y se

consideró un punto donde la contaminación del río es considerable, sin embargo no es la más alta, pero es una zona donde ya se han realizado investigaciones con anterioridad, lo cual permitiría tener algunos antecedentes y referencias.

**Gráfico. 2 Ubicación Punto de Muestreo**



El montaje de los tratamientos, preparación y análisis de las muestras se realizó en el laboratorio de Bioprocesos en el Laboratorio de Ingeniería Química de la Facultad de Ingeniería de la Universidad Nacional de Colombia. La fase experimental se realizó en los meses de agosto y octubre.

### 3.3 Metodología

La experimentación se realizó a escala de laboratorio, a continuación se describe la metodología utilizada para desarrollar los experimentos.

#### 3.3.1 Caracterización del agua del río.

Se realizó la caracterización inicial del agua cruda del punto de muestreo, para la experimentación se utilizó la misma agua en todos los experimentos, el muestreo se realizó en agosto de 2013. La caracterización permitió conocer el estado actual del agua del río. Para el efecto, se evaluaron los parámetros siguientes:

- a) Oxígeno disuelto (O.D)
- b) pH
- c) Sólidos suspendidos totales.
- d) Demanda química de oxígeno.

Para el caso del O.D y el pH se midieron directamente en el campo, para tener una muestra más representativa y que no hubiera alteraciones en estos parámetros por motivo del transporte de la muestra, esto para el caso de la caracterización inicial. Las técnicas y equipos utilizados para esta caracterización se describen a continuación:

**Tabla 1. Métodos empleados para determinación de parámetros**

Análisis	Método	Lugar
Oxígeno Disuelto (OD)	Oxímetro	In situ
pH	pH – metro	In situ
Demanda Química de Oxígeno (DQO)	Método colorimétrico de reflujó cerrado (Anexo A)	Laboratorio de Bioprocésos
Sólidos Suspendidos Totales (SST)	Método Gravimétrico (Anexo B)	Laboratorio de Bioprocésos

Para el caso de la determinación de los parámetros en el laboratorio, los análisis se realizaron por triplicado, lo que permitió promediar los resultados y utilizarlos en el análisis y discusión de los mismos.

### 3.3.2 Definición del porcentaje de remoción

Para obtener los porcentajes de remoción se utilizaron las siguientes ecuaciones.

$$r = (DQO_{im} - DQO_f) \quad \mathbf{4}$$

$$\%R = \left( \frac{r}{DQO_{im}} \right) * 100 \quad \mathbf{5}$$

Donde

$r$  = DQO removida

$DQO_{im}$  = DQO inicial (DQO del agua más el aporte de la dosis de los microorganismos)

$DQO_f$  = DQO al final de la experimentación

$\%R$  = Porcentaje de remoción.

### 3.3.3 Montaje de los experimentos

Se usaron Erlenmeyer de 500 ml debidamente esterilizados como reactores tipo batch, donde se depositaban 300 ml del agua a utilizar, se realizaron los cálculos correspondientes para que las dosis a utilizar se mantuvieran. Para los tratamientos aerobios se realizaron los montajes conectados al sistema de aireación con que se cuenta en el laboratorio y para el caso de los anaerobios, se ubicaban en los espacios destinados para el montaje debidamente cerrados evitando la entrada de aire a los reactores. Previo al montaje el sustrato que se encontraba en refrigeración fue sometido a un proceso de aclimatación, hasta llegar a la temperatura ambiente, esto para lograr la reactivación de la actividad microbiana.

Gráfico. 3 Montaje de experimentos



Montaje aerobio



Montaje anaerobio

### 3.3.4 Tipos de procesos y variables

Para esta investigación, se tuvieron en cuenta dos consorcios de microorganismos, los cuales fueron evaluados en dos diferentes fases; aerobia y anaerobia respectivamente. En la fase aerobia las variables a tener en cuenta fueron tiempo de tratamiento, dosis, pH y aireación. La fase anaerobia tuvo en cuenta el tiempo de tratamiento, dosis y pH, esto con el fin de conocer cómo influyen dichas variables en los procesos biológicos.

Las variables se describen a continuación:

a. Dosis

Se establecieron 3 dosis a utilizar, siendo 1, 3 y 6 ml por litro de agua, los fabricantes de ambos productos recomiendan 1 ml/l para usar sus productos, sin embargo para evaluar su influencia se aumentó en 3 y 6 veces la dosis recomendada, se utilizó este rango de valores debido a que Boog, J. 2012 en su evaluación de los EM para el tratamiento de aguas residuales, encontró que dosis superiores a 10 ml/l incrementaban considerablemente la DQO en el efluente final.

b. Tiempo de tratamiento

Uno de los factores fundamentales para el proceso de descomposición de la materia orgánica por parte de los microorganismos es el tiempo de contacto entre estos, en este sentido se evaluaron tres diferentes tiempos de tratamiento, siendo estos de 4, 8 y 12 días. Se decidió utilizar estos tiempos ya que son comunes en diferentes procesos de tratamiento de aguas residuales, tales como, lagunaje, entre otros. (Oakley, S. 2005)

c. pH

Los microorganismos son seres muy susceptibles a los cambios de pH del medio en el que se encuentran, muchas veces es necesario asegurar un pH adecuado para su correcto funcionamiento ya que esto repercute directamente en su rendimiento.

Para este caso se utilizaron tres diferentes pH siendo 5, 6 y 7. Según Durruty, I. (2013) el pH adecuado esta entre 5,5 y 8 para un buen funcionamiento de las bacterias, las cuales constituyen en su mayoría los microorganismos empleados en el tratamiento de aguas residuales. Para acondicionar dichos pH se utilizó ácido sulfúrico al 98 %.

d. Aireación.

Para el caso de la fase aerobia, se sometieron los microorganismos a un proceso de tratamiento aerobio, se suministraron 3 niveles diferentes de aire, siendo estos de 2, 3 y 4 vvm (volumen de aire por volumen de medio por minuto), para regular el flujo de aire se utilizó un rotámetro con que se cuenta en el laboratorio.

Las condiciones de temperatura utilizadas para ambas fases fueron las promedio para la zona en donde se realizó el muestreo, alrededor de 18 °C.

### 3.3.5 Descripción de los productos utilizados

Para poder realizar este experimento se realizó una amplia búsqueda de productos biológicos utilizados para el tratamiento de aguas residuales para someter a evaluación, después de contactar a varias empresas distribuidoras solo se logró acuerdo con dos empresas, quienes proveyeron los productos biológicos utilizados en la presente investigación. Siendo estos productos Bacter DMO y Microorganismos Biosa, los cuales se describen a continuación.

#### **Bacter DMO**

Es un producto producido localmente por la empresa FUNGICOL, con sede en la ciudad de Palmira, en el departamento de Valle del Cauca. Este producto ha sido

desarrollado originalmente para tratar desechos sólidos provenientes principalmente de la actividad agrícola con el fin de obtener compost. Viendo estas propiedades para descomponer materia orgánica, se decidió probar su aplicabilidad en el tratamiento de aguas residuales con una alta carga de materia orgánica en suspensión como es el caso del Río Bogotá.

El Bacter DMO está compuesto por tres tipos de microorganismos con características degradadoras de la materia orgánica las cuales se presentan a continuación.

a. *Burkholderia cepacia*: este complejo es un grupo de bacterias Gram negativas, no fermentadoras, aerobias y productoras de catalasa. Compuestas de al menos 9 especies. Ecológicamente son saprofitos que intervienen en el reciclaje de materia orgánica, estos organismos se encuentran comúnmente en el agua y suelos y pueden sobrevivir prolongados periodos en ambientes húmedos (CONEIDEP, 2010).

En este producto la *Burkholderia cepacia* se encuentra en una concentración de  $1 \times 10^9$  UFC/ml

b. *Saccharomyces*: son levaduras anaerobias pertenecientes al reino de los hongos, la más conocida es la *Saccharomyces cerevisiae* y dentro de sus usos más destacados son la fermentación de alimentos tales como pan y vinos. Se encuentran fácilmente en el ambiente tanto en las plantas como el suelo. (Carballo, 2000. Citado por Fajardo, E. y Sarmiento, S.2007) también se debe mencionar que tiene la capacidad de tener fases aeróbicas (Sánchez, 2007)

En este producto las *Saccharomyces* se encuentra en una concentración de  $1 \times 10^9$  UFC/ml

c. *Lactobacillus*: son bacterias ácido lácticas Gram positivas, dentro de las cuales hay aerobias y anaerobias, generalmente su principal fuente de alimento son los carbohidratos dando lugar a ácido láctico, alcoholes y bióxido de carbono. (Fernandez, L y Sosa del Castillo M., 2000)

En este producto los *Lactobacillus* se encuentra en una concentración de  $1 \times 10^9$  UFC/ml

## Microorganismos Biosa

Aqua Biosa es una mezcla de hierbas aromáticas orgánicas, que son fermentadas con una combinación especial de cultivos ácido lácticos. Durante la fermentación se forma el ácido láctico, lo que da un bajo pH de 3.5. Este bajo pH previene el desarrollo de bacterias patógenas en el producto terminado. Se usa como mejorador del suelo y de plantas, y como cultivo iniciador en el compostaje.

Sus ingredientes consisten en agua, melazas orgánicas (caña de azúcar), sacarina, fructosa orgánica, dextrosa orgánica, hierbas y cultivos microbianos. Algunos de los microorganismos presentes en este productos son: *Lactobacillus* spp, *Streptococcus termophilus*, *Rhodospseudomonas palustri* y *Sacharomyces cerevisiae*, adicionalmente las hierbas utilizadas se describen en el anexo E. Las concentraciones de cada uno de las especies contenidas en el producto no están especificadas pero representan en conjunto el 99% del volumen total.

## 3.4 Conservación de las muestras

### a. Muestra inicial.

El agua tomada del río Bogotá, utilizada para hacer los montajes de cada tratamiento, se conservó en recipientes plásticos debidamente esterilizados con el fin de evitar la contaminación con organismos diferentes a los existentes en dicha agua, se almacenaron en una nevera a una temperatura de 4°C con el fin de neutralizar la actividad biológica por parte de los microorganismos presentes en la misma.

b. Muestras de los experimentos.

Una vez finalizado el proceso para cada uno de los tratamientos, se almacenaron en recipientes de vidrio aproximadamente 50 ml de muestra conservados con ácido sulfúrico a razón de 2 ml por litro a una temperatura de 4°C, para ser analizados posteriormente.

### **3.5 Diseño experimental**

Para analizar el efecto de los factores en cada uno de los tratamientos se utilizaron diseños experimentales factoriales.

En la fase anaerobia, para cada uno de los consorcios de microorganismos, el diseño experimental utilizado fue media fracción  $2^{4-1}$  aleatorizado con once corridas incluyendo tres puntos centrales. En un solo bloque y con 4 grados de libertad para el error. Este se realizó utilizando el software Statgraphics Centurión, con un intervalo de confianza del 95 %. El diseño tiene una resolución menor que cinco, el cual deberá considerarse si desea replicarlo.

En la fase aerobia se aplicó para ambos consorcios de microorganismos un diseño factorial  $2^3$ , en un solo bloque, con diez corridas incluyendo dos puntos centrales y 3 grados de libertad para el error, dicho diseño tiene un intervalo de confianza del 95 %. Este diseño tiene una resolución  $V+$ , el cual deberá considerarse si desea replicarlo.

Para comparar el efecto de los tratamientos utilizados, se utilizó un blanco, el cual consistió en usar el mismo volumen de agua sin ningún tipo de inóculo, durante los mismos tiempos de tratamiento, 4, 8 y 12 días.

## 4.Resultados y discusión

Para determinar la concentración de materia orgánica en un agua residual se utilizan varios parámetros de acuerdo al tipo de sistema de tratamiento utilizado, para el caso de los procesos aerobios es más utilizada la DBO y en los anaerobios la DQO, sin embargo para poder comparar los resultados de ambas fases evaluadas, aerobio y anaerobio, se determinó utilizar la DQO. Por otro lado, existe una correlación entre la DBO y la DQO, dependiendo del origen del agua residual, para el caso de las ARD generalmente se estima que la correlación de la DQO y DBO es de 2 a 1. (Metcalf y eddy, 1995).

### 4.1 Caracterización del agua del Río Bogotá en términos de DQO, OD y SST

Para poder determinar la eficiencia de los diferentes procesos a los que se sometió el agua a tratar, se hace necesario conocer el punto de partida, conocer los niveles de contaminación en términos de los parámetros propuestos. Para ello también hay que considerar el aporte a la DQO que hacen los mismos microorganismos al ser agregados a la muestra, lo cual nos dará un dato más real en cuanto a la eficiencia de los mismos y esto tiene importancia ya que la DQO añadida por parte de estos es muy significativa. A continuación se presenta una caracterización del agua inicial cruda contemplando la DQO inicial soluble.

Tabla 2. Caracterización inicial agua cruda\*

Parámetro	Muestra inicial
SST	90 mg/L
OD	0,5 mg/L
DQO total	115 mg O <sub>2</sub> /L
DQO Soluble	63 mg O <sub>2</sub> /L
pH	7,5

\*Realizada en agosto 2013

En la Tabla 2 se pueden observar los valores de los análisis realizados, la muestra de agua utilizada es la tomada directamente del río, en este caso aún no se han agregado los microorganismos a utilizar. Como se puede ver los niveles no son tan altos con respecto a los encontrados en otras épocas del año, los cuales están alrededor de los 300 mg O<sub>2</sub>/L, ya que el muestreo se realizó en el mes de octubre donde las lluvias son frecuentes y el río se había diluido, sin embargo los niveles de oxígeno disuelto continúan siendo muy bajos coincidiendo con los valores reportados por Camacho (2005) en el paso del río por Bogotá, y lo que corresponde a la cuenca media, donde prácticamente poseen condiciones anaerobias.

A continuación, en la Tabla 3 se presentan los aportes de DQO total y soluble por parte de los microorganismos al agua a tratar que se suman a la DQO cruda y soluble de la misma, mostrando también los % que representan estos aportes en la DQO total, donde de acuerdo a la dosis a utilizar aumentará. Esto para ambos microorganismos.

**Tabla 3. DQO soluble del agua sumada a la aportada por los microorganismos DMO de acuerdo a la dosis.**

Dosis DMO	DQOt inicial	DQOt +producto	DQO aportada por producto %	DQOs inicial	DQOs +soluble	DQO aportada por producto %
1 ml	115	144,92	26	63	82,94	31
3 ml	115	284,52	147	63	126,15	100
6 ml	115	337,70.	193.6	63	312,29	395,69

**Tabla 4. DQO soluble del agua sumada a la aportada por los microorganismos BIOSA de acuerdo a la dosis.**

Dosis BIOSA	DQOt inicial	DQOt +producto	DQO aportada por producto %	DQOs +producto	DQO s +producto	DQO aportada por producto %
1 ml	115	149,20	29	63	77,89	23,63
3 ml	115	302,10	162,69	63	200,87	218,84
6 ml	115	425,10	269.65	63	260,70	313,81

En las tablas 3 y 4 se muestra la DQO total y soluble inicial más la DQO del agua después de aplicar los productos, la cual se someterá a los diferentes tratamientos,

esto se tomó en cuenta para evaluar el rendimiento de los tratamientos y microorganismos a utilizar ya que el hecho de agregar los microorganismos al agua, está aportando valores de DQO bastante considerables a medida que aumenta la dosis a utilizar. Como se puede observar el porcentaje aportado por microorganismos Biosa es mayor con respecto a lo aportado por microorganismos DMO, esto probablemente se deba al mayor número de especies de microorganismos presentes y a la presencia de sustancias vegetales, que aumentan la concentración de materia orgánica.

Para el caso de la caracterización final se hizo el análisis de acuerdo a la categorización en fase anaerobia y fase aerobia tanto para BIOSA como para DMO. Los resultados de la fase experimental para cada tratamiento empleado se encuentran en el anexo F.

## 4.2 Microorganismos DMO fase anaerobia.

A continuación se presenta la tabla 5 donde se muestra el diseño experimental utilizado para esta fase, la cual se realizó en un solo bloque. Los valores de pH fueron ajustados al inicio de cada fase experimental.

**Tabla 5. Fase Anaerobia DMO**

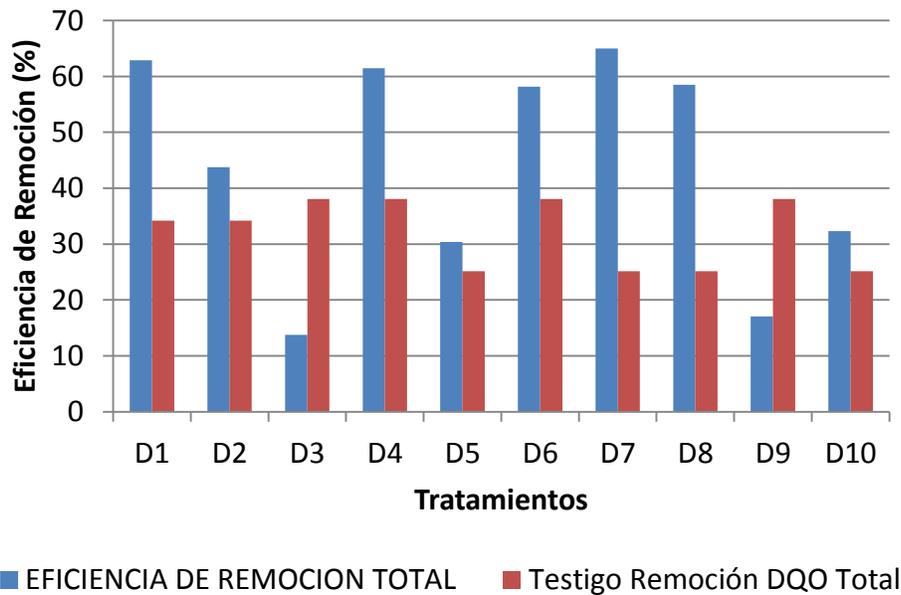
DMO ANAEROBIO			
BLOQUE	TIEMPO (días)	DOSIS (ml/l)	pH inicial
D1	12	6	7
D2	12	1	7
D3	12	6	5
D4	4	1	5
D5	8	3,5	6
D6	8	3,5	6
D7	4	6	5
D8	4	6	7
D9	12	1	5
D10	4	1	7

**Fuente: El autor. Agosto de 2013.**

#### 4.2.1 Remoción de DQO total.

En el Gráfico 4 se presentan los valores de remoción de la DQO total en términos de porcentaje para cada uno de los tratamientos en condiciones anaerobias evaluados incluyendo los testigos para cada tiempo de retención. Como se puede observar, se ha procedido a elaborar un gráfico que permite realizar el análisis de la eficiencia de remoción de la DQO total (DQOt) tanto de los tratamientos como de los testigos al mismo tiempo, lo que también nos permite hacer una comparación entre los resultados, los cuales se comparan con los tratamientos que corresponden a los mismos tiempos de tratamiento.

Gráfico. 4. DQO total DMO proceso anaerobio



Agosto de 2013.

Valores de DQOt para DMO Proceso anaerobio. Ver anexo F

En el presente gráfico se puede notar que los tratamientos D1, D4, D6, D7 y D8 son los que presentan los mayores porcentajes de remoción, que van desde 61% a 65%

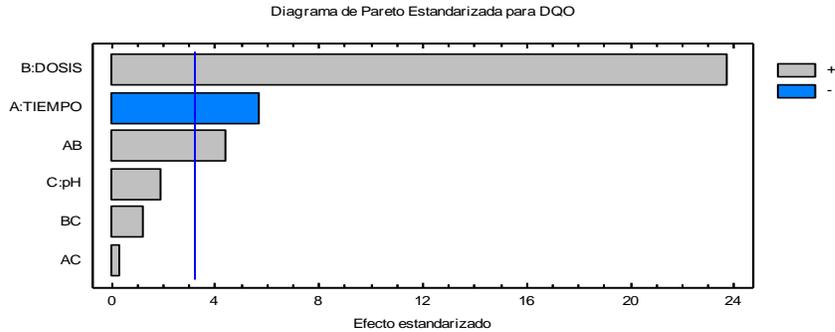
---

para el caso de las DQO total. Los tratamientos que presentan las mayores remociones pertenecen a las dosis más altas, de 6 ml/l, excepto para el D1 que es de 3,5 ml/l, los tratamientos con las menores remociones corresponden a las dosis de 1 ml/l, alcanzando remociones a penas de 13 a 32%, lo cual es bastante bajo.

Como se puede observar en el grafico en mención, los testigos tuvieron mejor remoción de DQOt en dos de los tratamientos: D3 y D9 correspondientes a dosis de 1 ml/L, y de 12 y 4 días de tratamiento respectivamente alcanzando remociones de hasta un 38 %, demostrando que sometidas estas condiciones la flora bacteriana propia del agua utilizada resultó más eficiente que el producto utilizado, Pérez (2002) reportó remociones de un 48% por parte de la población microbiana autóctona en una agua residual, en este caso fueron un poco menores, quizás debido a la temperatura de trabajo y a la concentración de biomasa en el medio, 18°C la cual tiene un efecto directo en la remoción de la M.O., Ruiz, I. *et al.* 2002 sostienen que las temperaturas debajo de los 20 °C dificultan el buen funcionamiento de los procesos anaerobios. Sin embargo se puede ver que en el resto de tratamientos, el consorcio utilizado presentó mejores índices de remoción de la DQOt que los testigos, incluso para los mayores tiempos de tratamiento, 12 días. Los resultados también demuestran que las dosis más altas utilizadas, 6 ml/l, a pesar de ser las mejores solo reportan remociones máximo del 65%, lo que no podría justificar la utilización de dosis tan altas para remociones tan bajas. Debido a la naturaleza del agua utilizada, la cual está expuesta a todo tipo de descargas incontroladas incluyendo del tipo industrial y agrícola, se presume la presencia de material recalcitrante, la cual es resistente a la degradación microbiana, a estas características se le podría atribuir la baja eficiencia de los microorganismos utilizados, coincidiendo con Rodríguez, T. *et al.* 2008 y Sans, R y Rivas, J.1989.

Según el diagrama de Pareto obtenido en el procesamiento de datos, para el caso de los análisis de DQO total, son significativas las variables dosis y tiempo y la interacción entre ambas. Como se puede observar, el  $R^2$  es de 0,99 lo que indica que el modelo así ajustado explica el 99 % de la variabilidad de la DQO para estos tratamientos, el error estándar obtenido es de 2,23.

**Gráfico. 5. Diagrama de Pareto para DMO anaerobio, DQO Total.  $R^2=0,99$ , E.e: 2,23**



El Gráfico 5, indica que a medida que se aumenta la dosis de producto se obtendrán mejores rendimientos tal como se expresa en el grafico 3, para el caso del tiempo, este grafico nos indica que una reducción en los tiempos de contacto es recomendable y significativa a medida se aumenta la dosis, esto claramente por la interacción entre ambas variables, donde se muestra que es significativa para lograr las mejores tasas de remoción.

En el trabajo realizado por Balaguer (2012), donde utilizando procesos biológicos para el tratamiento de aguas residuales provenientes de curtiembres y mediante diferentes tasas de retención, refiriéndose al tiempo que esta el agua en el biorreactor, los valores de remoción estuvieron entre 70 al 90%, en este caso se utilizaron lodos de origen doméstico con concentraciones constantes, variando únicamente el tiempo de retención hidráulica (TRH) y pH, encontrando que la TRH de dos días fue donde se obtuvieron efluentes de muy buena calidad, puesto que el tiempo de contacto mínimo que se utilizó en el presente trabajo fue de cuatro días, fue suficiente para que se diera la degradación de la materia orgánica presente en un buen porcentaje, por lo tanto la dosis se convierte en el factor condicionante, siendo que a medida que se utiliza una mayor dosis el tiempo necesario para degradar la materia orgánica presente se reduce, siendo innecesario la utilización de tiempos de contacto de 8 y 12 días, siempre y cuando la dosis vaya en aumento.

En cuanto a la influencia del pH, el gráfico 5 muestra que es menos influyente en los procesos de remoción de la DQO que la dosis, esto se puede atribuir a que en la

composición del producto utilizado existen una gran proporción de bacterias como los lactobacilos, para los que su intervalo adecuado de pH para su funcionamiento es de 4 a 6,5 por lo que su función no se vio notablemente afectada. (Samaniego, L y Castillo, M. sf). En similar situación están los *Sacharomyces*, donde S. Bernardo y Stroppiano, M. (sf). Sostienen que los rangos de pH donde se desarrollan muy bien, van de 4 a 5.

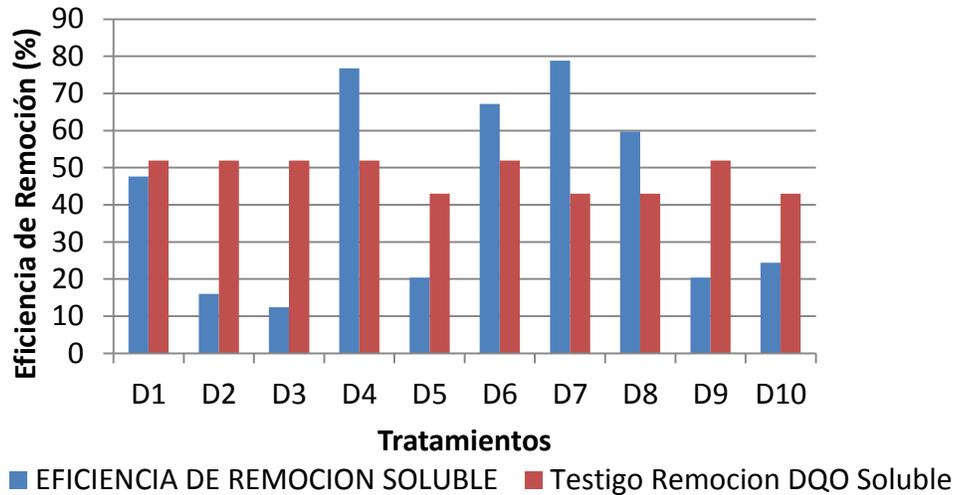
Pérez (2002), sí encontró significancia de las variaciones del pH en los procesos de remoción de DQO con tratamiento biológico en aguas residuales municipales, utilizó cinco valores de pH, siendo estos; 5.5, 6.0, 6.5, 7.0 y 7.5. Sin embargo sus niveles de remoción fueron más bien bajos, en este caso los microorganismos utilizados fueron los presentes en el agua residual, lo cuales si se ven afectados por el pH y su funcionamiento es limitado si hay muchas variaciones, sus resultados presentaron en el pH 7.0 una remoción del 48% siendo este el mejor y el valor de pH 6 presentó la remoción más baja, de alrededor del 18%. Aquí se evidencia una alta capacidad de los microorganismos DMO para funcionar adecuadamente a pH variable, claramente debido a su composición.

Es evidente que los pH ácidos, tienden a reportar remociones ligeramente inferiores y a medida que tienden hacia un valor más básico la eficiencia también tiende a mejorar, esto concuerda con lo reportado por Pérez (2002), quien sostiene que al incrementar el pH la solubilización de la materia orgánica tiende a aumentar lo que la hace más fácilmente degradable por los microorganismos. Durruty, I. 2013. También sostiene que en procesos anaerobios, los pH que tienden a ser alcalinos reportan mejores rendimientos en cuanto a la degradación de la materia orgánica.

#### 4.2.2 Remoción de DQO soluble

A continuación, en el gráfico 6, se presentan los resultados de la remoción de la DQO soluble (DQOs) en el proceso anaerobio para los diferentes tratamientos utilizando el producto DMO. También se presentan las remociones por parte de los testigos para los mismos tiempos.

Gráfico. 6. DQO soluble DMO proceso anaerobio



Agosto de 2013

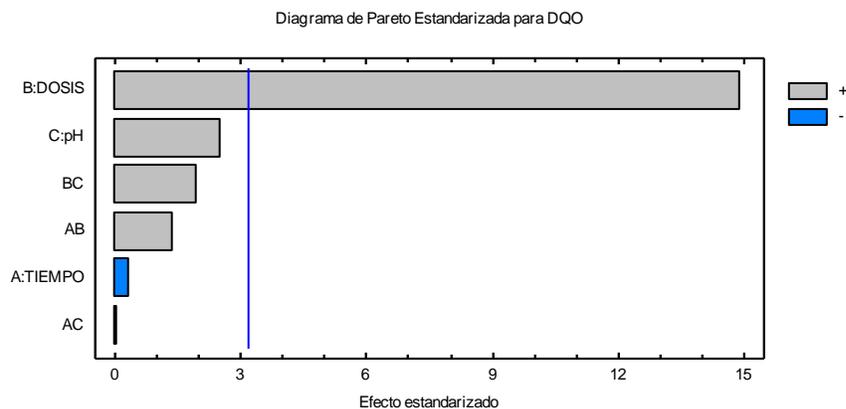
DQOs para DMO proceso anaerobio. Ver anexo F.

Como se puede observar se muestra la eficiencia en la remoción de DQOs en condiciones anaerobias de los microorganismos DMO bajo las diferentes condiciones expuestas. Los tratamientos D4 y D7 presentan las remociones más altas, 76 y 79% respectivamente. Estos tratamientos corresponden a las dosis más altas, 6 ml/l, sin embargo al compararlo con los testigos correspondientes la diferencia máxima de remoción es de un 35%, para el caso del D7; en cuatro de los tratamientos evaluados se presenta una mejora en la remoción con respecto al testigo, y corresponden a las dosis más altas, evidenciando la importancia de esta, sin embargo en el resto de los tratamientos pasa lo contrario. Ratnieksa, E. y Gaylardeb, C. 1997, citados por Area, M. et al. 2010, reportan remociones hasta del 90 % en DQOs en efluentes provenientes de la industria de papel mediante un proceso de digestión anaerobia, en el presente trabajo, el máximo rendimiento fue de 79%, incluso después de usar un inoculo. Algunos testigos presentaron iguales o mejores remociones que los tratamientos, esto se le puede adjudicar a que la dosis utilizada fue muy baja y los microorganismos no lograron adaptarse al medio y

además las temperaturas de funcionamiento pudieron afectar el desempeño de estos según lo reportado por Ruiz, I. *et al.* 2002. También se puede observar que el comportamiento de las remociones por parte de los testigos es similar, y con pocas variaciones en el tiempo, no así para el caso de los microorganismos inoculados, aquí se logra ver un efecto importante de las variables, afectando el rendimiento del producto DMO, siendo el factor dosis el más determinante.

En el grafico 7 se presenta el análisis estadístico para el caso de la DQO soluble, se observa que la única variable significativa es la dosis, el tiempo ya pasa a ser irrelevante. La DQOs está conformada por compuestos de bajo peso molecular, tales como ácidos grasos y alcoholes, los cuales son fácilmente degradables en pocos minutos. (Pire, M. *et al.* 2011), en este sentido toma relevancia la dosis a utilizar, ya que el agua utilizada contiene una fracción importante de aguas de origen doméstico, aportando cantidades significativas de materia orgánica (M. O.) biodegradable, así que mientras mayor era la población bacteriana mayor fue la remoción. Sin embargo, también se puede observar que una fracción importante de la DQOs no fue removida, sin importar el tiempo o la dosis utilizada, este comportamiento evidencia la presencia de M.O. refractaria, la cual se debe posiblemente a la presencia de Hidrocarburos Aromáticos Polinucleados (PAH), pesticidas, compuestos fenólicos, entre otros, encontrados en descargas del tipo industrial, y agrícolas y que para el caso del Río Bogotá son comunes desde la cuenca alta. Incluso estos componentes pueden llegar a interferir en la eficiencia de los tratamientos donde quizás algunos componentes actúen como inhibidores de metabolismo bacteriano, tomando aun mayor relevancia la dosis a usar. (Sans, R y Rivas, J.1989)

Gráfico. 7. Diagrama de Pareto para DMO anaerobio, DQO Soluble.  $R^2=0,98$ , E.e: 4,8



Como se puede observar, el  $R^2$  obtenido indica que el modelo ajustado, explica en un 98 % la variabilidad de la DQOs, y el error estándar muestra que la variabilidad en la media fue de 4,8.

#### 4.2.3 Sólidos suspendidos totales

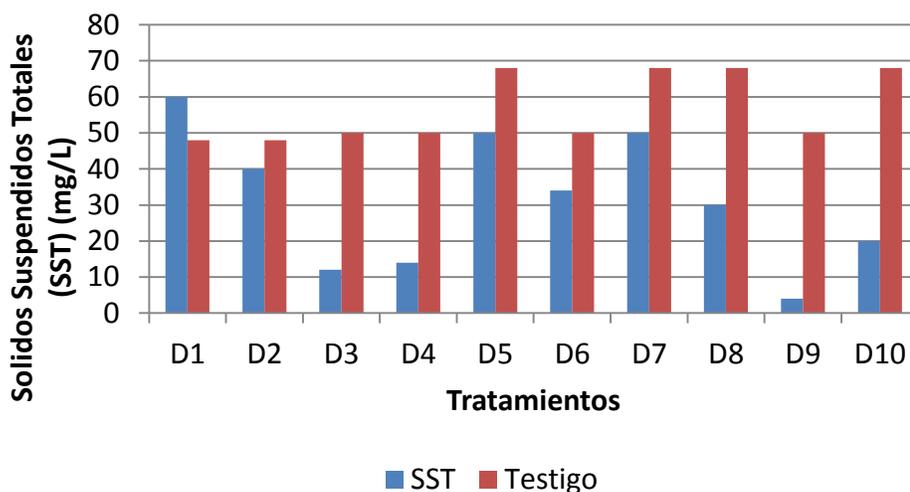
El Gráfico 8 muestra los sólidos suspendidos totales presentes en cada muestra después de cada tratamiento. Se puede observar que los tratamientos D3, D4 Y D9 fueron los tratamientos más eficientes, lo que significa que la cantidad de materia orgánica en suspensión se redujo considerablemente hasta valores de 4 mg/L. Todos los tratamientos lograron reducir la concentración de SST con respecto a la concentración inicial, aunque la gran mayoría presentaron mejores remociones que los testigos, los cuales no alcanzaron ni un 50 % de remoción en ninguno de los casos.

En los experimentos más eficientes se puede ver claramente un efecto importante del pH, ya que en estos se usó un pH inicial de cinco, habiendo mencionado que los Lactobacilos y los Sacharomyces actúan mejor en estos pH, por lo que se obtuvo una mayor eficiencia. Es claro que el sustrato contenía su propia flora bacteriana inicial, sin embargo los mejores rendimientos se dieron con dicho pH, donde hay

una mejor función de las especies inoculadas y al mismo tiempo se inhibe la actividad de las ya existentes, esto indica una mayor eficiencia en términos de remoción de los microorganismos DMO.

Según la caracterización inicial, en estos tratamientos se logró reducir los SST hasta en un 95 %, la legislación exige una remoción en los vertimientos en un 80% las concentraciones de SST. En este sentido, solo los tratamientos antes mencionados son adecuados para cumplir con dicha normativa.

Gráfico. 8. Solidos suspendidos Totales, DMO anaerobio



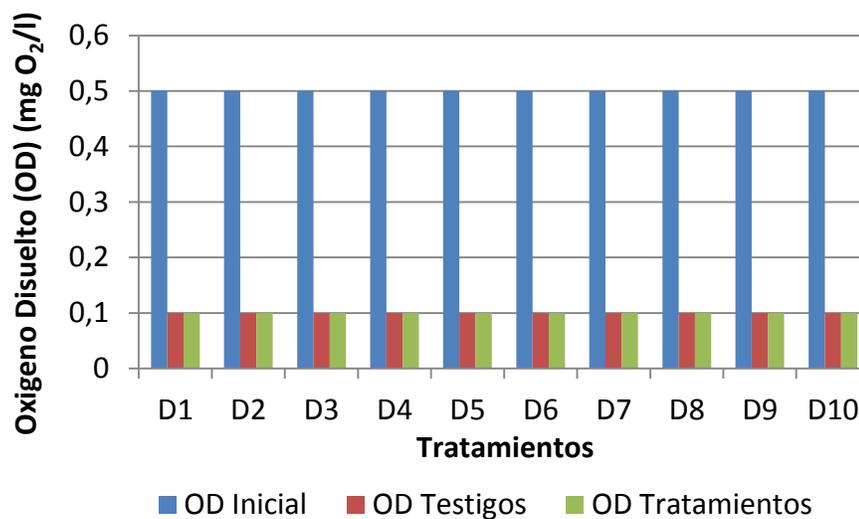
Agosto de 2013

#### 4.2.4 Oxígeno disuelto

En el gráfico 9 se presenta el comportamiento del oxígeno disuelto en los tratamientos y los testigos correspondientes, para este parámetro los tratamientos iniciaron con la misma concentración de oxígeno, y al final todas las muestras incluidos los testigos presentaron los mismos niveles de reducción de este elemento.

A pesar de que el punto de muestreo no es la zona con los niveles más altos de contaminación del río, el oxígeno disuelto encontrado fue de 0,5 mg/L similar a los valores encontrados por Camacho (2009). En el tratamiento anaerobio no se utiliza ningún tipo de suministro de aire, por lo tanto los niveles de oxígeno tendieron a bajar casi hasta niveles indetectables alcanzando condiciones anoxias, siendo que los *Lactobacillus* son microorganismos considerados microaerofilicas y que alcanzan su crecimiento óptimo en condiciones casi anaerobias (Samaniego, L y Castillo, M. sf). El río, presenta el medio óptimo para su desarrollo y probablemente sean los responsables de consumir el poco O<sub>2</sub> presente quizás junto a otras especies ya existentes en el medio.

Gráfico. 9. Oxígeno disuelto, DMO anaerobio



Agosto de 2013

Los resultados satisfactorios encontrados en varios de los tratamientos en la fase anaerobia, tanto en la remoción de la DQO como en la reducción de los SST, se pueden atribuir a que en el producto utilizado existen varios consorcios con bacterias con características anaerobias y facultativas tal es el caso de los *Saccharomyces* y los *Lactobacillus*, por lo que no se vieron afectados por la falta de oxígeno. (Durruty, I. 2013). Siendo que se trata de un proceso anaerobio, la actividad microbiana consume el OD volviendo el medio a condiciones anaerobias.

## 4.3 DMO fase aerobia

En la tabla 6, se muestran el diseño experimental utilizado en la fase anaerobio para DMO realizado para un solo bloque.

Tabla 6. Fase Aerobia DMO

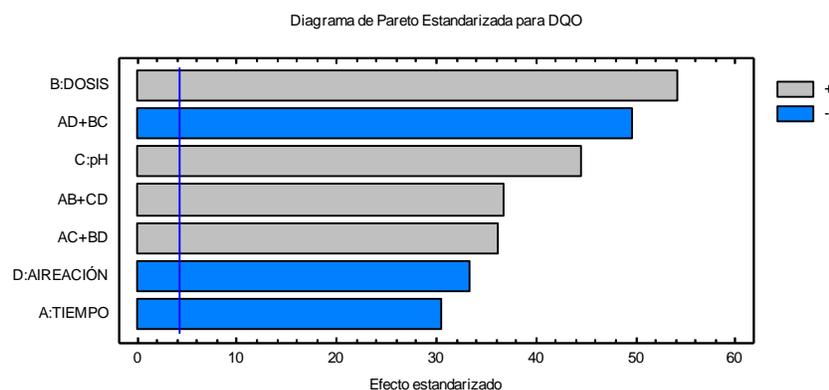
DMO AEROBIO				
BLOQUE	TIEMPO (dias)	DOSIS (mL/L)	pH inicial	VVM
D1	8	3,5	6	3
D2	12	1	5	4
D3	4	6	5	4
D4	12	6	7	4
D5	12	1	7	2
D6	12	6	5	2
D7	4	1	5	2
D8	4	6	7	2
D9	8	3,5	6	3
D10	4	1	7	4

Fuente: El autor. Agosto de 2013.

### 4.3.1 Remoción de DQO total

En el Gráfico 10, se presenta el diagrama de Pareto, que nos muestra las variables que más influyen en el efecto de la remoción de la DQOt.

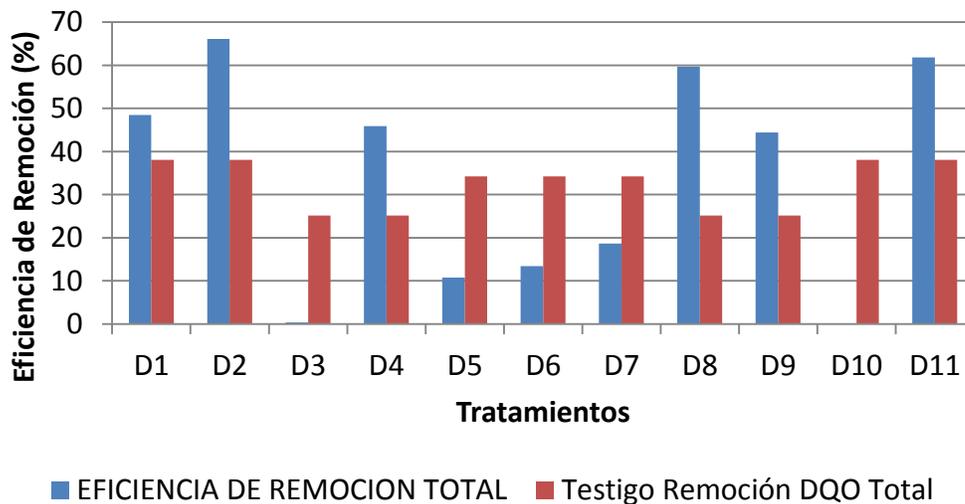
Gráfico. 10. Diagrama de Pareto para DMO aerobio, DQOt. R2: 0,99, E.e: 1,15



Se puede observar que todas las variables e incluso sus interacciones tienen importancia en el proceso de remoción de la DQOt, para el caso de la dosis, esta sigue siendo la más relevante, mostrando que a medida que se aumenta la dosis, mayores son los índices de remoción pero al mismo tiempo indica que la aireación debe tender a disminuir. Balaguer (2012) sostiene que altos niveles de oxigenación, por encima de 3 mg/L, propician la respiración endógena, lo que se define como la autodegradación de los microorganismos cuando el alimento es limitado y existen niveles altos de O<sub>2</sub>, siendo la causa de la disminución de la biomasa, pero también bajos niveles de O<sub>2</sub> afectan el rendimiento de estos, por lo que se hace necesario mantener niveles adecuados de aireación y por ende de oxigenación entre 2 – 2,5 mg/L O<sub>2</sub>. Lo anterior puede explicar que al aumentar los niveles de aireación puede ser contraproducente para los procesos de remoción.

Para el caso del tiempo de contacto, es claro que al aumentar la dosis se hace necesario un menor tiempo de exposición al material orgánico, logrando remociones importantes incluso desde los cuatro días.

Gráfico. 11. Remoción de DQOt, DMO fase aerobia



Agosto de 2013

Valores de DQOt para DMO fase aerobia

En el Gráfico 11 se muestra el comportamiento de los tratamientos en cuanto a la remoción de la DQOt. En esta fase, las remociones son muy similares a las alcanzadas en la fase anaerobia para la mayoría de los tratamientos, los tratamientos D2, D8 Y D11 lograron remociones de 66, 59 y 61% respectivamente, debido probablemente a la presencia de *Burkholderia cepacia*, la cual es de características aerobias aunado a la capacidad de los Lactobacilos que presentan una buena capacidad de adaptación a medios aireados a pesar de su naturaleza anaerobia. (Durruty, I. 2013). En su investigación mediante la utilización de un proceso aerobio para tratar aguas residuales, Varila, J. y Diaz, Fabio. 2008 encontraron remociones de DQO entre el 70 y 90 %, probablemente la mejora en sus remociones se deba a las condiciones de temperatura, las cuales oscilaron entre 20 y 24 °C, permitiendo un mejor desempeño de los microorganismos, cabe mencionar que no se utilizaron inóculos. Los tratamientos que reportaron menor remoción fueron el D3, D5, D6 Y D7 con remociones de DQOt de 0.36, 10, 13 y 18% respectivamente, incluso bajo condiciones aireadas, los tratamientos de 1ml/l y 3,5 ml/l no presentaron respuestas satisfactorias, siendo superados por los testigos los cuales alcanzaron remociones entre 25 y 38%.

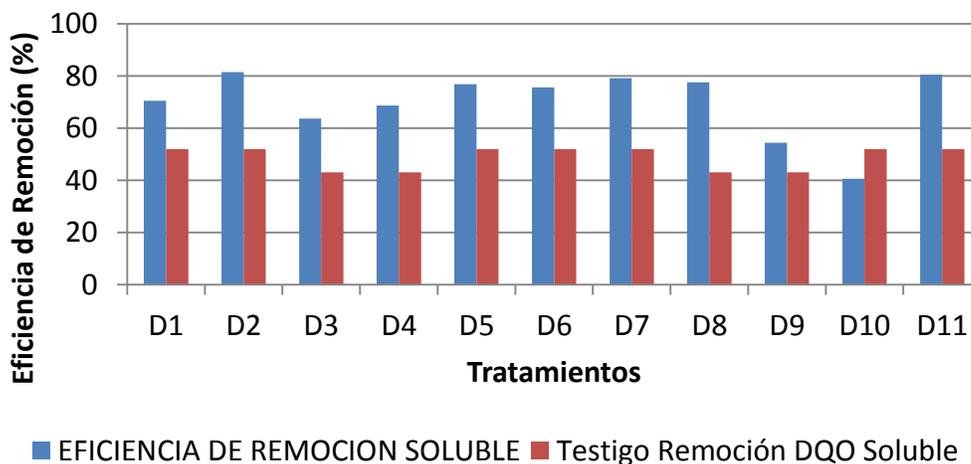
A pesar de que en general los tratamientos presentaron mayor eficiencia que los testigos, se considera poco aplicable debido a que para tener remociones superiores que estos es necesario usar dosis muy altas, 6 ml/l en este caso, sin embargo las remociones no alcanzan el 70%. Al mismo tiempo, se debe considerar la presencia de M.O. recalcitrante, ya que a medida las sustancias biodegradables se someten a degradación la DQO debe disminuir, lo que no siempre ocurrió, afectando así la eficiencia de los microorganismos utilizados.

#### 4.3.2 Remoción de DQO soluble

Para el caso de la DQOs todos los tratamientos presentaron remociones superiores al 50 % incluso alcanzando valores de 81% como es el caso del D2 y D11. Las remociones presentadas por los microorganismos DMO fueron superiores casi en todos los tratamientos, exceptuando el D10, a las remociones presentadas por los testigos utilizados los cuales presentaron remociones alrededor del 50 %.

Como se puede observar en el gráfico 12, casi todos los tratamientos bajo diferentes condiciones presentan un comportamiento similar, destacando la fortaleza de los microorganismos utilizados frente a las variaciones tanto de pH como de las demás variables evaluadas. En su mayoría presentan una buena remoción de DQOs, lo que indica que en condiciones aerobias tiende a haber un mejor rendimiento, tanto, que incluso las dosis más bajas, 1 ml/l, alcanzan remociones considerables con respecto a las dos dosis mayores, lo que coincide con lo reportado por Borzacconi L. *et al* (sf) donde usando un proceso de lodos activados lograron remociones de la DQOs del 80%. Aun así, en el presente trabajo se logra evidenciar la presencia de material recalcitrante, lo que impide la total degradación de la DQOs, a pesar de que hay tiempos de remoción de hasta 12 días.

Gráfico. 12. Remoción de DQOs, DMO fase aerobia



Agosto de 2013

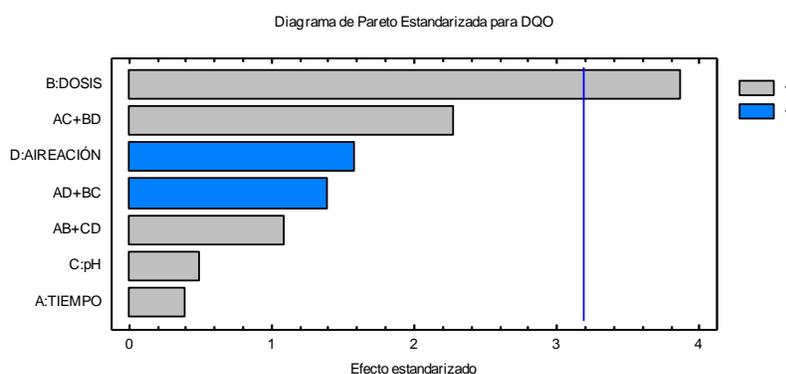
Valores DQOs para DMO fase aerobia. Ver anexo F

Tal como en la fase anaerobia para la DQO soluble, se presenta nuevamente el caso que solo la dosis presenta significancia en cuanto a los factores que más influyen en la remoción de la DQOs para DMO aerobio, como se mencionó

anteriormente, por el hecho de la naturaleza de la composición de la DQOs, la constituyen sustancias de rápida degradación, por lo que a mayor dosis de microorganismos utilizados, mayor será la remoción. En este caso la aireación, pH y tiempo de retención no son significativos con respecto a la dosis, en términos de remoción de DQOs.

El  $R^2$  para el modelo ajustado, explica el 90 % de la variabilidad de la DQO.

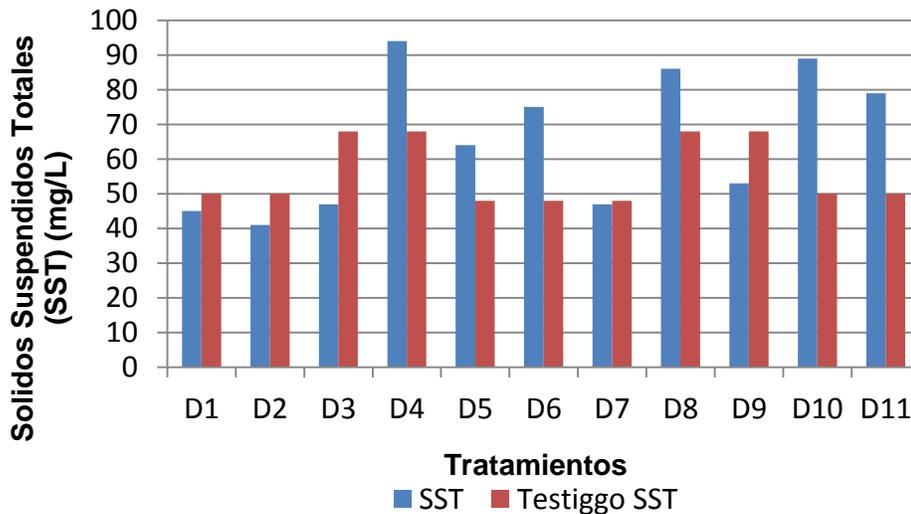
**Gráfico. 13. Diagrama de Pareto para DMO aerobio, DQOs.**



### 4.3.3 Sólidos suspendidos totales

El proceso aerobio presenta varios tratamientos con una remoción importante de los sólidos suspendidos totales con valores de hasta 41 mg/L, sin embargo hay tratamientos donde la reducción es muy poco significativa e incluso en el tratamiento D4 es casi la misma que la concentración inicial. Como se puede observar, el tratamiento que logró una mejor reducción fue el D2, con una reducción del 55%. Con respecto a la fase anaerobia, los tratamientos presentaron mejores remociones de los SST, sin embargo estos resultados son contrarios a lo encontrado por Behling, E. *et al* donde mediante un método de discos biológicos rotativos aerobios, reportó incrementos en la concentración final de SST con respecto a la inicial.

Gráfico. 14. Solidos Suspendedos Totales, DMO aerobio



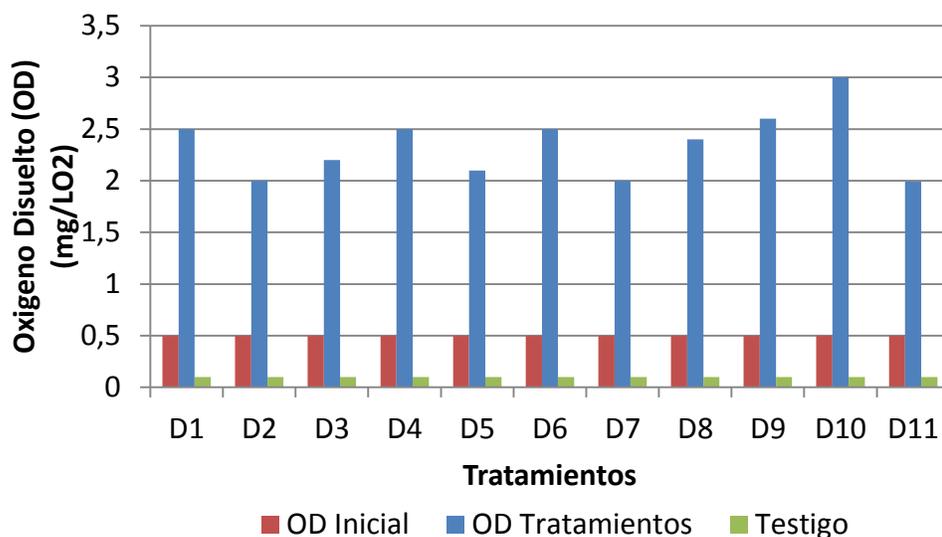
Agosto de 2013

Como se puede observar en varios de los tratamientos, los testigos presentan mayor eficiencia en la reducción de los SST, se logra observar en los resultados una ligera mejoría en la eficiencia con respecto al tiempo, el cual parece ser decisivo para la reducción de los SST tanto para los tratamientos como para los testigos, coincidiendo con lo reportado por Cardona, J (2008) donde los tratamientos como tal no tuvieron mayor efecto en la remoción sino más bien el tiempo que estuvieron expuestos a los diferentes tratamientos.

#### 4.3.4 Oxígeno disuelto

Como se muestra en el gráfico 15, el oxígeno disuelto aumentó con respecto a la concentración inicial y proveyó a los microorganismos el oxígeno necesario para lograr las condiciones aerobias que se buscaban.

Gráfico. 15. Oxígeno disuelto, DMO fase aerobia



Agosto de 2013

Como se puede observar, los tratamientos comparados con el anaerobios no presentan una mejoría significativa en la remoción de la DQOt, sin embargo la DQOs se ve una mejora bastante importante en términos de remoción, esto es atribuible a que la DQOs es de fácil degradación y al existir un incremento en la biomasa debido a los niveles de O<sub>2</sub> existentes, se logra remover de manera significativa la DQOs. Los valores de O<sub>2</sub> encontrados en los experimentos se encuentran entre 2 y 3 mg/L, siendo niveles muy adecuados para la actividad celular de microorganismos aerobios y coincidiendo con lo que sostiene Llavador (2005) permitiendo una mayor eficiencia.

Para el caso de los tratamientos donde las remociones no son muy buenas, probablemente entren a tomar mayor importancia otras variables como la dosis y el tiempo de contacto y la temperatura.

#### 4.3.5 Análisis de resultados para DMO

Después de haber evaluado los microorganismos DMO tanto en la fase aerobia como anaerobia, se puede decir que en general la fase anaerobia presentó mejores resultados en la remoción de la DQOt y en la fase aerobia en la remoción de la DQOs, los niveles de SST fueron mejores en la etapa anaerobia aunque con diferencias poco importantes. Para el caso de mayor eficiencia de remoción de la DQOt en la fase anaerobia, se le atribuye a que la mayoría de los constituyentes del producto evaluado es de carácter anaerobio, tal es el caso de los *Lactobacillus* y los *Sacharomyces*, logrando desarrollarse más favorablemente en el medio permitiendo tener mejores resultados, para el caso de la remoción de la DQOs, su eficiencia en la fase aeróbica, se le atribuye a que la presencia de oxígeno permite un rápido crecimiento de la biomasa (Llavador, 2005), la cual hace uso de manera inmediata de las sustancias fácilmente disponibles y de fácil degradación el cual es el caso de la DQOs, logrando presentar mejores niveles de remoción. También hay que destacar la presencia en el consorcio evaluado de *Burkholdelia*, la cual es de carácter aerobio, la cual seguramente logro desarrollarse.

Para ambos casos la influencia del pH que es una de las variables más significativas en cuanto a la actividad microbiológica, no presenta una gran significancia, esto se le atribuye a la capacidad de las bacterias ácido lácticas presentes en el medio las cuales en su procesos metabólicos producen ácidos que modifican el medio, volviéndolo más propicio para su actividad como también para los *Sacharomyces* y *Burkholdelia*, permitiendo una eficiencia relevante.

## 4.4 Microorganismos Biosa, fase anaerobia.

La tabla 7 nos muestra el diseño experimental utilizado para Biosa en la fase anaerobia, realizados en un solo bloque.

Tabla 7. Fase Anaerobia Biosa

BIOSA ANAEROBIO			
BLOQUE	TIEMPO (Días)	DOSIS (ml/l)	pH inicial
B1	12	6	7
B2	12	1	7
B3	12	6	5
B4	4	1	5
B5	8	3,5	6
B6	8	3,5	6
B7	4	6	5
B8	4	6	7
B9	12	1	5
B10	4	1	7

Fuente: El autor. Agosto de 2013.

### 4.4.1 Remoción de DQO total

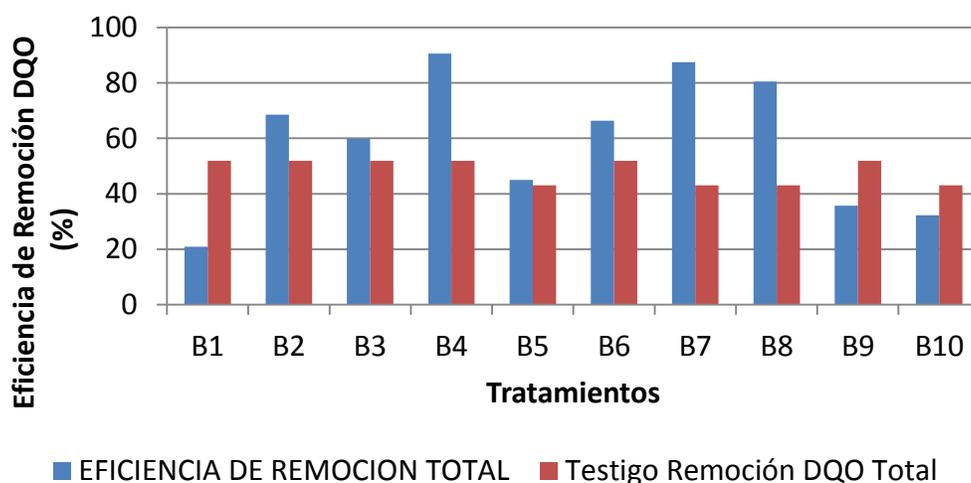
El comportamiento de los microorganismos Biosa fue bastante particular, incluso hubo que repetir hasta en tres ocasiones la fase experimental debido a ciertas inconsistencias encontradas a la hora de analizar los datos obtenidos, gran parte de este comportamiento se le puede atribuir a que aparte de las diferentes cepas de microorganismos con las que está constituido el producto posee una serie de hierbas aromáticas que han sido fermentadas mediante la utilización de bacterias ácido lácticas, lo que le da ciertas características ácidas iniciales, lo cual no afecta de manera importante a las microorganismos presentes porque son de naturaleza ácida, pero quizás la presencia de sustancias vegetales con características aromáticas afectaran al método analítico utilizado.

Los microorganismos presentes en este producto, tales como Lactobacilos, Sacharomyes, Rodhopseudomonas entre otros, así como las diferentes hierbas

utilizadas, tales como el hinojo, enebro, manzanilla, hierbabuena, albaca, orégano, perejil, romero, salvia, tomillo, ortiga y raíz de jengibre se encuentran en la ficha técnica contenida en el anexo E de este documento.

Sin embargo como se puede observar en el gráfico 16, para la DQOt seis tratamientos alcanzaron remociones superiores o iguales al 60 %, siendo este caso de los tratamientos B2, B4, B6, B7 y B8, destacando el B4 que presentó valores de remoción del 90%. Las menores remociones las presentaron los tratamientos B1, B5, B9 y B10, estas se encuentran en un rango entre el 20 % hasta el 37 %.

Gráfico. 16. Remoción DQOt, Biosa fase anaerobia.



Septiembre de 2013.  
Valores DQOt para BIOSA anaerobia. Ver anexo F

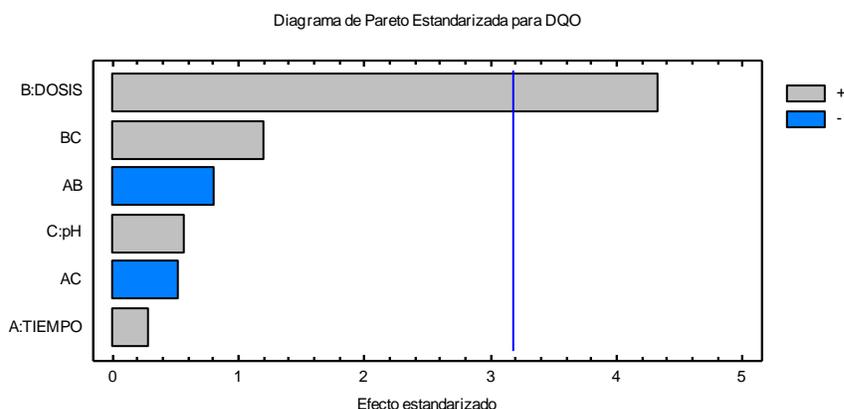
Los tratamientos que presentan mejores rendimientos corresponden a las dosis mas altas, 6 ml/l, para el caso de los tratamientos con las remociones mas bajas corresponden a los tratamientos con las dosis mas bajas, 1 ml/l, siendo incluso mejores las remociones por parte de los testigos. Es preciso destacar que el tratamiento con la mayor remoción, corresponde al tratamiento con una dosis de 6 ml/l, un tiempo de retención de 12 dias y a pH 7, coincidiendo con Durruty, I. 2013,

que a pH tendiendo a alcalinos se obtienen mejores rendimientos en sistemas anaerobios.

Como se puede observar todos los tratamientos son diferentes uno del otro y aun así se presentan remociones importantes en cada uno de ellos, lo que indica que los microorganismos presentaron una buena adaptación a las condiciones propuestas, tanto de pH y tiempo. Esto, principalmente en la variable pH ya que el mismo producto presentó un valor alrededor de 4.5, por lo que seguramente los consorcios allí presentes se encuentran bien adaptados a este tipo de medios, siendo el caso de los diferentes tipos de *Lactobacillus* presentes como también de los *Sacharomyces* que son de naturaleza acida (pH de 4-6), y tienden a regular el pH del medio para su conveniencia, esto mediante los procesos metabólicos según sostiene Llavador (2005).

Con respecto a las dosis utilizadas, según nos muestra el Gráfico 17, es la variable que más influye en los procesos de remoción de la DQOt mediante la utilización de microorganismos Biosa en condiciones anaerobias, coincidiendo con lo reportado por Balaguer (2012), con respecto a los tiempos de contacto y también, con comportamientos de pH similares a los reportados por Pérez (2002).

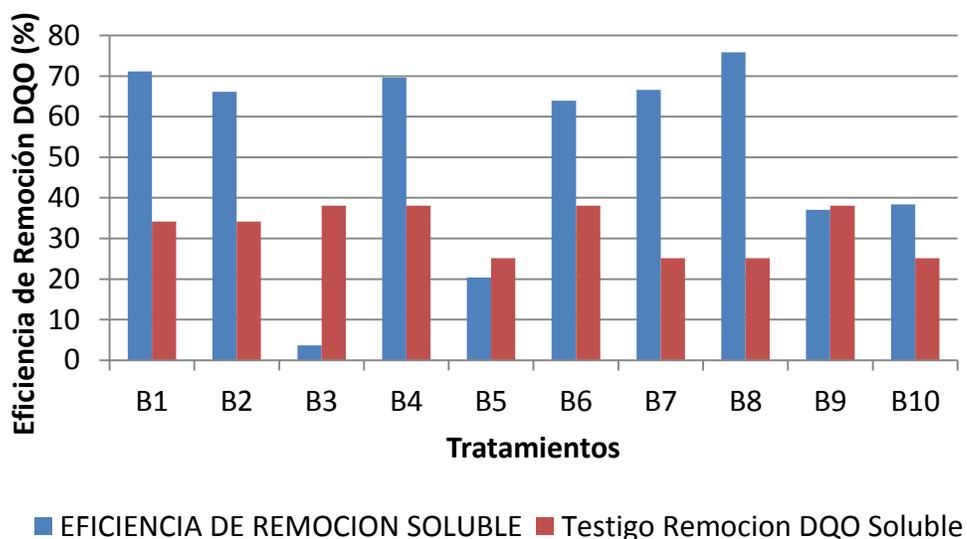
**Gráfico. 17. Diagrama de Pareto para Biosa anaerobio, DQOt. R<sup>2</sup>: 0,88. E.e.: 12.4**



#### 4.4.2 Remoción DQO soluble

Para el caso de las DQOs, mediante la utilización de microorganismos BIOSA en fase anaerobia, se encontraron tratamientos con buenas remociones, tal es el caso de los tratamientos B1, B4 Y B8, presentando remociones superiores al 70 %.

Gráfico. 18. Remoción DQOs, Biosa fase anaerobia.



Septiembre de 2013

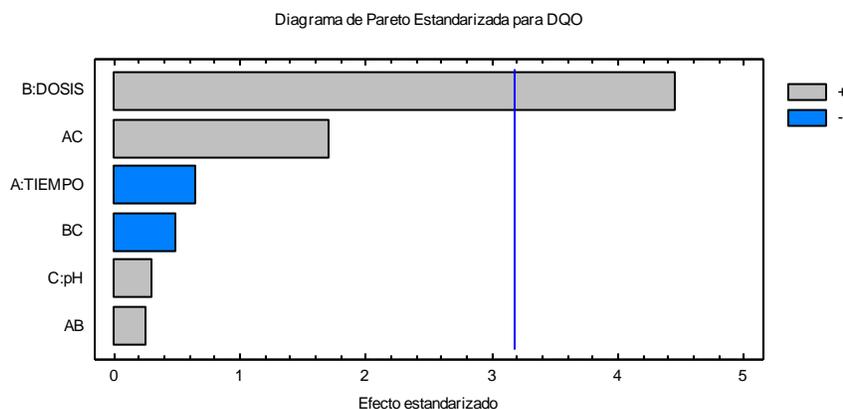
Valores DQOs para BIOSA anaerobia. Ver anexo F

También se puede observar que varios de los tratamientos son poco eficientes tal es el caso de los tratamientos B3, B5, B9 y B10, que presentan remociones desde 3 % para el caso del B3, siendo ampliamente superado por el testigo, que presentó índices de remoción de un 38%. En este caso, la dosis a la que corresponde dicho tratamiento es de 1 ml/l, la dosis más baja utilizada en la presente investigación. Como se puede evidenciar, la dosis juega un papel muy importante en lo que se refiere a la remoción de la DQOs, claramente, las características de los compuestos que conforman la DQOs le permite que tratamientos con una buena población

bacteriana alcancen remociones importantes, sin embargo también se evidencia la dificultad para remover en su totalidad estos compuestos, posiblemente se deba a la presencia de material recalcitrante, esto según lo reportado por Sans, R y Rivas, J.(1989).

En este caso se obtienen remociones superiores al 50 %, mediante el uso de microorganismos adicionados al proceso similar a lo reportado por Ratnieksa, E. y Gaylardeb, C. 1997, citados por Area, M. et al. 2010 quienes reportan remociones hasta del 90 % en DQOs en efluentes provenientes de la industria de papel mediante un proceso de digestión anaerobia sin la utilización de inculo y contrario a lo obtenido por Cardona J. (2002) quien no obtuvo significancia en el uso de microorganismos eficientes (EM) los cuales están constituidos principalmente por Lactobacilos y Saccharomyces coincidiendo con el producto utilizado en el presente trabajo, en la remoción de la M.O.

**Gráfico. 19. Diagrama de Pareto DQOs Biosa anaerobio**



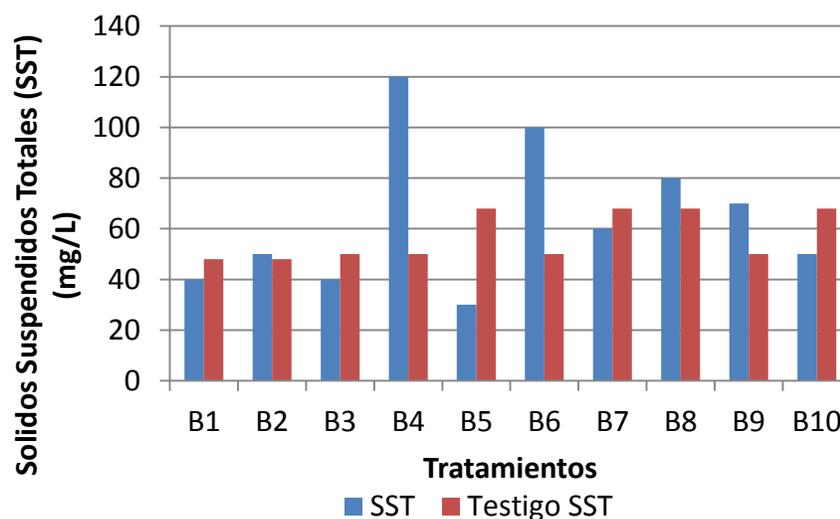
El grafico 19, nos muestra la influencia de las variables evaluadas en la eficiencia de la remoción de la DQOs mediante la utilización de microorganismos Biosa en condiciones anaeróbicas, en este sentido, se evidencia que la dosis es la más relevante, y a medida que se aumenta, las demás variables tienden a ser menos significativas, coincidiendo con lo reportado por Balaguer (2012), con respecto a los tiempos de contacto y también, con comportamientos de pH similares a los reportados por Pérez (2002). En este sentido, microorganismos Biosa por la

naturaleza de los microorganismos que lo conforman, no se ven afectados de manera importante.

#### 4.4.3 Sólidos Suspendidos Totales SST

En cuanto a la remoción de los SST el grafico 20 muestra que la mayoría de los tratamientos presentan remociones importantes, exceptuando el B4 y B6, en donde, incluso aumento la concentración con respecto a la inicial, en estos dos casos se tratan de tratamientos con la dosis máxima, 6 mL/L y el mayor tiempo de contacto, 12 días, lo que indica un crecimiento importante en la biomasa del medio, esto coincide con lo reportado por Balaguer (2012) donde se evidencian incrementos en los niveles de SST hasta en un 30 % después de los 21 días, para el presente trabajo se presenta un aumento del 33% a los 12 días. Pero los niveles de concentración de microorganismos fueron superiores aparte de los ya existentes en la muestra. También se le puede atribuir a que cuando el tiempo de contacto era prolongado, en algunos tratamientos se presentaba un crecimiento blanquecino de algún tipo de hongo sobre la superficie del agua, lo que al filtrarla paso a incrementar la concentración de solidos al agitar el contenido con fines de homogenización de la muestra.

Gráfico. 20. Solidos Suspendidos Totales. Biosa Fase anaerobia.

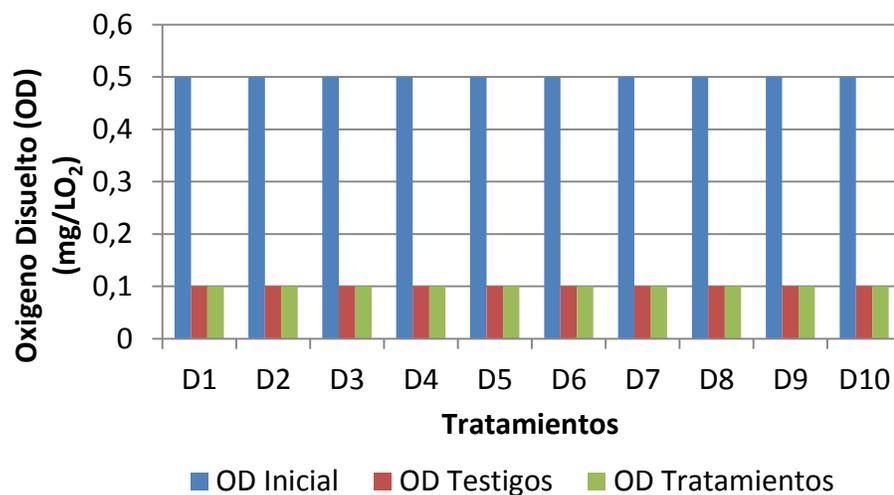


Como se puede observar, los testigos presentaron remociones similares entre sí, presentando una pequeña mejoría en la eficiencia para los de 12 días, coincidiendo con Cardona, J. 2002, donde la remoción de los SST responde más al tiempo de contacto que a las dosis utilizadas. Como evidencia el grafico en mención, la mayoría de los tratamientos fueron más eficientes que los testigos en términos de remoción de SST.

#### 4.4.4 Oxígeno Disuelto

Como se pudo observar en la caracterización inicial el nivel de OD encontrado fue de 0,5 mg/L y como se muestra en el Gráfico 21, los niveles decayeron aún más, obviamente debido a la actividad de los organismos heterótrofos aerobios tanto presentes en el sustrato como los inoculados, los cuales pudieron persistir al menos durante el tiempo que hubo cierto nivel de OD asimilable, pasando posteriormente a una actividad metabólica específicamente anaerobia, Atlas y Bartha (1998).

Gráfico. 21. Oxígeno disuelto, fase anaerobia Biosa



Septiembre de 2013

Los resultados que se presentan en el presente gráfico, nos indican la reducción de los niveles de OD hasta convertir el medio a condiciones anoxicas, permitiendo el desarrollo favorable de aquellas especies con estas características presentes en el producto utilizado, tal es el caso de las diferentes especies de *Lactobacillus* y los *Saccharomyces*, por lo que respondieron muy bien a estas condiciones.( Durruty, I. 2013)

## 4.5 Microorganismo Biosa, fase aerobia.

En la tabla 8 se muestran el diseño experimental utilizado para Biosa en la fase aerobia, el cual se realizó en un solo bloque.

Tabla 8. Fase Aerobia Biosa

BIOASA AEROBIO				
BLOQUE	TIEMPO (días)	DOSIS (ml/l)	pH	aireación vvm
B1	8	3,5	6	3
B2	12	1	5	4
B3	4	6	5	4
B4	12	6	7	4
B5	12	1	7	2
B6	12	6	5	2
B7	4	1	5	2
B8	4	6	7	2
B9	8	3,5	6	3
B10	4	1	7	4

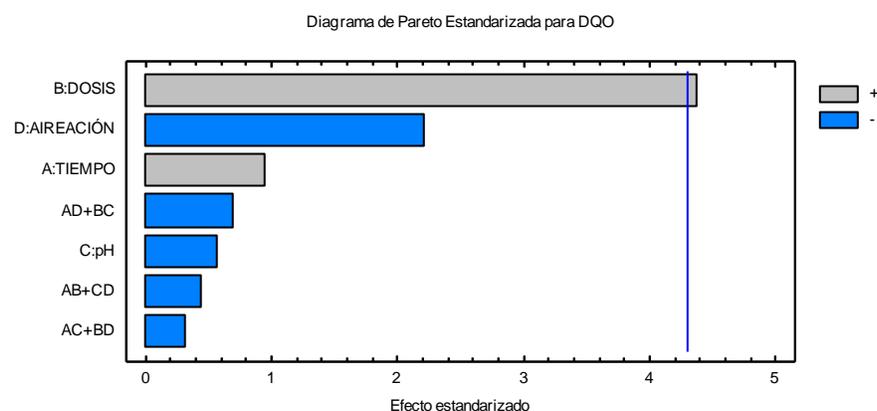
Fuente: El autor. Septiembre de 2013.

### 4.5.1 Remoción de DQO total

A continuación, en el Gráfico 22, se presentan las variables que más influyen el proceso de remoción de la DQOt para la fase aerobia, para este caso, la dosis es la

que influye de manera significativa, mostrando la aireación un grado de influencia bastante importante pero no significativa.

**Gráfico. 22. Diagrama de Pareto para Biosa aerobio. DQOt. R<sup>2</sup>: 0,93. E.e.: 11**

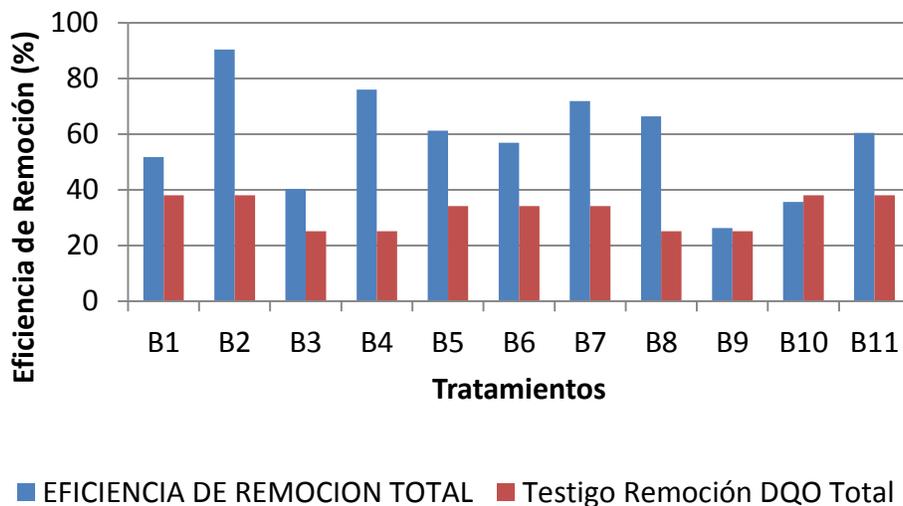


Esto se le puede atribuir a diferentes factores, para el caso del tiempo, según los reportado por Balaguer (2012) y por Tziotzios (2007) a los 3 y 4 días respectivamente alcanzaron remociones de más del 80%, siendo para las diferentes fases 4 días el tiempo mínimo al que se sometió el tratamiento, los sometidos a 8 y 12 días de tratamiento no pasaron a ser tan relevantes. El R<sup>2</sup> nos indica que el modelo ajustado explica el 93 % de la variabilidad de la DQOt.

El Gráfico 23, nos indica el comportamiento de los microorganismos evaluados en condiciones aerobias, donde se utilizaron 3 niveles de aireación, 2, 3 y 4 vvm, esto con el fin primero de lograr brindarle los niveles de OD adecuados para los microorganismos heterótrofos aerobios y segundo, determinar los niveles de aireación más adecuados para una efectiva remoción.

Como se puede observar, casi todos los tratamientos presentaron mejores remociones que los testigos, de los cuales ninguno de ellos presentó remociones superiores al 40 %, lo que evidencia el aumento en la eficiencia en la remoción mediante el inculo de los microorganismos utilizados.

Gráfico. 23. Remoción DQOt, Bioss fase aerobia



Septiembre de 2013

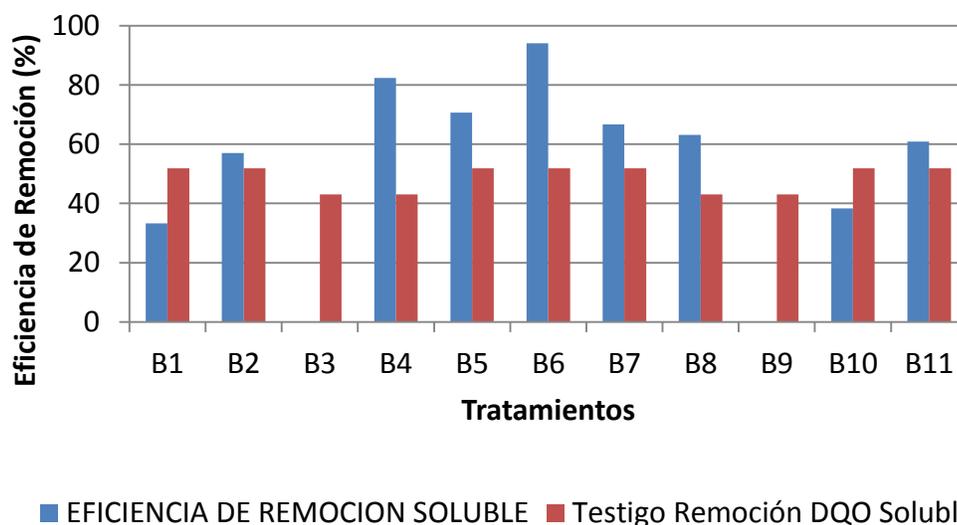
Valores DQOt para BIOSA aerobia. Ver anexo F

Como se puede observar, a excepción de los tratamientos B3, B9 y B10, se presentaron remociones superiores al 50% de remoción de DQOt, destacándose el tratamiento B2 que alcanzó una eficiencia de remoción del 90%, lo que indica una respuesta efectiva de los microorganismos a las condiciones aerobias, incluso obteniendo mejores resultados que en la fase anaerobia demostrando que este consorcio puede ser muy apto para ser utilizado en un proceso aerobio de tratamiento biológico de aguas residuales. Balaguer (2012) reporta remociones de la DQO de hasta 80 % a los 6 días de TRH en un proceso aerobio y con un pH promedio de 7,2. Barzacconi, L. *et al.* Sf. reportan remociones en un proceso biológico de tratamiento de aguas residuales mediante discos rotativos de hasta un 80% de la DQOt.

#### 4.5.2 Remoción de DQO soluble

En el gráfico 24 se presentan los resultados de la eficiencia de remoción de los microorganismos Biosa en condiciones aerobias, en este caso se destacan los tratamientos B4, B6 y B7, alcanzado remociones con valores de 92, 94 y 66 % respectivamente, estos tratamientos corresponden a las dosis más altas utilizadas, siendo de 6 ml/l.

Gráfico. 24. Remoción DQOs, Biosa fase aerobia



Septiembre de 2013

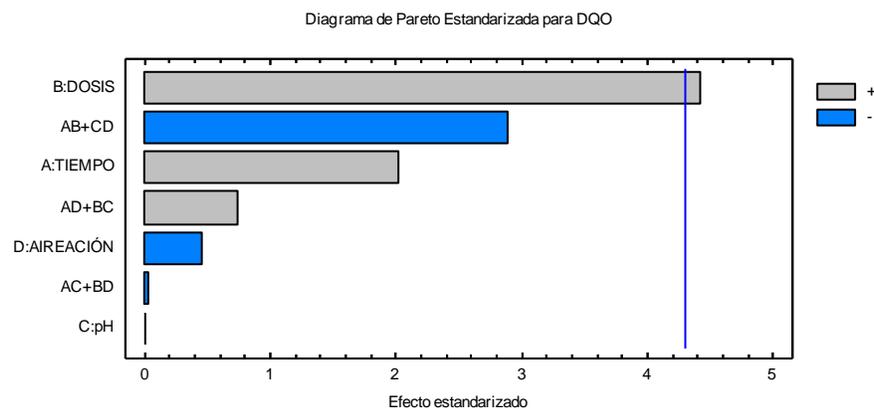
Valores DQOs para BIOSA aerobia. Ver anexo F

Tziotzios (2007), sostiene que las tasas de remoción de DQOs reportadas en su investigación se lograron con niveles de OD de 1.5 mg/L O<sub>2</sub>, para este caso, los tratamientos se mantuvieron en niveles de entre 2 y 3 mg/L O<sub>2</sub>, las cuales por la naturaleza de las diferentes microorganismos presentes en el producto utilizado son muy adecuadas para su funcionamiento, incluso mejor cuando tienden a ser menores ya que son de carácter microaerofílico. Además, reoporta que para el caso del pH se presentaron fluctuaciones entre 5 y 7,5 sin interferir en los resultados obtenidos, siendo similar al caso del presente trabajo ya que tanto los Lactobacillus como las Sacharomyces y demás microorganismos prefieren los

medios ácidos, que van desde 4 hasta 6,5, siendo más eficientes en estos valores. (Durruty, I. 2013)

El Gráfico 25, muestra la significancia de las variables utilizadas en la remoción de la DQOs, donde nos indica que la variable más importante fue la dosis, mostrando que el tiempo, pH y aireación tienen muy poca influencia en los resultados obtenidos, como se mencionó con anterioridad, se puede argumentar que los niveles de estos parámetros se encontraban dentro de los rangos habituales necesarios para el buen funcionamiento de un sistema biológico de tratamiento de aguas residuales (Durruty, I. 2013). Claramente esto también se ve condicionado a que en el producto utilizado, hay varios consorcios con características aerobias ya garantizados y probados por parte de los fabricantes para un buen desempeño adaptándose a diferentes condiciones bajo las cuales sean sometidos tal es el caso de las diferentes especies de *Lactobacillus* presentes y demás microorganismos de naturaleza ácida.

**Gráfico. 25. Diagrama de Pareto para Biosa aerobio, DQOs. R<sup>2</sup>: 0,94. E.e: 21**



Tziotzios (2007), obtuvo resultados que concuerdan con los obtenidos en la presente investigación, donde utilizando un proceso aerobio para el tratamiento de aguas provenientes de la industria del procesamiento de olivas, donde los niveles de DQOs alcanzan hasta los 50,000 mg/L. mediante la exposición a diferentes tiempos y a diferentes concentraciones de DQO, alcanzó remociones de hasta el

50% a los 4 días y de hasta un 90 % de acuerdo al nivel de dilución del sustrato, utilizando bacterias provenientes de la fermentación de la pulpa de oliva, claro que habrá que tomar en cuenta que no utilizó ninguna fuente externa de microorganismos como aditivo, lo que quizás habría reducido el tiempo de tratamiento.

Como se puede apreciar en la tabla 9, se muestra que el pH no es una variable que presente mayor relevancia en este tratamiento, debido a como se ha venido mencionando, las diferentes especies presentes en el producto actúan entre valores de 4-6,5, aparte de que probablemente lograr modificar los valores de pH inicial hacia condiciones más favorables.

**Tabla 9. Efecto del pH sobre la remoción de la DQO, fase aerobia Biosa**

Tratamiento	pH	EFICIENCIA DE REMOCIÓN TOTAL %	EFICIENCIA DE REMOCIÓN SOLUBLE %
B1	7	51,74	33,24
B2	5	90,35	57,04
B3	5	40,34	
B4	7	76,00	82,36
B5	6	61,27	70,63
B6	6	56,97	94,03
B7	6	71,86	66,65
B8	5	66,36	63,18
B9	7	26,26	
B10	5	35,65	38,37
B11	7	60,48	60,87

Fuente: El autor. Septiembre de 2013.

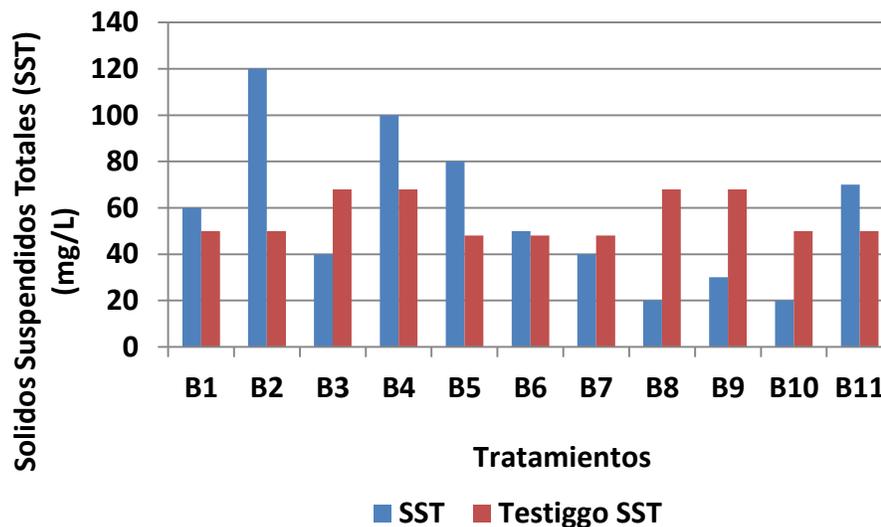
#### 4.5.3 **Solidos Suspendidos Totales SST**

Como se puede apreciar en el gráfico 26, hay una marcada variabilidad en cuanto a la reducción de SST en los diferentes tratamientos evaluados, se pueden destacar los tratamientos B8 y B10, donde se reducen los niveles hasta en un 80% con respecto a la concentración inicial coincidiendo con lo reportado por Cardona, J

(2008), lo que contrasta con los tratamientos B2 y B5, donde su rendimiento fue bastante bajo con respecto a la concentración inicial, 150 mg/L, para esta etapa experimental.

Como se puede observar, ninguno de los testigos presenta remociones arriba del 60%, siendo además para la mayoría de los tratamientos menos eficientes en términos de remoción de SST a excepción de los tratamientos B1 y B11, sin embargo las diferencias no se consideran significativas.

Gráfico. 26. Solidos Suspendidos Totales, fase aerobia Biosa.



Septiembre de 2013

#### 4.5.4 Oxígeno Disuelto O.D

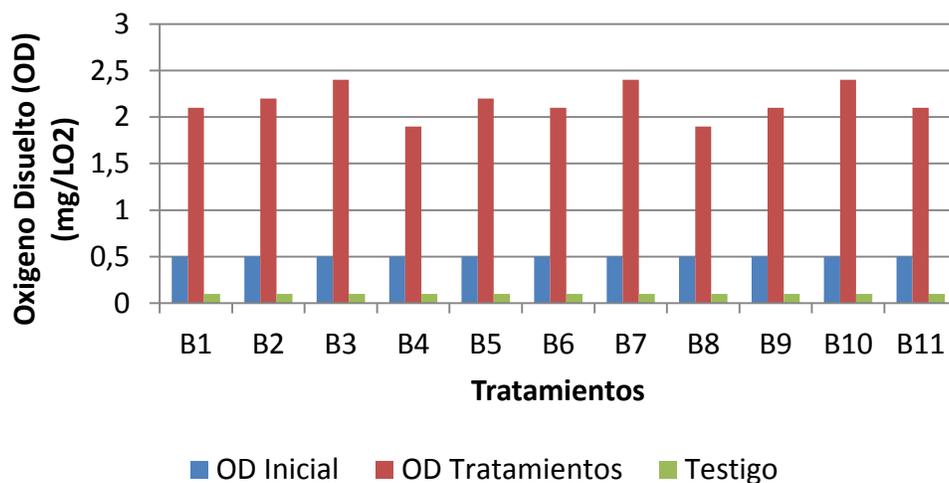
El Gráfico 27 nos indica los niveles de OD al final de la experimentación de cada tratamiento, haciendo una comparación entre la concentración inicial, la concentración final del testigo versus la de los tratamientos implementados utilizando los microorganismos BIOSA.

Los niveles de OD encontrados demuestran que estos son adecuados para un buen desempeño de los mismos de acuerdo con lo que sostiene Tziotzios (2007) en

cuanto a un buen nivel de  $O_2$  necesario para la actividad metabólica, suficiente para favorecer la hidrólisis de la M.O volviéndola disponible más rápidamente y fácilmente asimilable para los microorganismos con respecto al proceso anaerobio. Balaguer, E.2012.

Con respecto a los gráficos 22 y 23, que indican que los niveles de aireación utilizados no son significativos, se puede decir que incluso con el nivel más bajo de aire utilizado durante la experimentación, 2 vvm, se logran niveles adecuados de OD para la remoción de M.O presente, por lo que los demás niveles, 3 y 4 vvm no presentan variaciones importantes.

Gráfico. 27. Oxígeno Disuelto, fase aerobia Biosa.



Septiembre de 2013.

Como se puede observar los testigos presentan una reducción importante de los niveles de OD, lo cual es producto de la misma actividad microbiológica, por parte de la población bacteriana.

#### 4.5.5 **Análisis de resultados para BIOSA**

Para los microorganismos BIOSA, se pudo observar que en general presentaron un mejor resultado en la fase aerobia en términos de remoción de la DQOt y DQOs, siendo que la mayoría de los experimentos utilizados presentaron remociones superiores al 50 %, esto destaca la habilidad de los microorganismos presentes para tolerar y adaptarse muy bien a estas condiciones, sin considerar la presencia de bacterias como la *Rhodopseudomonas palustri*, la cual puede actuar con o sin oxígeno incluso contando con cuatro tipos de metabolismo que le ayudan a ser más eficiente y adaptarse casi a cualquier medio. Para entender mejor la eficiencia presentada, conocer la proporción en las que se encuentran cada una de las especies ayudaría, lo cual no estaba disponible en la información suministrada por los productores.

En el caso de la remoción de SST, sí se presentó una mayor variabilidad entre una modalidad y otra, sin embargo en la fase anaerobia se presentaron mayores remociones en la mayoría de los tratamientos, esto se puede atribuir a que debido a las bajas concentraciones de  $O_2$  los microorganismos que predominaron fueron los de características anaerobias, las cuales no producen una excesiva cantidad de sólidos, contrario a los procesos aerobios.

### **4.6 Eficiencia de Remoción por fuente de microorganismos**

#### 4.6.1 **Fase aerobia**

A continuación, en el Gráfico 28, se muestra una comparación de las remociones para DQOt de los microorganismos de Biossa y de DMO. Como se puede observar, claramente los microorganismos de Biossa presentan sus mejores niveles de remoción en la fase aerobia en los tratamientos 2, 4 y 8 alcanzando remociones de

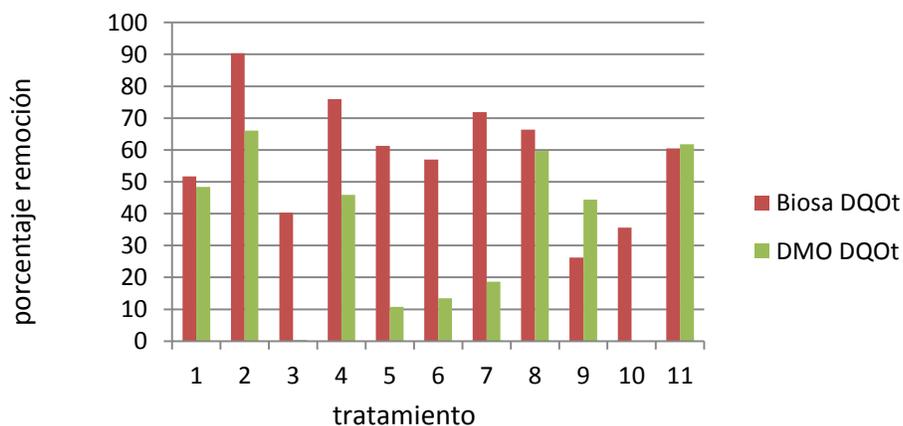
hasta un 90 %, la tabla 10 muestra las combinaciones más adecuadas para este consorcio de microorganismos.

**Tabla 10. Condiciones óptimas para fase aerobia**

Fuente de Microorganismos	Tratamiento	Dosis ml/l	Tiempo días	pH	Aireación vvm	Eficiencia %
Biosa	2	6	12	7	4	90
	4	6	4	7	2	76
	8	6	12	7	4	66
DMO	2	1	12	6	4	66
	8	6	4	7	2	59
	11	6	12	7	4	62

Para el caso de los microorganismos DMO, nos muestra cuales fueron los tratamientos con los mejores rendimientos de remoción de DQO, como se puede observar los tratamientos 2, 8 Y 11 presentan las condiciones que permiten una mayor eficiencia de estos microorganismos para esta fase, llegando a obtener remociones máximas de un 66%.

**Gráfico. 28. Eficiencia remoción DQOt, fase aerobia**



Es evidente que las variables que afectan a un consorcio de microorganismos tienen un efecto similar en el otro producto para la mayoría de los tratamientos.

#### 4.6.2 Fase anaerobia

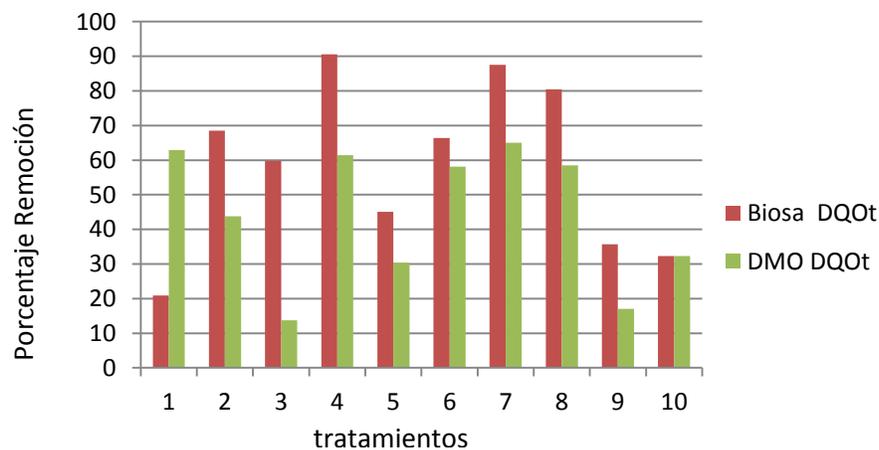
En el Gráfico 29, se presentan las remociones para la fase anaerobia para ambos productos. Como se puede observar los microorganismos Biosa presentan sus mayores eficiencias de remoción en el tratamiento 4, 7 y 8, alcanzando remociones de hasta el 90%, las condiciones adecuadas para trabajar con microorganismos Biosa se presentan a continuación en la tabla 11.

Tabla 11. Condiciones óptimas para fase anaerobia

Fuente de Microorganismos	Tratamiento	Dosis (ml/l)	Tiempo (Días)	pH	Eficiencia %
Biosa	4	6	12	7	90
	7	6	4	7	87
	8	6	4	5	80
DMO	1	3.5	8	6	63
	4	6	12	7	62
	7	6	4	7	65
	8	6	4	5	58

Para el caso de los microorganismos DMO, en la tabla 11 también se muestran las diferentes combinaciones de condiciones y los resultados obtenidos para la fase aerobia, como se observa, tuvieron una muy buena respuesta a la presencia de oxígeno logrando remociones de hasta el 65% de la DQO.

Gráfico. 29. Eficiencia Remoción DQOt, fase anaerobia



Como se puede observar, tanto los microorganismos DMO como BIOSA no constituyen una alternativa viable para tratar las aguas del río Bogotá, esto debido a que los volúmenes de producto demandados para lograr remociones relativamente bajas son muy altos, aunado a que estos productos requieren condiciones que son difíciles de controlar en la realidad. Es importante mencionar que el origen de ambos productos pudo tener algún efecto en su eficiencia, siendo que el producto DMO es originario de una zona cálida del país y el producto BIOSA es originario de países de Europa donde el clima es en promedio frío (Dinamarca), pudiendo adaptarse mejor a las condiciones climáticas de la ciudad de Bogotá.

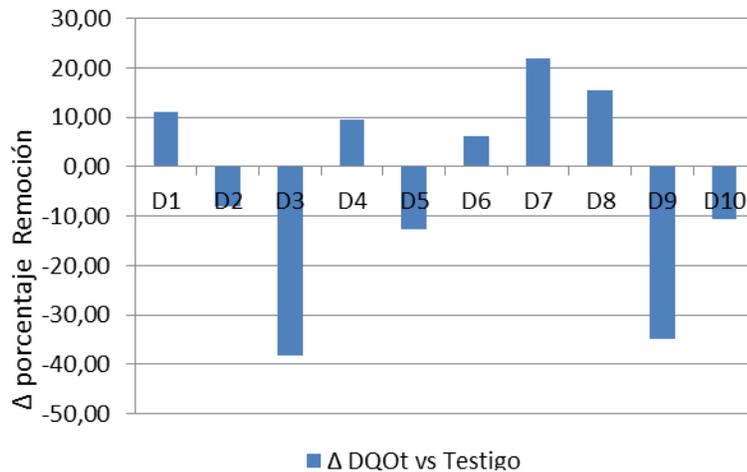
## **4.7 Eficiencia de remoción de productos utilizados vs el testigo.**

A continuación se presentan las diferencias entre la remoción de los tratamientos utilizados y los testigos en términos de DQOt. Lo que nos permitirá determinar las diferencias entre ambos. Entendiendo diferencia de remoción como: el porcentaje de remoción del tratamiento menos el porcentaje de remoción del control, es decir, esta variable nos muestra el efecto que tuvo la adición de los microorganismos empleados.

### **4.7.1 Eficiencia de remoción DMO anaerobio vs Testigo**

En el gráfico 30 se muestran las diferencias de remoción entre el producto DMO en fase anaerobio y los testigos utilizados en términos de porcentaje.

Gráfico. 30 Delta DQOt y Testigo DMO anaerobio



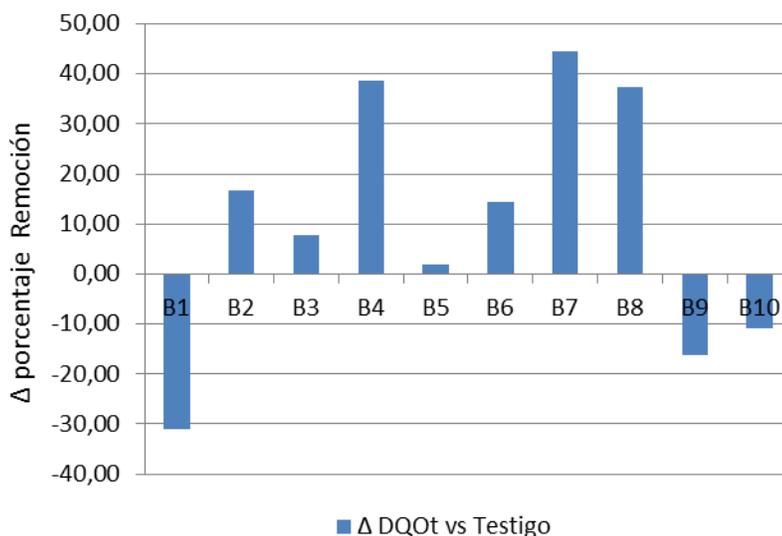
Como se puede observar, en varios de los tratamientos, incluidos D3 y D9, el testigo presentó mejores remociones por lo que los valores obtenidos son negativos, lo que significa que los microorganismos naturales del agua utilizada fueron más eficientes en la remoción. Por el contrario, varios tratamientos utilizando el producto comercial, presentaron mayores remociones que los testigos, por lo que en este caso la adición del producto presentó mayor eficiencia.

Como se puede observar, la eficiencia presentada por parte del producto comercial para cada uno de los tratamientos con respecto al testigo, no fue muy importante, alcanzado diferencias apenas del 22% en el mejor de los casos.

#### 4.7.2 Eficiencia de remoción BIOSA anaerobio vs el testigo

En el gráfico 31, se muestran las diferencias entre las remociones de DQOt para BIOSA y el testigo, se logra evidenciar que en la mayoría de los casos el producto presentó mejores remociones que el testigo.

Gráfico. 31 Delta DQOt y Testigo BIOSA anaerobio



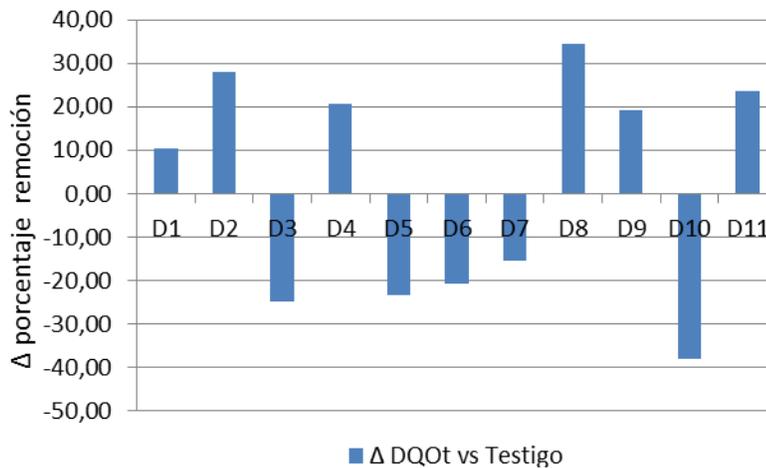
Los tratamientos B4, B7 y B8 fueron los tratamientos que presentaron mayores diferencias con respecto al testigo utilizado alcanzando diferencias de hasta un 45%, sin embargo los tratamientos B3 y B5 presentan remociones muy similares al testigo.

Para el caso del tratamiento B1 indica que el testigo tuvo una eficiencia mayor en un 30% con respecto al inóculo utilizado, sin embargo las dosis que presentaron mejores remociones que el testigo son las más altas, 6 ml/L, lo que indica una dosis técnicamente difícil de utilizar en la realidad debido a los altos volúmenes requeridos por metro cubico.

#### 4.7.3 Eficiencia de remoción DMO aerobio vs el testigo

A continuación el gráfico 32, se muestran las diferencias entre las remociones por tratamiento de los inóculos utilizados y los testigos.

Gráfico. 32 Delta DQOt y Testigo DMO aerobio

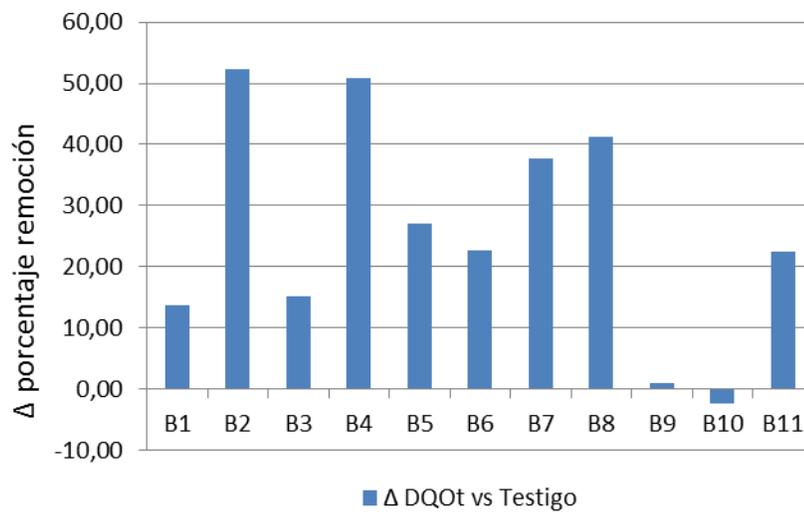


Se puede observar que en varios de los tratamientos el inoculo presentó una mejor remoción de la DQO, presentando diferencias entre el 10 y 34%, sin embargo también en varios casos, el testigo fue mejor que los tratamientos aplicando inóculo, en el caso del tratamiento D10, el testigo supero la remoción del producto en un 38%.

#### 4.7.4 Eficiencia de remoción BIOSA aerobio vs el testigo

En el grafico 33 se presentan las diferencias entre la eficiencia de la remoción utilizando un inoculo para tratar el agua del rio Bogotá versus el testigo utilizado por tratamiento.

Gráfico. 33 Delta DQOt y Testigo BIOSA aerobio



Como se puede observar, en este caso la mayoría de los tratamientos fueron mejores que el testigo, presentando diferencias importantes con respecto a estos, alcanzando diferencias en las remociones de hasta un 50%, como es el caso del B2 y B4. Demostrando que la fase aerobia es donde mejor rendimiento presentó este producto. Se exceptúan los casos B9 y B10, donde las diferencias entre inóculo y testigo son casi inexistentes.

## Conclusiones y recomendaciones

### 4.8 Conclusiones

El producto Bacter DMO presentó las mejores remociones de DQOt y DQOs, en condiciones anaerobias, con un tiempo de tratamiento de 4 días, sin embargo el pH no mostro relevancia.

El producto Biossa presentó los mejores las remociones de DQOt y DQOs, en la fase aerobia, con un tiempo de tratamiento de 4 días. Con respecto a los niveles de aireación y pH, no resultaron ser estadísticamente significativos.

En general, tanto en la fase aerobia como anaerobia los microorganismos BIOSA fueron más eficientes en la remoción de la DQOt y DQOs que los microorganismos DMO.

Se demostró que dependiendo de las condiciones del proceso, en algunos casos los productos utilizados fueron más eficientes que los microorganismos naturales del agua. Sin embargo el producto BIOSA presenta diferencias de remoción máximas del 50% y Bacter DMO diferencias máximas de 34%, ambas con respecto a los testigos.

En general para los dos productos utilizados, tanto en la fase aerobia como anaerobia, la dosis fue la variable estadísticamente más influyente de las evaluadas, teniendo un efecto positivo sobre el porcentaje de remoción.

Debido a los resultados obtenidos, que muestran un bajo aumento en la remoción de la contaminación por parte de los microorganismos inoculados con respecto a los encontrados en el agua, aún con las dosis más altas, se considera que estos productos no son buenas alternativas para implementar en la descontaminación del Río Bogotá.

## **4.9 Recomendaciones**

Sería importante evaluar otros productos biológicos comerciales con en el fin de tener opciones que puedan presentar mejores niveles de descontaminación y así tener un mayor número de posibilidades y que puedan al mismo tiempo brindar una mayor certeza que los procesos a utilizar son los más recomendables.

Debido a los resultados obtenidos y a la posible presencia de material recalcitrante en el agua del río Bogotá que limita la actividad biológica, al replicar esta investigación se recomienda realizar los análisis necesarios para determinar su presencia y permita tener resultados más acertados.

## Bibliografía

Acuerdo 43 de 2006. Objetivos de Calidad para la Cuenca del Río Bogotá. Corporación Autónoma Regional de Cundimarca.

American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA), and Water Environment Federation (WEF) (1995). "2540 D: Total suspended solids dried at 103 – 105°C." In A. D. Eaton, L.S. Clesceri, and A. E. Greenberg (Eds.), *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 19th Edition, Washington, D.C

Atlas, R. y Bartha. R. 1998. *Ecología Microbiana y Microbiología Ambiental*. Tercera Edición, Editorial Addison Wesley. Madrid, España

Area, M. *et al.* 2010. Tratamientos Aplicables para la Reducción de la DQO Recalcitrante de Efluentes de Pulpados Químicos y Semi-químicos. *Revista de Ciencia y Tecnología*, versión On line. [www.scielo.org.ar](http://www.scielo.org.ar).

Balaguer, E. 2012. Estudio de la Influencia del Tiempo de Retención Hidráulico en un Reactor Biológico Secuencial (SBR) de Depuración de Aguas Residuales Procedentes de una Tenería y Optimización de la Fase de sedimentación. Tesis de Maestría, Universidad Politécnica de Valencia. Valencia, España.

Behling, E. *et al.* 2006. Tratamiento Aeróbico de dos Efluentes Industriales Utilizando Reactores Biológicos Rotativos de Contacto. Facultad de Ingeniería, Universidad de Zulia. Venezuela.

BIOSA. 2012. Productos, Aqua Biosa. Consultado el 16 de octubre de 2012 en <http://biosacolombia.com/productos/aqua-terra-animal/>

Boog, J. 2011. Effective microorganism in wastewater treatment of the Bogota River. Universidad Nacional de Colombia, Bogotá. Colombia.

Borzacconi, I. *et al.* Sf. Comparación de Tratamiento de Aerobio y Anaerobios Aplicados a lixiviados de Relleno Sanitario. Universidad de la Republica. Uruguay.

Bronw, T. *et al.* 2004. *Química: la ciencia central*. Prentice All. Novena edición. México D.F.

Bureau veritas, 2008. Manual para la formación en medio ambiente. Editorial Lex

---

nova S.A. Primera edición. Valladolid, España.

Bureau veritas, 2008. Manual para la Formación en Medioambiente. Lex Nova S.A. primera edición. Valladolid, España.

Cajigas, A. et al. 2005. Importancia del pH y la Alcalinidad en el Tratamiento Anaerobio de las Aguas Residuales del Proceso de Extracción del Almidón de Yuca. Revista Scientia et Technica, vol. I. No 27, Universidad Tecnológica de Pereira.

Camacho, L. A., Díaz-Granados, M. A., & Giraldo, E. (2001). Contribución al desarrollo de un modelo de calidad del agua apropiado para evaluar alternativas de saneamiento del río Bogotá.

Campos, I. 2000. Saneamiento Ambiental. Universidad Estatal a Distancia. Primera edición. San José, Costa Rica.

CAR. 2006. Plan de Ordenación y Manejo del Cuenca Hidrográfica del Río Bogotá.

CAR. 2010. Objetivos y funciones de la CAR. Consultado el 16 de octubre de 2012 en <http://www.car.gov.co/m/index.php?idcategoria=15741>

CAR, 2006. Acuerdo 043: Objetivos de Calidad del Agua de Río Bogotá para el Año 2020. Bogotá, Colombia.

Cardona, J. 2008. Evaluación del Efecto de los Microorganismos Eficaces (EM) sobre la Calidad de un Agua Residual Domestica. Tesis, Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá D.C. Colombia.

Carta ambiental. 2011. Adecuación Hidráulica y Recuperación Ambiental del Río Bogotá. Edición número 27. Centro Autónomo Regional de Cundinamarca. Colombia.

Castillos, F. 2005. Biotecnología Ambiental. Tébar S.L. Madrid, España.

CODEINEP, 2010. Burkholderia. Consultado el 20 de diciembre de 2013 en [www.codeinep.org/control/Burkholderia\\_9310.pdf](http://www.codeinep.org/control/Burkholderia_9310.pdf).

Collado, S. et al. (2012) Transferencia de Oxígeno en Sistemas de Tratamiento Biológico de Aguas Residuales, Necesidades Energéticas y suministro de Oxígeno. Departamento de Ingeniería Química y Tecnologías del Medioambiente, Universidad de Oviedo. Oviedo, España

Constans, A., Alonso, R. M., & Martí, M. C. (1998). Estaciones depuradoras de aguas residuales: riesgo biológico. Instituto Nacional de Seguridad e Higiene en el Trabajo (INSHT). Ministerio de Trabajo y Asuntos Sociales. España.

Damaso, S. et al. 2011. Envejecimiento en levaduras (*Saccharomyces cerevisiae*). Consultado el 20 de diciembre de 2013 en <http://ocw.unican.es/ciencias-de-la-salud/biogerontologia/materiales-de-clase-1/capitulo-6.-el-envejecimiento-de-los-organismos/6.2-envejecimiento-en-levaduras-saccharomyces>

Decreto 1594. 1984. Usos del Agua y Residuos Líquidos. Colombia. Pag 52.

Decreto 2811. 1974. Código Nacional de Recursos Naturales Renovables y Protección del Medioambiente. República de Colombia.

Departamento Administrativo Nacional de Estadística, DANE. 2012. Información DANE. Consultado el 16 de octubre de 2012 en <https://www.dane.gov.co/index.php/es>.

Durruty, I. 2013. Biodegradación Anaeróbica de Efluentes del Procesado de Papa. Tesis Doctoral. Universidad Nacional de La Plata, Argentina.

Empresa de Acueducto, Agua, Alcantarillado y Aseo de Bogotá EAAB. 2010. Red Matriz. Consultado el 16 de octubre de 2012 en [http://www.acueducto.com.co/wpsv61/wps/portal!/ut/p/c5/hY7JDolwFEW\\_hQ8w79LSAsuqWGoYYuoAbAgLY0gEXBi\\_X4gbNVHeXZ47PKpoVN882ktzb4e-uVJBlawD16bWjxlyn61hVBQFknt87\\_GRI7JeaRV7fgLk7AiwTNgdDpbD8Jn0adp7c2ixCWFyESZ5ql1AvPi\\_\\_onjxyl89X98sF0qSVk8dGc6zKyUIRWSbl2B1iy0Uo7zBA5vMac!/dl3/d3/L3dDb0EvUU5RTGtBISEvWUZSdndBISEvNI84MVNNUzdlMjBPNzJEMEIBRUU4NjM0SkJBNg!!/](http://www.acueducto.com.co/wpsv61/wps/portal!/ut/p/c5/hY7JDolwFEW_hQ8w79LSAsuqWGoYYuoAbAgLY0gEXBi_X4gbNVHeXZ47PKpoVN882ktzb4e-uVJBlawD16bWjxlyn61hVBQFknt87_GRI7JeaRV7fgLk7AiwTNgdDpbD8Jn0adp7c2ixCWFyESZ5ql1AvPi__onjxyl89X98sF0qSVk8dGc6zKyUIRWSbl2B1iy0Uo7zBA5vMac!/dl3/d3/L3dDb0EvUU5RTGtBISEvWUZSdndBISEvNI84MVNNUzdlMjBPNzJEMEIBRUU4NjM0SkJBNg!!/)

Empresa de Acueducto, Agua, Alcantarillado y Aseo de Bogotá EAAB. 2011. Río Bogotá. Consultado el 16 de octubre de 2012 en [http://www.acueducto.com.co/wpsv61/wps/portal!/ut/p/c5/hY27DoJAFEQ\\_6Q7LPqBERZYEWHWDAG2hMLiJgIXx-4XY2Cgz5ZkHNTR77F6u755uGrs7VdTINvBsbpVmMlRtkEZxHEifb\\_iJz7yW7TaJNFcZYNgZYIWwR5TWR-qvtC\\_L31ciEfsQqRFhZvLEA8SH\\_9tfOH4oAhV6Gq5UrqzUIVWSHkMFd7j1b88p6Ns!/dl3/d3/LOIDU0IKSWdra0EhIS9JTIJBQUipQ2dBek15cUEhL1ICSIAXtkMxTktfMjd3ISEvN184MVNNUzdlMjBPNzJEMEIBRUU4NjM0QjROMA!!/?WCM\\_PORTLET=PC\\_7\\_81SMS7H20O72D0IAEE8634B4N0\\_WCM&WCM\\_GLOBAL\\_CONTEXT=/wps/wcm/connect/eaabv6/sacueducto/aambiental/aambsecprincipal/aambientalriobogota](http://www.acueducto.com.co/wpsv61/wps/portal!/ut/p/c5/hY27DoJAFEQ_6Q7LPqBERZYEWHWDAG2hMLiJgIXx-4XY2Cgz5ZkHNTR77F6u755uGrs7VdTINvBsbpVmMlRtkEZxHEifb_iJz7yW7TaJNFcZYNgZYIWwR5TWR-qvtC_L31ciEfsQqRFhZvLEA8SH_9tfOH4oAhV6Gq5UrqzUIVWSHkMFd7j1b88p6Ns!/dl3/d3/LOIDU0IKSWdra0EhIS9JTIJBQUipQ2dBek15cUEhL1ICSIAXtkMxTktfMjd3ISEvN184MVNNUzdlMjBPNzJEMEIBRUU4NjM0QjROMA!!/?WCM_PORTLET=PC_7_81SMS7H20O72D0IAEE8634B4N0_WCM&WCM_GLOBAL_CONTEXT=/wps/wcm/connect/eaabv6/sacueducto/aambiental/aambsecprincipal/aambientalriobogota)

Fernández, L. M. S., & del Castillo, M. S. (2000). *Lactobacillus spp: importantes promotores de actividad prebiótica, antimicrobiana y bioconservadora*. Editorial Universitaria.

G. Tziotzios, S. Michailakis, D.V. Vayenas. 2007. Aerobic Biological Treatment of Olive mill Wastewater by olive Pulp bacteria. *ELSEVIER*. Vol 60. Issue 4. Pag. 209-204

García, V. 2004. *Introducción a la Microbiología*. Segunda edición. Editorial de la Universidad Estatal a Distancia EUNED. San José, Costa Rica. 243 pag.

Gil, M. 2006. *Depuración de Aguas Residuales: Modelación de Procesos de Lodos Activados*. Graficas/85 S.A. Consejo superior de Investigaciones Científicas. Madrid, España.

Gonzales, M y Saldarriaga, J. 2008. *Remoción biológica de Materia Orgánica*,

---

Nitrógeno y Fosforo en un sistema tipo Anaerobio-Anoxico-Aerobio. Revista EIA. Número 10. Escuela de Ingeniería de Antioquia. Antioquia, Colombia. Pag. 45-53.

Henry, J. y Gary, H. 1999. Ingeniería Ambiental. Prentice All, México, Segunda edición. 800 pag

Herrera, J. et al. 2002. Efecto de la temperatura sobre la fermentación anaerobia de aguas residuales municipales. Instituto de Ingeniería, Universidad Nacional Autónoma de México. Mexico. D.F.

La Republica. 2014. El Consejo de Estado ordenó la recuperación del Río Bogotá. Consultado el 20 de mayo de 2014 en [http://www.larepublica.co/economia/el-consejo-de-estado-orden%C3%B3-la-recuperaci%C3%B3n-del-r%C3%ADo-bogot%C3%A1\\_129811](http://www.larepublica.co/economia/el-consejo-de-estado-orden%C3%B3-la-recuperaci%C3%B3n-del-r%C3%ADo-bogot%C3%A1_129811)

Lavador, F. 2005. Metabolismo Bacteriano y Modelación Matemática de Procesos. Departamento de Control de Calidad, Entidad Pública de Saneamiento de Aguas Residuales. Valencia, España.

López, D. 2003. Tratamiento de las Aguas Residuales de Bogotá DC. Trabajo de grado. Universidad Nacional de Colombia.

Manahan, S. 2007. Introducción a la Química Ambiental. Reverté S.A. Primera edición. Barcelona, España.

Marin, R. 2003. Físicoquímica y Microbiología de los Medios Acuáticos, tratamiento y control de calidad de aguas. Ediciones Díaz de Santos, Madrid, España

Martínez, S. et al. 2004. Efecto de la temperatura en el desempeño de un sistema de tratamiento de efluentes de una industria petroquímica. Universidad Autónoma Metropolitana de Azcapotzalco, México DF. México.

Maskew, G. et al. 1989. Purificación de Aguas y Tratamiento y Remoción de Aguas Residuales. Limusa S.A. de C.V. Mexico D.F.

Metcalf y Eddy. 1995. Ingeniería de Aguas Residuales; tratamiento, vertido y reutilización. Mcgraw Hill, Tercera edición, volumen I. Madrid, España.

Metcalf y Eddy. 1995. Ingeniería de Aguas Residuales; tratamiento, vertido y reutilización. Mcgraw Hill, Tercera edición, volumen II. Madrid, España.

Maya, D. 2004. Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá. Uniandes, Bogotá, Colombia.

MWH, Crittenden, J. 2005. Water Treatment, principles and design. John Wiley and Sons. Inc. New Jersey. EEUU.

Nemerow, N y Dasgupta, A, 1998. Tratamiento de vertidos industriales y peligrosos. Ediciones Díaz de Santos S.A. Pag 829

---

Oakley, S. 2005. Manual de Diseño, construcción, operación y mantenimiento, Monitoreo y sostenibilidad de Aguas de Estabilización. Honduras.

Orozco, C., Cantareno, V. R., & Rodríguez, J. F. (1992). Memorias. Seminario-Taller El Tratamiento Anaeróbico de los Residuos del Café: una Alternativa Energética para la Disminución del Impacto Ambiental en el Sector (No. IICA-Q70 O75s). IICA, San José (Costa Rica). Programa Cooperativo para la Protección y Modernización de la Caficultura-PROMECAFE>.< Instituto del Café, San José (Costa Rica).

Pérez Preciado, A. (2000). El problema del río Bogotá. Bogotá y Cundinamarca: Expansión Urbana y Solidaridad. Pag. 39

Pisabarro, A. 2009. Microbiología Industrial. Factores ambientales que afectan al crecimiento: Potencial redox y concentración de oxígeno. Universidad Pública de Navarra. Pamplona. Consultado el 20 de junio de 2014 en <http://www.unavarra.es/genmic/micind-2-9.htm>

Pire, M. *et al.* 2011. Biodegradabilidad de las Diferentes Fracciones de un Agua residual Producidas en una Tenería. Ciencia e Ingeniería Neogranadina. Vol. 2. Bogotá, Colombia.

Prat Bartés, A., Tort-Martorell, X., Grima Cintas, P., & Posueta Fernández, L. (1998). Biblioteca Digital Universidad Nacional de Guinea Ecuatorial . Recuperado el 20 de junio de 2014 de <http://www.unge.gq/ftp/biblioteca%20digital/Administracion%20y%20produccion/Control%20y%20mejora%20de%20la%20calidad/ME00805C.pdf>

Ramalho, R. 1996. Tratamiento de aguas residuales. Reverté S.A. segunda edición. Pag 707

Ramos, J. 2009. Caracterización Química del Agua del Río Bogotá. Caso de Estudio Tramo desde la confluencia del río Neusa hasta la Intersección vía Autopista Norte. Universidad Militar Nueva Granada, Facultad de Ingeniería. Bogotá. D.C.

Reinhard, D. (2001). LA CALIDAD DEL AGUA DEL RÍO BOGOTÁ EN LA CUENCA ALTA. La ciudad del agua del Río Bogotá: II foro sobre el agua tercera navegación por el Río Bogotá/c [editores DAMA, Fundación Al Verde Vivo].

Riaño Luna, C. (2013). Datateca Universidad Nacional y a Distancia. Recuperado el 20 de junio de 2014, de <http://datateca.unad.edu.co/contenidos/201020/Capitulo6.pdf>

Rocha, E. 2008. Microbiología en Sistemas de Aguas Residuales. Ingeniería de Tratamiento de Aguas Residuales. Consultado el 16 de octubre de 2012 en [www.oocities.org](http://www.oocities.org)

Rodríguez, T. *et al.* 2008. Tratamiento de Efluentes de Naturaleza Recalcitrante Usando Ozona, Peroxido de Hidrogeno y Radiación Ultravioleta. Universidad de

---

Antioquia. Colombia.

Rojas, R. 2002. Curso internacional: gestión de tratamiento de aguas residuales, conferencia: Sistema de tratamiento de aguas residuales. CEPIS/OPS-OMS.

Romero, J. 1996. Acuiquímica. Escuela Colombiana de Ingeniería. Santa Fé de Bogotá, Colombia.

Romero, J. 1999. Tratamiento de aguas residuales, teoría y principios de diseño. Escuela Colombiana de Ingeniería. Bogotá, Colombia.

Ruiz, I. *et al.* 2002. El potencial de la Digestión Anaerobia en el Tratamiento de Aguas Residuales Urbanas y Efluentes de baja Carga Orgánica. Universidad da Coruña. A Coruña, España.

Sánchez, I. 2007. Diseño de experimentos factoriales a dos niveles. Consultado el 20 de junio de 2014 en [http://www.est.uc3m.es/esp/nueva\\_docencia/leganes/ing\\_telecomunicacion/metodos\\_mejora\\_calidad/MEMC/doc\\_generica/Temario/CapDosK/CapDosK.pdf](http://www.est.uc3m.es/esp/nueva_docencia/leganes/ing_telecomunicacion/metodos_mejora_calidad/MEMC/doc_generica/Temario/CapDosK/CapDosK.pdf)

Sans, R y Rivas, J.1989. Ingeniería Ambiental: Contaminación y Tratamientos. MARCOMBO S.A. Barcelona, España.

Sawyer, C. 2003. Chemistry for Environmental Engineering and Science. Mc GrawHill. Fifth edition. New York. EEUU.

Sigifredo, B., & Stroppiano, M. C. 2012. ANÁLISIS COMPARATIVO DE LA INFLUENCIA DE FACTORES DE ESTRÉS EN LEVADURAS INDUSTRIALES Y LEVADURAS DE PANIFICACIÓN. Universidad Tecnológica Nacional. Córdoba, Argentina.

Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. Close Reflux, Colorimetric Method 5220 D. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Pollution Control Federation. 21st ed., New York, 2005.pp 5-18.

Trillo, J. 1985. El tratamiento físico-químico en la depuración de aguas residuales urbanas. Revista Obras públicas y Transporte. Pag. 265-275

Tratamiento de Aguas Residuales, 2008. Cátedra Internacional de Ingeniería; Salud Pública y Saneamiento Ambiental. Universidad Nacional del Colombia. Bogotá. D.C

Tunjuelo, Olores Ofensivos.2005. Consultado el mayo de 2014. Disponible en [www.ambientebogota.gov.co](http://www.ambientebogota.gov.co)

Varila, J y Diaz, F. 2008. Tratamiento de Aguas Residuales Mediante Lodos Activados a Escala de Laboratorio. Revista Tecnológica, Vol. 7, Julio-diciembre. Colombia.

Von Sperling, M y Augusto de Lemus, C. 2005. Biological Wastewater Treatment in Warm Climate Regions. IWA Publishing. Padstow,UK.

Wise D and Trantolo, D. 1994. Process Engineering for Pollution Control and Waste Minimization. Marcel Dekker Inc. New york, EEUU.

# Anexo A: SÓLIDOS SEDIMENTABLES, Método Volumétrico

## Objetivo

Esta normativa técnica se utiliza para la determinación de sólidos suspendidos totales, volátiles y fijos, en aguas, efluentes industriales y domésticos.

## Definición

Los sólidos suspendidos totales son los materiales retenidos por un filtro estándar de fibra de vidrio y secado 103-105°C.

## Muestreo y preparación de la muestra

La muestra se debe recolectar en botellas de vidrio o plástico de 1 L de capacidad. Refrigerar las muestras a 4°C. Analizar antes de 24 horas de preferencia, como máximo 7 días de realizado el muestreo

## Equipos y materiales

- i. Filtros de fibra de vidrio: Whatman 934 AH o Gelman A/E o Milipore AP 40. Preferentemente de 4,7 cm de diámetro.
- ii. Equipo de filtración por vacío: embudo de membrana filtrante, preferentemente de 4,7 cm de diámetro, frasco de succión de suficiente capacidad para la muestra, trampa de agua, bomba de vacío.
- iii. Estufa para operar a 103-105°C.
- iv. Mufla para operar a  $550 \pm 50^\circ\text{C}$ .
- v. Desecador conteniendo un desecante con indicador coloreado de humedad.

- vi. Balanza analítica de precisión 0.1 mg.
- vii. Probetas

### **Procedimiento**

Preparación del papel de filtro:

Colocar el filtro en el embudo de filtración. Aplicar vacío y enjuagar con tres porciones de 20 mL de agua destilada. Continuar la succión hasta eliminar totalmente el agua. Secar en estufa 103-105°C por 1 hora en un soporte de porcelana o similar. Si se va a determinar volátiles mufla por 15 min. a 550 °C, enfriar en desecador y pesar. Repetir el ciclo de muflado, enfriado y pesado hasta peso constante.

Determinación:

- a) Una vez que se obtuvo el peso constante del filtro, pesarlo inmediatamente antes de usarlo.
- b) Colocar el filtro en el embudo de filtración, mojar el filtro con una pequeña cantidad de agua destilada.
- c) Tomar un volumen de muestra homogeneizada que de un residuo seco entre 2.5 y 200 mg. Verter el volumen medido en el embudo de filtración. Comenzar la succión. Lavar 3 veces sucesivas con 10 mL de agua destilada cada vez, permitiendo un completo drenaje en los lavados. Continuar la succión por 3 minutos hasta que la filtración sea completa.
- d) Remover el filtro y colocarlo sobre un soporte de porcelana. Secar por 1 hora a 103-105°C en estufa, enfriar en desecador hasta temperatura ambiente y pesar. Repetir el ciclo de secado, enfriado, y pesado hasta peso constante o hasta que la pérdida de peso sea menor que el 4% del peso previo o 0.5 mg.
- e) Colocar el filtro anterior en la mufla a  $550 \pm 50^\circ\text{C}$  durante 1 hora. Enfriar en desecador y pesar. Repetir la secuencia hasta obtener peso constante o hasta que la pérdida de peso sea menor que el 4% del peso previo o 0.5 mg.

## Cálculos y expresión de resultados

$$SST, \frac{mg}{L} = \frac{(P_2 - P_1) * 1000}{V}$$

Dónde:

SST = sólidos suspendidos totales en mg/L.

P<sub>1</sub> = peso del filtro preparado en mg.

P<sub>2</sub> = peso del filtro más el residuo seco a 103-105°C en mg.

V= volumen de muestra tomado en mL.

# **Anexo B: DEMANDA QUÍMICA DE OXIGENO: Método espectrofotométrico, reflujo cerrado**

## **Objetivo**

Esta normativa técnica se utiliza para la determinación de demanda química de oxígeno en efluentes domésticos e industriales y aguas contaminadas.

## **Definición**

La demanda química de oxígeno (DQO) es la medida de oxígeno equivalente a la materia orgánica que es susceptible a ser oxidada por un oxidante químico fuerte, en condiciones específicas de temperatura y tiempo.

## **Principio**

La muestra se oxida con una cantidad conocida de dicromato de potasio en exceso, en medio ácido y con catalizadores. El dicromato de potasio remanente es determinado espectrofotométricamente a 600nm.

## **Interferencias**

1. Los iones inorgánicos reducidos tales como: hierro ferroso, sulfuro, magnesio, manganeso, etc, son oxidados cuantitativamente bajo las condiciones de análisis. Para muestras conteniendo niveles significativos de estos iones, suponiendo que se oxidan estequiométricamente, y conociendo su concentración inicial se obtiene el valor de la DQO por medio de correcciones.

2. Los compuestos alifáticos volátiles de cadena larga no son oxidados, porque al volatilizarse no toman contacto con la solución oxidante.

### **Muestreo y preparación de la muestra**

Recolectar la muestra en envases de vidrio o plástico, sin cámara de aire. Refrigerar a 4°C, mantener en la oscuridad. Si no se analiza inmediatamente luego de extraída la muestra, acidificar con ácido sulfúrico a pH < 2 y refrigerar. Analizar antes de 7 días.

### **Equipos y materiales**

- Espectrofotómetro o colorímetro, longitud de onda 600 nm. Con adaptador de celda (tubos de digestión) de 25 mm de diámetro.
- Digestor: block de aluminio con huecos para alojar tubos de 25 mm de diámetro y que opere a  $150 \pm 2^\circ\text{C}$ .
- Tubos de digestión: tubos de borosilicato con tapa de rosca resistente al calor y contratapa de teflón, de 50 mL de capacidad y 25 mm de diámetro.
- Matraces aforados de 1000 mL.
- Pipetas aforadas de 1, 2, 3, 4, 5, 10 mL.
- Pipetas graduadas de 10 mL.

### **Reactivos**

Todos los reactivos deben ser calidad pura para análisis (ppa).

- Solución de digestión:
  - Agregar a 500 mL de agua destilada 10.216 g de dicromato de potasio ( $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ ) previamente secado a  $103^\circ\text{C}$  por 2 horas, 167 mL de  $\text{H}_2\text{SO}_4$  conc. y 33.3 g de sulfato mercurico ( $\text{HgSO}_4$ ). Disolver, enfriar a temperatura ambiente y enrasar a 1000 mL.
- Solución de ácido sulfúrico:
  - Agregar sulfato de plata ( $\text{Ag}_2\text{SO}_4$ ) a ácido sulfúrico conc. en una relación de 5.5 g/kg de  $\text{H}_2\text{SO}_4$ . Esperar 1 o 2 días antes de usar esta solución para permitir la disolución completa del  $\text{Ag}_2\text{SO}_4$ .

- Solución estándar de ftalato ácido de potasio (KHP), 500 mg O<sub>2</sub>/L:
  - Secar ftalato ácido de potasio (KHP) hasta peso constante a 120°C. Disolver 425 mg en agua destilada y diluir a 1000 mL en matraz aforado. Conservar la solución refrigerada a 4°C.
- Agua destilada, libre de materia orgánica.

### Procedimiento

#### Curva de calibración:

- Pipetear en 7 tubos de digestión: 1, 2, 3, 4, 5, 8 y 10 mL de la solución estándar de KHP y completar un volumen final de 10 mL con agua destilada. Estas soluciones corresponden a 50, 100, 150, 200, 250, 400, 500 mg O<sub>2</sub>/L respectivamente.
- Hacer un blanco de reactivos, pipeteando 10 mL de agua destilada en un tubo de digestión.
- Agregar a cada tubo de digestión 6 mL de solución de digestión y 14 mL de solución de ácido sulfúrico.
- Tapar bien los tubos de digestión y agitarlos vigorosamente. Colocar los tubos en el digestor a 150°C durante 2 horas. Enfriar los tubos a temperatura ambiente colocándolos en una gradilla. La gradilla debe ser adecuada para no deteriorar la calidad del vidrio de los tubos, los que se usan como celda en el espectrofotómetro.
- Invertir los tubos varias veces y esperar a que el sólido sedimente.
- Descartar los tubos de digestión cuya solución posea color verde. Leer la absorbancia a 600 nm.
- Graficar la absorbancia versus mg O<sub>2</sub>/L y trazar la mejor recta.
- Hacer una curva de calibración por cada lote de reactivos preparados.

#### Determinación:

- Pipetear 2,5 mL de muestra o una dilución adecuada en un tubo de digestión.
- Seguir los pasos descriptos en procedimiento indicados anteriormente.
- Si la solución digerida posee color verde repetir los pasos anteriores con una dilución mayor de la muestra.
- Leer la absorbancia a 600 nm.

### Cálculos y expresión de resultados

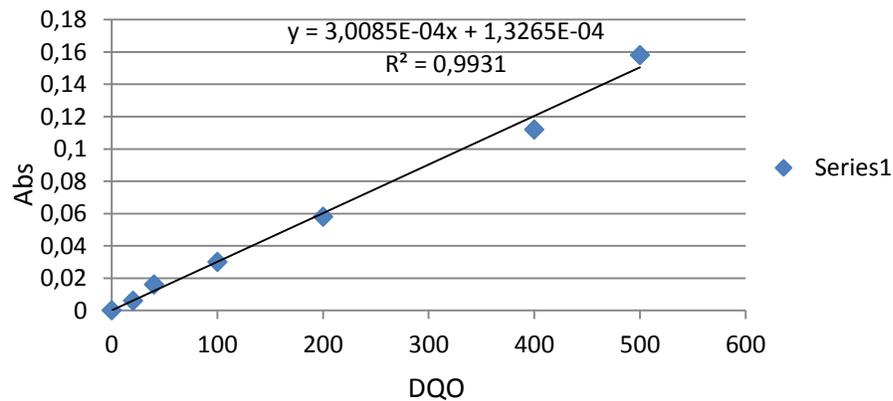
$$DQO, mg O_2/L : \frac{C * 10}{T}$$

dónde:

C = mg O<sub>2</sub>/L de la muestra leídos de la curva de calibración  
T = mL de muestra tomada para el ensayo

Los resultados se expresan en mg de oxígeno consumido/L

Curva de calibración utilizada.



## Anexo C: Análisis Estadístico

### 1. ANOVA Biosa Anaerobio DQOt

Análisis de Varianza para DQO

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
A:TIEMPO	12,5	1	12,5	0,08	0,7915
B:DOSIS	2812,5	1	2812,5	18,77	0,0227
C:pH	50,0	1	50,0	0,33	0,6040
AB	98,0	1	98,0	0,65	0,4779
AC	40,5	1	40,5	0,27	0,6391
BC	220,5	1	220,5	1,47	0,3119
Error total	449,6	3	149,867		
Total (corr.)	3683,6	9			

R-cuadrada = 87,7945 por ciento  
 R-cuadrada (ajustada por g.l.) = 63,3836 por ciento  
 Error estándar del est. = 12,242  
 Error absoluto medio = 6,56  
 Estadístico Durbin-Watson = 1,68594 (P=0,2872)  
 Autocorrelación residual de Lag 1 = 0,0822064

### 2. ANOVA Biosa anaerobio DQOs

Análisis de Varianza para DQO

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
A:TIEMPO	84,5	1	84,5	0,42	0,5614
B:DOSIS	3960,5	1	3960,5	19,87	0,0210
C:pH	18,0	1	18,0	0,09	0,7834
AB	12,5	1	12,5	0,06	0,8184
AC	578,0	1	578,0	2,90	0,1872
BC	50,0	1	50,0	0,25	0,6510
Error total	598,1	3	199,367		
Total (corr.)	5301,6	9			

R-cuadrada = 88,7185 por ciento  
 R-cuadrada (ajustada por g.l.) = 66,1555 por ciento  
 Error estándar del est. = 14,1197  
 Error absoluto medio = 6,4  
 Estadístico Durbin-Watson = 2,95373 (P=0,9645)  
 Autocorrelación residual de Lag 1 = -0,528365

### 3. ANOVA DMO anaerobio DQOt

**Análisis de Varianza para DQO**

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
A:TIEMPO	1242,4	1	1242,4	931,80	0,0011
B:DOSIS	3922,33	1	3922,33	2941,75	0,0003
C:pH	2652,19	1	2652,19	1989,14	0,0005
D:AIREACIÓN	1483,86	1	1483,86	1112,90	0,0009
AB+CD	1801,9	1	1801,9	1351,43	0,0007
AC+BD	1746,75	1	1746,75	1310,07	0,0008
AD+BC	3293,76	1	3293,76	2470,32	0,0004
Error total	2,66667	2	1,33333		
Total (corr.)	5658,65	9			

R-cuadrada = 99,9529 por ciento

R-cuadrada (ajustada por g.l.) = 99,7879 por ciento

Error estándar del est. = 1,1547

Error absoluto medio = 0,266667

Estadístico Durbin-Watson = 2,5 (P=0,7418)

Autocorrelación residual de Lag 1 = -0,333333

### 4. ANOVA DMO anaerobio DQOs

**Análisis de Varianza para DQO**

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
A:TIEMPO	149,333	1	149,333	448,00	0,0022
B:DOSIS	3,44048	1	3,44048	10,32	0,0848
C:pH	86,0119	1	86,0119	258,04	0,0039
D:AIREACIÓN	32,1905	1	32,1905	96,57	0,0102
AB+CD	53,4405	1	53,4405	160,32	0,0062
AC+BD	11,4405	1	11,4405	34,32	0,0279
AD+BC	40,0476	1	40,0476	120,14	0,0082
Error total	0,666667	2	0,333333		
Total (corr.)	604,9	9			

R-cuadrada = 99,8898 por ciento

R-cuadrada (ajustada por g.l.) = 99,5041 por ciento

Error estándar del est. = 0,57735

Error absoluto medio = 0,133333

Estadístico Durbin-Watson = 1,0 (P=0,0852)

Autocorrelación residual de Lag 1 = 0,166667

### 5. ANOVA Bioss aerobio DQOt

**Análisis de Varianza para DQO**

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
A:TIEMPO	112,5	1	112,5	0,91	0,4414
B:DOSIS	2380,5	1	2380,5	19,19	0,0484
C:pH	40,5	1	40,5	0,33	0,6254
D:AIREACIÓN	612,5	1	612,5	4,94	0,1564
AB+CD	24,5	1	24,5	0,20	0,7002
AC+BD	12,5	1	12,5	0,10	0,7810
AD+BC	60,5	1	60,5	0,49	0,5572

Error total	248,1	2	124,05		
Total (corr.)	3491,6	9			

R-cuadrada = 92,8944 por ciento  
 R-cuadrada (ajustada por g.l.) = 68,0247 por ciento  
 Error estándar del est. = 11,1378  
 Error absoluto medio = 3,92  
 Estadístico Durbin-Watson = 1,66541 (P=0,4887)  
 Autocorrelación residual de Lag 1 = -0,125413

## 6. ANOVA Bioss aerobio DQOs

### Análisis de Varianza para DQO

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
A:TIEMPO	1922,0	1	1922,0	4,09	0,1806
B:DOSIS	9248,0	1	9248,0	19,66	0,0473
C:pH	0,0	1	0,0	0,00	1,0000
D:AIREACIÓN	98,0	1	98,0	0,21	0,6929
AB+CD	3960,5	1	3960,5	8,42	0,1011
AC+BD	0,5	1	0,5	0,00	0,9770
AD+BC	264,5	1	264,5	0,56	0,5316
Error total	940,9	2	470,45		
Total (corr.)	16434,4	9			

R-cuadrada = 94,2748 por ciento  
 R-cuadrada (ajustada por g.l.) = 74,2367 por ciento  
 Error estándar del est. = 21,6899  
 Error absoluto medio = 7,76  
 Estadístico Durbin-Watson = 1,875 (P=0,6751)  
 Autocorrelación residual de Lag 1 = -0,15

## 7. ANOVA DMO aerobio DQOt

### Análisis de Varianza para DQO

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
A:TIEMPO	1242,4	1	1242,4	931,80	0,0011
B:DOSIS	3922,33	1	3922,33	2941,75	0,0003
C:pH	2652,19	1	2652,19	1989,14	0,0005
D:AIREACIÓN	1483,86	1	1483,86	1112,90	0,0009
AB+CD	1801,9	1	1801,9	1351,43	0,0007
AC+BD	1746,75	1	1746,75	1310,07	0,0008
AD+BC	3293,76	1	3293,76	2470,32	0,0004
Error total	2,66667	2	1,33333		
Total (corr.)	5658,65	9			

R-cuadrada = 99,9529 por ciento  
 R-cuadrada (ajustada por g.l.) = 99,7879 por ciento  
 Error estándar del est. = 1,1547  
 Error absoluto medio = 0,266667  
 Estadístico Durbin-Watson = 2,5 (P=0,7418)  
 Autocorrelación residual de Lag 1 = -0,333333

## 8. ANOVA DMO aerobio DQOs

**Análisis de Varianza para DQO**

<i>Fuente</i>	<i>Suma de Cuadrados</i>	<i>Gl</i>	<i>Cuadrado Medio</i>	<i>Razón-F</i>	<i>Valor-P</i>
A:TIEMPO	149,333	1	149,333	448,00	0,0022
B:DOSIS	3,44048	1	3,44048	10,32	0,0848
C:pH	86,0119	1	86,0119	258,04	0,0039
D:AIREACIÓN	32,1905	1	32,1905	96,57	0,0102
AB+CD	53,4405	1	53,4405	160,32	0,0062
AC+BD	11,4405	1	11,4405	34,32	0,0279
AD+BC	40,0476	1	40,0476	120,14	0,0082
Error total	0,666667	2	0,333333		
Total (corr.)	604,9	9			

R-cuadrada = 99,8898 por ciento

R-cuadrada (ajustada por g.l.) = 99,5041 por ciento

Error estándar del est. = 0,57735

Error absoluto medio = 0,133333

Estadístico Durbin-Watson = 1,0 (P=0,0852)

Autocorrelación residual de Lag 1 = 0,166667

## Anexo D: Fotos



A



B



C



D



E



F

**A:** Toma de muestra. **B:** Medición de OD en punto de muestreo **C:** Equipo de filtrado para determinación de SST **D:** Filtrado de muestras después de cada tratamiento **E:** Materiales para montaje de experimentos **F:** Cámara de flujo horizontal para montaje de experimentos.



H



I



J



K

**H:** Adición de microorganismos en agua cruda. **I:** Espacio para montaje de experimentos **J:** Montaje de experimentos fase anaerobia **K:** Montaje experimentos fase aerobia. (No se utilizó como incubadora, sino como un lugar seguro para hacer los montajes)

**N****O****P****Q**

**N:** Determinación de DQO, adición de agua tratada **O:** Determinación de DQO, adición de dicromato **P:** Determinación de DQO, adición de ácido sulfúrico **Q:** Determinación de DQO, mezcla.

## Anexo E: Ficha Técnica Biosa

### FICHA TÉCNICA AQUA Biosa

<b>Descripción</b>	Aqua Biosa es una mezcla de hierbas aromáticas orgánicas, que son fermentadas con una combinación especial de cultivos ácido láctico. Durante la fermentación se forma el ácido láctico, lo que da un bajo pH de 3.5. Este bajo pH previene el desarrollo de bacteria patógenos en el producto terminado.																				
<b>Uso</b>	Como mejorador del suelo y de plantas Como cultivo iniciador en el compostaje																				
<b>Dosis</b>	1Lt de agua para 1000 Lt de agua																				
<b>Presentación</b>	Líquida																				
<b>Color</b>	Rojo – café																				
<b>Olor</b>	Acido – dulce																				
<b>pH</b>	Concentrado: Aproximadamente 3.5																				
<b>Ingredientes</b>	Agua, melazas orgánicas (caña de azúcar), sacarina, fructosa orgánica, dextrosa orgánica, hierbas y cultivos microbianos.																				
<b>Culturas</b>	Lactobacillus acidophilus, Bifidobacterium animalis subsp. Lactis, Streptococcus thermophilus, Lactobacillus casei, Lactobacillus lactis subsp. lactis, Lactobacillus lactis subsp. lactis biov. diacetylactis, Leuconostoc pseudomesenteroides, Lactobacillus plantarum, Rhodospseudomonas palustris, Saccharomyces cerevisiae.																				
<b>Hierbas</b>	El contenido total de hierbas es aproximadamente el 0.4% del volumen total del producto terminado. Los porcentajes de hierbas en la mezcla son:  <table border="0" style="width: 100%;"> <tr> <td style="width: 50%;">Angelica archangelica (angélica) 4.5%</td> <td style="width: 50%;">Petroselinum crispum (perejil) 4.5%</td> </tr> <tr> <td>Anethum graveolens (eneldo) 4.5%</td> <td>Pimpinella anisium (anis) 9%</td> </tr> <tr> <td>Anthriscus cerefolium (perifollo) 4.5%</td> <td>Rosmarinus officinalis (romero) 4.5%,</td> </tr> <tr> <td>Foeniculum vulgare (hinojo) 9%,</td> <td>Salvia officinalis (salvia) 4.5%</td> </tr> <tr> <td>Glycyrrhiza glabra (raíz de orozuz) 9%</td> <td>Sambucus nigra (flores de saúco) 4.5%</td> </tr> <tr> <td>Juniperus communis (enebro) 4.5%,</td> <td>Thymus vulgaris (tomillo) 4.5%.</td> </tr> <tr> <td>Matricaria recutita (manzanilla) 4.5%</td> <td>Trigonella foenumgraecum (alholva) 4.5%,</td> </tr> <tr> <td>Mentha piperita (hierbabuena) 4.5%</td> <td>Urtica dioica (ortiga) 4.5%</td> </tr> <tr> <td>Ocimum basilicum (albahaca) 4.5%</td> <td>Zingiber officinale (raíz de jengibre) 4.5%</td> </tr> <tr> <td>Origanum vulgare (orégano) 4.5%,</td> <td></td> </tr> </table>	Angelica archangelica (angélica) 4.5%	Petroselinum crispum (perejil) 4.5%	Anethum graveolens (eneldo) 4.5%	Pimpinella anisium (anis) 9%	Anthriscus cerefolium (perifollo) 4.5%	Rosmarinus officinalis (romero) 4.5%,	Foeniculum vulgare (hinojo) 9%,	Salvia officinalis (salvia) 4.5%	Glycyrrhiza glabra (raíz de orozuz) 9%	Sambucus nigra (flores de saúco) 4.5%	Juniperus communis (enebro) 4.5%,	Thymus vulgaris (tomillo) 4.5%.	Matricaria recutita (manzanilla) 4.5%	Trigonella foenumgraecum (alholva) 4.5%,	Mentha piperita (hierbabuena) 4.5%	Urtica dioica (ortiga) 4.5%	Ocimum basilicum (albahaca) 4.5%	Zingiber officinale (raíz de jengibre) 4.5%	Origanum vulgare (orégano) 4.5%,	
Angelica archangelica (angélica) 4.5%	Petroselinum crispum (perejil) 4.5%																				
Anethum graveolens (eneldo) 4.5%	Pimpinella anisium (anis) 9%																				
Anthriscus cerefolium (perifollo) 4.5%	Rosmarinus officinalis (romero) 4.5%,																				
Foeniculum vulgare (hinojo) 9%,	Salvia officinalis (salvia) 4.5%																				
Glycyrrhiza glabra (raíz de orozuz) 9%	Sambucus nigra (flores de saúco) 4.5%																				
Juniperus communis (enebro) 4.5%,	Thymus vulgaris (tomillo) 4.5%.																				
Matricaria recutita (manzanilla) 4.5%	Trigonella foenumgraecum (alholva) 4.5%,																				
Mentha piperita (hierbabuena) 4.5%	Urtica dioica (ortiga) 4.5%																				
Ocimum basilicum (albahaca) 4.5%	Zingiber officinale (raíz de jengibre) 4.5%																				
Origanum vulgare (orégano) 4.5%,																					
<b>Almacenamiento</b>	Sin abrir: No requiere de cuidados especiales Abierto: En lugar oscuro y fresco																				
<b>Declaración GMO</b>	Este producto no contiene ningún organismo genéticamente modificado																				
<b>Declaración orgánica</b>	Este producto es 100% orgánico. Certificado por el sistema de inspección Danés que concierne los alimentos orgánicos (Council Regulation (EC) 834/2007																				
<b>Almacenamiento</b>	Sin abrir: No hay requerimientos especiales, mantenga alejado de la luz directa del sol Una vez abierto: Oscuro y frío																				
<b>Vida Útil</b>	Sin abrir: 12 meses La Fecha de vencimiento y el número del lote (día, semana y año) se encuentran en la etiqueta de cada botella.																				
<b>Tamaño de Empaque</b>	1, 5 y 20 litros																				
<b>Control de calidad</b>	Laboratorios Steins de Dinamarca.																				
<b>Productor</b>	Biosa Danmark ApS, Sonnerupvej 41, DK 3300 Frederiksværk																				
<b>Comercializadora</b>	BIOSA COLOMBIA S.A www.biosacolombia.com																				



# Anexo F: Valores de DQO en fase experimental

## A. Valores DQOt y DQOs para DMO anaerobio

DMO ANAEROBIO					
Tratamiento	TIEMPO (días)	DOSIS (ml/l)	pH inicial	DQOt	DQOs
D1	12	6	7	130	73
D2	12	1	7	120	66
D3	12	6	5	141	102
D4	4	1	5	98	63
D5	8	3,5	6	105	66
D6	8	3,5	6	160	105
D7	4	6	5	140	126
D8	4	6	7	118	66
D9	12	1	5	125	73
D10	4	1	7	101	66

## B. Valores DQOt y DQOs para BIOSA anaerobio

BIOSA ANAEROBIO					
BLOQUE	TIEMPO (días)	DOSIS (ml/l)	pH inicial	DQOt	DQOs
B1	12	6	7	40	79
B2	12	1	7	96	49
B3	12	6	5	143	94
B4	4	1	5	101	48
B5	8	3,5	6	86	58
B6	8	3,5	6	95	68
B7	4	6	5	83	63
B8	4	6	7	53	87
B9	12	1	5	60	75
B10	4	1	7	82	62

## C. Valores DQOt y DQOs para DMO aerobio

DMO AEROBIO						
BLOQUE	TIEMPO (días)	DOSIS (ml/l)	pH	aireación vvm	DQOt	DQOs
D1	8	3,5	6	3	113	66
D2	12	1	5	4	133	86
D3	4	6	5	4	126	76
D4	12	6	7	4	119	66
D5	12	1	7	2	43	43
D6	12	6	5	2	106	63
D7	4	1	5	2	83	53
D8	4	6	7	2	169	106
D9	8	3,5	6	3	109	69
D10	4	1	7	4	46	66

## D. Valores DQOt y DQOs para BIOSA aerobio

BIOSA AEROBIO						
BLOQUE	TIEMPO (días)	DOSIS (ml/l)	pH	aireación vvm	DQOt	DQOs
B1	8	3,5	6	3	117	59
B2	12	1	5	4	96	48
B3	4	6	5	4	143	96
B4	12	6	7	4	168	102
B5	12	1	7	2	72	52
B6	12	6	5	2	41	112
B7	4	1	5	2	89	--
B8	4	6	7	2	102	46
B9	8	3,5	6	3	130	62
B10	4	1	7	4	110	---