

ALVARO RODRIGO JIMÉNEZ MANCINELLI

EFEECTO DE LOS CAMBIOS DE PRODUCCIÓN DE CELULOSA  
EN LA PLANTA DE TRATAMIENTO DE EFLUENTES

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação do Mestrado Profissional em Tecnologia de Celulose e Papel, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

VIÇOSA  
MINAS GERAIS - BRASIL  
2011

**Ficha catalográfica preparada pela Seção de Catalogação e  
Classificação da Biblioteca Central da UFV**

T

J61e  
2011

Jiménez Mancinelli, Alvaro Rodrigo, 1963-  
Efecto de los cambios de producción de celulosa en la  
planta de tratamiento de efluentes / Alvaro Rodrigo Jiménez  
Mancinelli. – Viçosa, MG, 2011.  
viii, 49f. : il. (algumas col.) ; 29cm.

Orientador: Ann Honor Munteer.  
Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Viçosa.  
Referências bibliográficas: f. 46-49.

1. Indústria de celulose - Eliminação de resíduos.  
2. Biorreatores. 3. Águas residuais - Purificação - Processo de  
lodo ativado. 4. Resíduos industriais. I. Universidade Federal  
de Viçosa. II. Título.

CDO adapt. CDD 634.986119

ALVARO RODRIGO JIMÉNEZ MANCINELLI

EFFECTO DE LOS CAMBIOS DE PRODUCCIÓN DE CELULOSA  
EN LA PLANTA DE TRATAMIENTO DE EFLUENTES

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação do Mestrado Profissional em Tecnologia de Celulose e Papel, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

Aprovada: 22 de julho de 2011.

---

Prof. Cláudio Mudado Silva  
(Coorientador)

---

Teresa Cristina Fonseca da Silva

---

Prof. Ann Honor Munteer  
(Orientadora)

# ÍNDICE

<b>LISTADO DE FIGURAS.....</b>	<b>iv</b>
<b>LISTADO DE TABLAS.....</b>	<b>v</b>
<b>RESUMO.....</b>	<b>vi</b>
<b>ABSTRACT.....</b>	<b>vii</b>
<b>RESUMEN.....</b>	<b>viii</b>
<b>1. INTRODUCCION.....</b>	<b>1</b>
<b>2. OBJETIVOS .....</b>	<b>2</b>
<b>3. REVISIÓN BIBLIOGRAFÍA .....</b>	<b>3</b>
3.1. REVISIÓN HISTÓRICA .....	3
3.2. TRATAMIENTOS BIOLÓGICOS DE LODOS ACTIVADOS .....	3
3.2.1. Ambiente de sistemas de lodos activados .....	5
3.2.2. Crecimiento biológico y oxidación sustrato .....	6
3.2.3. Efecto del nitrógeno en el efluente.....	9
3.2.4. Efecto del fosforo en el efluente.....	10
3.3. PARÁMETROS EN SISTEMAS DE LODOS ACTIVADOS .....	11
3.3.1. Tiempo de retención hidráulico .....	12
3.3.2. Razón de recirculación .....	12
3.3.3. Carga y razón de carga volumétrica.....	13
3.3.4. Carga y razón de carga de lodo (F/M).....	13
3.3.5. Edad del lodo.....	14
3.3.6. Índice volumétrico de lodos (IVL) .....	14
3.3.7. Sólidos suspendidos volátiles (SSV).....	15
3.3.8. Temperatura .....	15
3.3.9. pH.....	16
3.3.10. Manejo de nutrientes .....	16
3.4. MICROORGANISMOS EN SISTEMAS LODOS ACTIVADOS .....	17
3.5. TRATAMIENTO BIOLÓGICO DE PLANTA LICANCEL .....	20
3.5.1. Laguna de derrames .....	21
3.5.2. Neutralización de efluente planta (cámara de neutralización) .....	21
3.5.3. Clarificador efluente planta (clarificador primario).....	22
3.5.4. Enfriamiento de efluente planta.....	22
3.5.5. Reactor biológico de lodos activados.....	22
3.5.6. Clarificación de efluente tratado (clarificador secundario) .....	23
3.5.7. Prensado de lodos.....	23
<b>4. METODOLOGÍA DE ANALISIS.....</b>	<b>25</b>

<b>5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN .....</b>	<b>27</b>
5.1. COMPORTAMIENTO DIFERENTES ETAPAS DEL PROCESO .....	27
5.1.1. Cámara de neutralización.....	27
5.1.2. Clarificador primario.....	29
5.1.3. Bioreactor .....	30
5.1.4. Comportamiento DQO.....	31
5.1.5. Comportamiento nutrientes .....	33
5.1.6. Relación DQO - microorganismos (F/M) .....	34
5.1.7. Distribución de población bacteriana.....	35
5.1.8. Clarificador secundario.....	39
5.1.9. Acondicionamiento en Cambio de Campaña .....	40
<b>6. CONCLUSIONES.....</b>	<b>44</b>
<b>7. RECOMENDACIONES .....</b>	<b>46</b>
<b>8. BIBLIOGRAFÍA.....</b>	<b>47</b>
<b>ANEXO.....</b>	<b>49</b>

## LISTADO DE FIGURAS

FIGURA 1: ESQUEMA DE UN SISTEMA TÍPICO DE LODOS ACTIVADOS.....	3
FIGURA 2:ESQUEMA DE UTILIZACIÓN DE LA ENERGÍA EN SÍNTESIS BIOLÓGICA.....	5
FIGURA 3:METABOLISMOS DE MATERIA ORGÁNICA (MONTROYA).....	7
FIGURA 4: DIAGRAMA SISTEMA DE TRATAMIENTO LODOS ACTIVADOS. ....	11
FIGURA 6: PROTOZOOS EN LICOR BIOREACTOR.....	19
FIGURA 7: METAZOO EN LICOR BIOREACTOR. ....	20
FIGURA 8: DIAGRAMA SISTEMA DE TRATAMIENTO PLANTA LICANCEL. ....	21
FIGURA 9: CAUDAL DE EFLUENTE EN LO PERÍODO DE EVALUACIÓN. ....	26
FIGURA 10: CAUDAL DE EFLUENTE CON PRODUCCIÓN MAYOR 80% MCR.....	26
FIGURA 11: COMPORTAMIENTO DQO EN CÁMARA NEUTRALIZACIÓN .....	28
FIGURA 12: COMPORTAMIENTO DE LA DBO <sub>5</sub> EN CLARIFICADOR PRIMARIO .....	30
FIGURA 13 - REDUCCIÓN DE DQO PARA EL EFLUENTE DE PULPA BKP Y UKP .....	32
FIGURA 14: RELACIÓN DBO <sub>5</sub> - NUTRIENTES.....	34
FIGURA 15: COMPORTAMIENTO DE RELACIÓN F/M. ....	35
FIGURA 16: COMPORTAMIENTO DE REDUCCIÓN DQO CON EDAD LODO. ....	35
FIGURA 17: VORTICELLA ENCAPSULÁNDOSE Y SEPARÁNDOSE (40X).....	36
FIGURA 18: DISTRIBUCIÓN DE POBLACIÓN MICROORGANISMOS (VILASECA).....	37
FIGURA 19: DISTRIBUCIÓN DE TAMAÑO FLOCULO .....	37
FIGURA 20: DISTRIBUCIÓN DE TAMAÑO FLOCULO CON RELACIÓN F/M. ....	38
FIGURA 21: DISTRIBUCIÓN POBLACIÓN DE MICROORGANISMOS.....	39
FIGURA 22: SÓLIDOS SUSPENDIDOS EFLUENTE EN FUNCIÓN IVL Y FM. ....	40
FIGURA 23: PORCENTAJE REDUCCIÓN DQO EN CAMBIOS DE CAMPAÑA (EJE X). ....	41
FIGURA 24: DISTRIBUCIÓN TAMAÑO FLOCULO EN CAMBIOS DE CAMPAÑA.....	43
FIGURA 25: DISTRIBUCIÓN MICROORGANISMOS EN CAMBIOS DE CAMPAÑA. ....	43

## LISTADO DE TABLAS

TABLA 1:RELACIÓN ENTRE EFICIENCIA REMOCIÓN NITRÓGENO Y RAZÓN MATERIA ORGÁNICA NITRÓGENO .....	17
TABLA 2: PERIODOS DE PRODUCCIÓN PARA EL ANÁLISIS.....	25
TABLA 3: RESUMEN DE ANÁLISIS CÁMARA NEUTRALIZACIÓN.....	28
TABLA 4: RESUMEN DE ANÁLISIS CLARIFICADOR PRIMARIO.....	29
TABLA 6: RESUMEN DE ANÁLISIS EFLUENTE (SALIDA CLARIFICADOR SECUNDARIO) .....	31
TABLA 7: DOSIFICACIONES DE NUTRIENTES .....	33
TABLA 8: RESUMEN DE ANÁLISIS BIOREACTOR EN CAMBIOS CAMPAÑA .....	42

## RESUMO

JIMENÉZ MANCINELLI, Alvaro Rodrigo, M. Sc., Universidade Federal de Viçosa, julho de 2011. **Efeitos de trocas de produção numa fábrica de polpa kraft sobre o desempenho do sistema de tratamento de efluentes.** Orientadora: Ann Honor Munteer. Coorientadores: Cláudio Mudado Silva e Adair José Regazzi.

Sistemas de tratamento de efluentes de fábricas de celulose recebem efluentes que variam com aos processos de produção, mas poucos estudos em sido realizados para avaliar o desempenho do biorreator durante diferentes campanhas de produção. Neste trabalho, analisou-se o comportamento do sistema de lodos ativados de uma fábrica de celulose kraft durante trocas de produção entre polpa kraft não-branqueada (UKP) e branqueada (BKP) de pinho *radiata*. Observou-se que predominaram flocos médios a grandes no biorreator com relação alimento/microrganismo (F/M) entre 0,2 e 0,4 para efluente de UKP e entre 0,6 e 0,8 para efluente BKP. Dentre os microrganismos eucariontes, predominaram tecamebas durante o tratamento do efluente UKP devido à menor DQO nesse efluente, mas a falta de fósforo no sistema levou ao aumento de ciliados livre natantes. Após uma parada prolongada, foi necessário sete dias para o biorreator atingir 91% de remoção de DQO durante o tratamento de efluente UKP, e após troca de produção para polpa BKP essa remoção caiu para apenas 71%, indicando a maior facilidade de tratar o efluente UKP. Os menores valores de sólidos suspensos totais nos efluentes UKP e BKP foram encontrados quando o índice volumétrico de lodo variou de 60 a 90 g/ml.

## ABSTRACT

JIMENÉZ MANCINELLI, Alvaro Rodrigo, M. Sc., Universidade Federal de Viçosa, July, 2011. **Effects of pulp mill production shifts on wastewater treatment plant performance.** Adviser: Ann Honor Munteer. Co-Advisers: Cláudio Mudado Silva and Adair José Regazzi.

Pulp mill effluent treatment systems receive effluents that vary with mill production, however few studies have evaluated the effects of such changes on treatment plant performance. The present study was undertaken to evaluate the effect of changing production between unbleached (UKP) and bleached (BKP) radiata pine kraft pulp on an activated sludge plant. It was found that medium and large flocs predominated in the bioreactor with a food/microorganism (F/M) ratio between 0,2 to 0,4 for UKP pulp effluent and 0.6 to 0.8 for BKP pulp effluent. Testate protozoa predominated during treatment of UKP pulp effluent due to its lower COD, but a phosphorous shortage in the reactor lead to an increase in free-swimming ciliates. After a prolonged shutdown the bioreactor took seven days to achieve close to 91% COD removal during UKP pulp effluent treatment, which after switching to BKP pulp production dropped to 71% COD removal, indicating greater ease in treating UKP effluent than BKP effluent. The lowest values of total solids in UKP and BKP pulp effluents were found when the sludge volume index (SVI) was between 60 and 90 g/ml.

## RESUMEN

JIMENÉZ MANCINELLI, Alvaro Rodrigo, M. Sc., Universidade Federal de Viçosa, Julio, 2011. **Efecto de los cambios de producción de celulosa en la planta de tratamiento de efluentes.** Orientadora: Ann Honor Mounteer. Consejeros: Cláudio Mudado Silva y Adair José Regazzi.

Los sistemas de tratamiento de efluentes de celulosa reciben efluentes que solo tienen las variaciones propias de los procesos de celulosa, sin embargo pocas veces se puede evaluar el desempeño de un bioreactor ante cambios del tipo de producto de la planta de celulosa. En este trabajo se analiza el comportamiento de la planta de efluentes cuando la planta de celulosa cambia su producción entre pulpa no blanqueada (UKP) y blanqueada (BKP) de Pino Radiata en un proceso kraft, encontrándose que el bioreactor predominan los floculos medianos y grandes con relación F/M entre 0,2 a 0,4 para efluente de pulpa UKP y 0,6 a 0,8 para efluente de pulpa BKP, pero efluente de pulpa UKP el tipo de microorganismos predominantes son tecamebas debido al menor DQO. Sin embargo ante un déficit de fosforo en el sistema, en la población de microorganismos aumentan los ciliados libres. Después de una detención prolongada, se ha determinado que el bioreactor requiere siete días para alcanzar niveles de remoción de DQO cercanos al 91% al producir pulpa UKP y al cambiar a producción de pulpa BKP, esta decae valores entorno del 71%, lo cual indica que es más fácil tratar efluente de pulpa UKP. Además los menores valores de sólidos totales en el efluente de pulpa UKP y BKP se alcanzan cuando el índice volumétrico de lodo (IVL), está entre 60 y 90 g/ml.

## 1. INTRODUCCION

Celulosa Arauco y Constitución S.A. – Planta Licancel a mediados del año 2007 cambio su tecnología de tratamiento de efluentes secundario desde laguna aireada a proceso de lodos activados (modificado MBP-Lodos activados, que es una configuración reactor de mezcla completa y Lodos activados), siendo este último es más eficiente y requiriendo menos superficie para su instalación.

Además del cambio tecnológico en su sistema de tratamiento de efluentes, Planta Licancel ha cambiado la producción de desde campañas de pulpa blanquea de *Eucalyptus globulus* (EKP) y *Pinus radiata* (BKP), a campañas pulpa blanqueada y pulpa no blanqueada de *Pinus radiata* (UKP), siendo este último producto el que ha tenido campañas productivas más largas en el proceso operativo de la planta.

Las plantas de tratamiento de efluentes de lodos activados son una de las nuevas tecnologías utilizadas en Chile para el tratamiento de los efluentes de las fábricas de celulosa (13), sin embargo como todos los procesos en que está involucrado los sistemas biológicos son sensibles a los cambios que se producen en la planta de celulosa, se hace necesario conocer el efecto de los cambios de proceso.

## **2. OBJETIVOS**

Dado que Planta Licancel está continuamente cambiando el tipo de producto, y por ende ocurren cambios en la calidad y características químicas del efluente industrial, el presente trabajo pretende analizar el comportamiento del bioreactor con los cambios de producción en la planta de celulosa cuando esta pasa desde una producción de pulpa blanqueada (BKP) a una producción de pulpa no blanqueada (UKP) y viceversa. Considerando los cambios en las características del efluente provenientes de la planta de celulosa, comportamiento de las diferentes etapas del sistema de tratamiento, su efecto sobre la población de microorganismos en el sistema de tratamiento y como se adaptan antes los cambios de tipo de producción.

### 3. REVISIÓN BIBLIOGRAFÍA

#### 3.1. Revisión Histórica

El proceso de lodos activados fue desarrollado en Manchester, Inglaterra por Arden y Lockett en 1914. En 1920 varias instalaciones iniciaron su operación en Estados Unidos de América, sin embargo el proceso no se masificó hasta los 40. Los primeros investigadores notaron que la cantidad de materia biodegradable alimentada a los sistemas afectaba la velocidad metabolizar de los microorganismos. Inicialmente los métodos de diseño fueron netamente empíricos, y el tiempo de retención fue uno de los primeros parámetros considerados en el diseño.

Algunos criterios de diseños se desarrollaron en función de la biomasa (materia orgánica), alimentada diariamente por unidad de masa microorganismos sólidos presentes en lagunas de aireación. Solo después de los años 40 se desarrollaron ecuaciones en base a conceptos de cinética de crecimiento microbiológico y balances de masa. Según Jeppsson (1996), diferentes aproximaciones para el diseño fueron desarrollados por Eckenfelder, McKinney, Lawrence y McCarty y Ramanathan y Gaudy, con similares resultados.

#### 3.2. Tratamientos Biológicos de Lodos Activados

Este sistema desarrollado en Inglaterra a principios del siglo XX y fue llamado así porque suponía la producción de una biomasa activada de microorganismos capaz de estabilizar un residuo por vía aerobia. En la Figura 1 se muestra el esquema de un sistema típico de lodos activados.

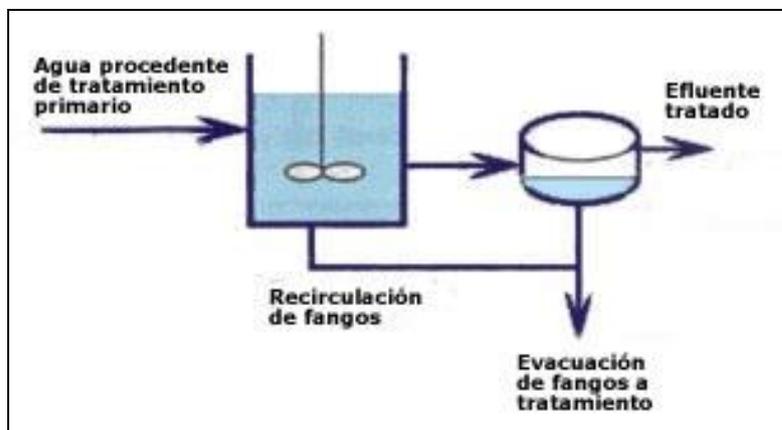


Figura 1: Esquema de un sistema típico de lodos activados.

Consiste en provocar el desarrollo de un cultivo bacteriano disperso forme floculos (lodos activados) en un cámara agitada y aireado (cámara de aireación) y alimentado con afluente crudo de alta carga de materia orgánica a depurar.

Por medio de la agitación se evita la sedimentación de los lodos y se homogeniza el contenido, creándose el llamado licor de mezcla, el cual es una mixtura de los floculos bacterianos con el efluente a tratar.

Por medio de la aireación se suministra oxígeno al sistema, el cual puede realizarse partiendo del oxígeno del aire, de un gas enriquecido en oxígeno, o incluso con oxígeno puro.

Después de un tiempo de contacto suficiente el efluente tratado se envía a un clarificador, llamado también decantador secundario, donde se separa el agua depurada o tratada biológicamente de los lodos.

Una parte de los lodos se recircula a la cámara de aireación, de manera que se mantenga una concentración determinada de microorganismos en el reactor. El resto se extrae (purga) y se evacua al sistema de tratamiento de lodos.

En esencia la tecnología de lodos activados se diferencia de otros sistemas de tratamiento secundario en la recirculación de lodos y en el manejo de estos como parte de la operación

Durante el tratamiento con lodos activados, los efluentes que contienen la materia orgánica en suspensión o solución (soluble), se ponen en contacto con una población de microorganismos, estos utilizan dicha materia para transformarla en la energía necesaria para sus procesos biológicos y asegurar la conservación de estos con la generación de nuevos microorganismos, por lo tanto la materia orgánica utilizada por las bacterias y microorganismos asociados al lodo activado es transformada en nuevas células, energía y elementos de desecho ( $\text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O}$ ). La realización de este fenómeno tiene dos caminos posibles, dependiendo que el ambiente acuático permita la utilización del oxígeno molecular, o el oxígeno químicamente enlazado a compuestos químicos para que sirvan como receptores finales de electrones. En ambos casos, la materia orgánica, medida como DBO o DQO, es removida por los microorganismos mediante varios mecanismos. Aquella presente a la forma de pequeñas partículas en suspensión, se remueve por adsorción al floculo biológico, el cual se utiliza lentamente para transformarlos en energía. La otra fracción, presente a la forma de soluble, es adsorbida por los

microorganismos, los cuales la pueden almacenar en su interior para su posterior utilización, tal como se esquematiza en la Figura 2.

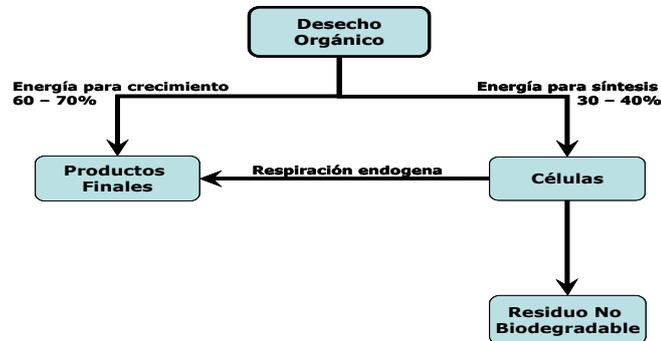


Figura 2: Esquema de utilización de la energía en síntesis biológica (Montoya).

Los microorganismos pueden clasificarse por su origen en la obtención de energía. Son denominados heterótrofos, aquellos que obtienen su energía desde compuestos orgánicos carbonosos; autótrofos son aquellos organismos que adquieren material desde el ambiente y energía desde reacciones químicas en procesos que generan material orgánico; son autótrofo quimiosintético aquellos que obtienen la energía desde la oxidación los compuestos inorgánicos; mientras que son autótrofos fotosintéticos, aquellos que utilizan la solar para sus procesos vivientes y la síntesis de masa celular. Los procesos de remoción de la materia orgánica por parte de los microorganismos se denominan procesos de oxidación biológica (Montoya, 12).

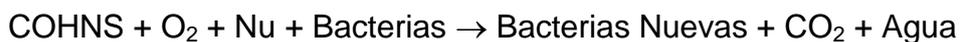
### 3.2.1. Ambiente de sistemas de lodos activados

Los procesos de lodos activados son una suspensión de floculos en suspensión compuestos por bacterias, protozoos y metazoos en el efluente tratado. Estos organismos están compuestos por más de un 95% por materia orgánica, mientras que la suspensión de microorganismos en el proceso de lodos activados está formada entre un 70% a 90% por materia orgánica y entre un 10% a 30% por fracción inorgánica, debido a la parte inerte del efluente que ingresa al sistema de tratamiento. La fracción inorgánica generalmente contiene potasio, magnesio, sodio, azufre, calcio, hierro y otras trazas de elementos. Las características del efluente,

condiciones ambientales, diseño del proceso y condiciones de operación definen los microorganismos predominantes que se desarrollaran. En el sistema de tratamiento de efluentes, la eficiencia de la planta de tratamiento dependerá del desarrollo y calidad de la población de microorganismos que se establezcan en la masa biomasa. Las características de calidad en forma y tamaño de los floculos para que sean removidos por gravedad desde el efluente tratado en el clarificador secundario.

### 3.2.2. *Crecimiento biológico y oxidación sustrato*

El proceso que describe la estabilización de la materia orgánica biodegradable en un proceso aeróbico de lodos suspendidos se puede expresa por la siguiente ecuación (14):



Donde:

COHNS: Representa la materia orgánica

Nu: Representa los nutrientes en el sistema

Según Guillermo Valencia (Montoya, sin fecha) y WEF, esta ecuación implica una serie de fenómenos biológicos que se pueden separar en los tres procesos bioquímicos oxidación materia orgánica, síntesis de nuevos microorganismos e autooxidación de la masa celular (muerte de microorganismos).

La oxidación libera pequeña cantidad de energía para la conversión de la materia orgánica en dióxido de carbono y agua:



La síntesis es la conversión de la materia orgánica en nuevos microorganismos, utilizando la energía liberada en la oxidación (Figura 3).



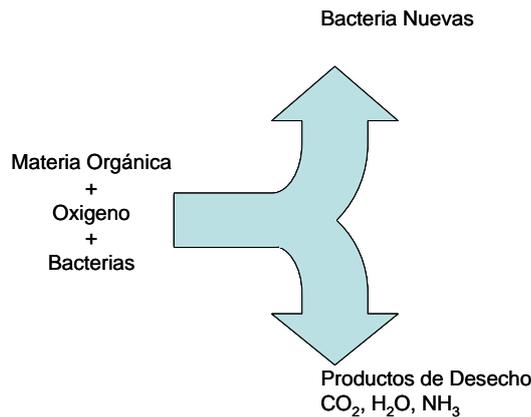
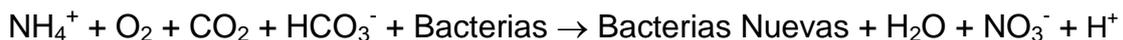


Figura 3: Metabolismos de materia orgánica (Montoya).

La autoxidación es la conversión de una porción de microorganismos en dióxido de carbono, agua y nutrientes, debido a presencia de Oxígeno y la energía liberada por los otros procesos:



Los compuestos que contengan nitrógeno y azufre serán oxidados a nitratos y sulfatos por los microorganismos, si se tiene el tiempo suficiente de reacción para que se realice la oxidación de estos. Una ecuación que representa la oxidación del amonio a nitrato (nitrificación) por organismos autótrofos es:



Cuando las condiciones del sistema de lodos activados está en condiciones favorables para el desarrollo de los microorganismos (disponibilidad de sustrato: materia orgánica, nitrógeno y oxígeno), la velocidad de las reacciones indicadas anteriormente producen el crecimiento de la población de microorganismos sea exponencial en función del tiempo y la concentración inicial de microorganismos, tal como se indica en la siguiente ecuación (Gutiérrez y Olmo, 2007):

$$X_t = X_0 e^{\mu t} \quad \text{o} \quad dX/dt = \mu X$$

Donde:

- $X_t$ : Población de Microorganismo en un tiempo  $t$
- $X_0$ : Población Inicial de Microorganismos ( $t= 0$ )
- $t$ : Tiempo de generación de microorganismos
- $\mu$ : Velocidad específica de crecimiento

Para bajas concentraciones de sustrato, la velocidad de específica de crecimiento se hace dependiente de la concentración de sustrato limitante, la velocidad máxima de crecimiento y una constante de saturación que representa la máxima población de microorganismos, la cual fue representada por la ecuación de Jacques Monod:

$$\mu = \mu_{\max} \frac{S}{K_S + S}$$

Donde:

- $S$ : Concentración de sustrato limitante, (ppm)
- $K_S$ : Constante de saturación, (ppm)
- $\mu_{\max}$ : Velocidad específica de crecimiento máximo, (1/h)

Combinando la ecuación de Monod con la velocidad de multiplicación de microorganismos, se puede llegar a que la variación de crecimiento de estos en el tiempo es:

$$\frac{dX}{dt} = \mu_{\max} \frac{S}{K_S + S} X$$

por lo que cuando la concentración de sustratos es tan alta, sus variaciones no afectan la velocidad de crecimiento, se puede definir que la velocidad de crecimiento en el tiempo depende solo de la velocidad específica máxima. Pero cuando se trata de poblaciones de múltiples microorganismos como los sistemas de tratamientos de lodos activados, esta velocidad específica de crecimiento ( $\mu_{\max}$ ) y constante de saturación ( $K_S$ ), representan valores promedios de estos y de sus proporciones en el sistema.

Este comportamiento es válido dado que en poblaciones de microorganismos existe una competencia por el crecimiento, en función de capacidad que tiene cada familia de microorganismos en degradar la materia orgánica (sustrato), lo cual es

beneficioso, ya que posibilita en función de las condiciones del sistema se pueda favorecer la proliferación de microorganismos deseables en vez de indeseables (1, 2,3).

### *3.2.3. Efecto del nitrógeno en el efluente*

En el efluente el nitrógeno puede estar a la forma de nitrógeno orgánico, amonio, nitrito y nitrato, donde el análisis de nitrógeno total cuantifica las cuatro formas.

Según Grady et al. (1999), la nitrificación es la conversión del nitrógeno orgánico soluble o amonio en nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ), producido cuando las bacterias consumen la materia orgánica biodegradable que contiene nitrógeno, en cambio la desnitrificación se produce cuando las bacterias convierten el nitrato a nitrógeno gas. Es útil relacionar la concentración de nitrógeno presente en el tratamiento de efluente con la concentración de DBO o DQO, debido a que en la fase de crecimiento bacteriano el nitrógeno es requerido para la síntesis celular (Montoya, sin fecha; Grady et al., 1999).

Pero si el efluente contiene un exceso de nitrógeno amoniacal, se produce una oxidación de este a nitrato, un exceso de nitrato en la planta de efluente genera una fuente adicional de oxígeno al generarse el proceso de desnitrificación (conversión de nitrato a nitrógeno). Este proceso ocurre cuando el lodo biológico se expone a bajas concentraciones de oxígeno disuelto, lo cual presiona a una selección de bacterias que usan el oxígeno del nitrato. La eliminación del nitrógeno como gas molecular ( $\text{N}_2$ ), ocasionando que los sólidos floculentos floten en el clarificador (Montoya, sin fecha).

Dado que el proceso de nitrificación las bacterias consumen la materia orgánica que contiene nitrógeno, este se produce en paralelo con la oxidación de la materia orgánica (Montoya, sin fecha; Grady et al., 1999). En los sistemas de lodos activados los factores influyentes en la nitrificación son: concentración de nitrógeno amoniacal y nitrito, relación de DBO/NKT, concentración de oxígeno disuelto, temperatura, pH y edad del lodo (mayor a 7 días).

Según Gutiérrez y Olmo (2007), se ha demostrado que existe una relación directa entre la capacidad de nitrificación de un proceso y la relación DBO/NKT, siendo mayor que 3 para procesos de lodos activados. Cuando se incrementa el tiempo de retención de biomasa (edad del lodo), con el objeto de incrementar la concentración de sólidos suspendidos volátiles (SSV), para mejorar la remoción de DBO, se puede llegar a condiciones en que la velocidad de bacterias nitrificantes es mayor, pero valores muy bajos de edad de lodo se lleva al sistema a condiciones pérdida de masa celular.

En cambio la temperatura solo tiene influencia proporcional sobre la velocidad de reacción, siendo su óptimo entorno de los 35 °C para bacterias *Nitrosomas* y entre 35 a 42°C para *Nitrobacter*.

No se ha reportado la concentración de oxígeno disuelto necesaria para la nitrificación en función del tiempo de retención y de la resistencia de difusión en el reactor, sin embargo a bajos niveles de concentración de oxígeno se requiere mayor tiempo de retención para la nitrificación.

En cuanto al pH, se ha encontrado que la alcalinidad disminuye notablemente la velocidad de nitrificación, cuando este se aleja del punto de pH neutro para el medio, manteniéndose los mejores rendimientos cuando el sistema de tratamiento se opera entre valores de 6,5 a 8,0.

Según Grady et al. (1999) y Gutiérrez y Olmo (2007), el proceso de nitrificación se puede representar por una ecuación de primer orden, sin embargo al hacer un balance de bacterias nitrificantes en el reactor se puede concluir que la concentración de nitrógeno amoniacal es función de la edad del lodo e independiente de la concentración de amonio en el efluente.

#### 3.2.4. Efecto del fósforo en el efluente

El fósforo se presenta en el efluente a la forma de ortofosfato, polifosfato y fósforo orgánico, donde el fósforo total es la cuantificación de los tres tipos de fósforo.

Las bacterias en el sistema de tratamiento utilizan el ortofosfato ( $\text{PO}_4^{-3}$ ) para la oxidación de la materia orgánica. Sin embargo el polifosfato puede ser hidrolizado

a ortofosfato, pero esto toma cierto tiempo. En cambio el fosforo orgánico es convertido en ortofosfato en un periodo de tiempo mucho más prolongado. Si el ortofosfato no está presente cuando las bacterias entran en contacto con la materia orgánica, ellas podrían operar en deficiencia de fosforo (Marshall, 2008).

### 3.3. Parámetros en Sistemas de Lodos Activados

Antes de comenzar a analizar la operación de un sistema de tratamientos de efluentes con lodos activados, se deben manejar una serie de parámetros que deben quedar claros para comprender los balances y las expresiones matemáticas que modelan el sistema de tratamiento, además de poder interpretar los cambios en el desempeño de la planta de tratamiento. Para definir estos parámetros se considera el esquema de un proceso simplificado de tratamientos de lodos activados en la Figura 4, desde la alimentación al reactor biológico.

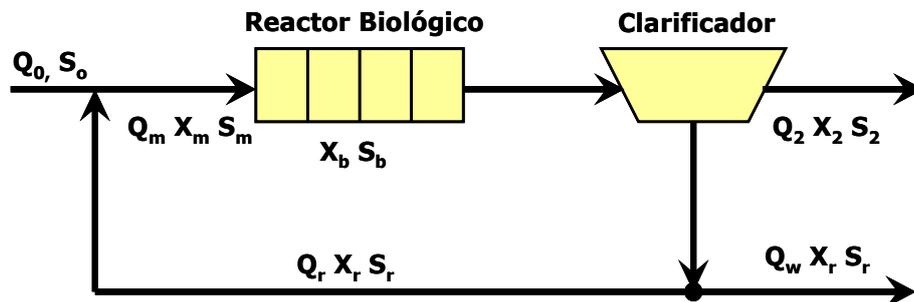


Figura 4: Diagrama sistema de tratamiento lodos activados.

- $Q_0$  : Caudal Efluente a Planta de Tratamiento (afluente).
- $S_0$  : Concentración de DBO o DQO en afluente.
- $Q_m$  : Caudal de Efluente al Bioreactor.
- $S_m$  : Concentración de DBO o DQO al Bioreactor.
- $X_m$  : Concentración de Lodos al Bioreactor.
- $S_b$  : Concentración de DBO o DQO en Bioreactor.
- $X_b$  : Concentración de Lodos en Bioreactor.
- $Q_r$  : Caudal de recirculación al Bioreactor.
- $S_r$  : Concentración de DBO o DQO de recirculación al Bioreactor.
- $X_r$  : Concentración de Lodos de recirculación al Bioreactor.
- $Q_w$  : Caudal de descarte del Bioreactor.

$S_w$	: Concentración de DBO o DQO de descarte del Bioreactor.
$X_w$	: Concentración de Lodos de descarte del Bioreactor.
$Q_2$	: Caudal de efluente del Bioreactor.
$S_2$	: Concentración de DBO o DQO en efluente.
$X_2$	: Concentración de Lodos en efluente.

### 3.3.1. *Tiempo de retención hidráulico*

El Tiempo de Retención ( $\theta$ ), se define como el tiempo en que el afluente a la planta de tratamiento permanece en el biorreactor, para lo cual se divide el volumen del biorreactor por el caudal neto que ingresa a este.

$$\theta = \frac{V}{Q_0 + Q_r} \quad (\text{h ó d})$$

Según Gutiérrez y Olmo (2007) y Grady et al. (1999), el tiempo de retención hidráulico es una de los factores predominantes en la eficiencia del tratamiento de efluentes, pero cuando este tiende a infinito la eficiencia de remoción tiende a estabilizarse debido a la carencia de nutrientes para los microorganismos.

### 3.3.2. *Razón de recirculación*

La razón de recirculación (R), se define como la fracción del caudal de salida del bioreactor que es recirculada hacia la alimentación.

$$R = \frac{Q_r}{Q_0}$$

Esta razón también se puede utilizar para determina el tiempo de retención hidráulico cuando no se tiene mediciones de flujo.

$$\theta = \frac{V}{Q_0 * (1 + R)} \quad (\text{h ó d})$$

### 3.3.3. Carga y razón de carga volumétrica

Representa a la masa de sustrato (DBO o DQO), que se aplica por unidad de volumen del bioreactor, en la unidad de tiempo.

$$B_v = \frac{(Q_0 + Q_r) * (S_0 + S_r)}{V} = \frac{Q_m * S_m}{V} \quad (\text{kg}_{\text{sustrato}} \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1})$$

Si no hay recirculación en el biorreactor la carga volumétrica se determina en función de la masa de sustrato del afluente a la planta de tratamiento de efluentes.

La razón de carga volumétrica se utiliza para determinar la velocidad de degradación de sustrato (DBO o DQO) por unidad de volumen del estanque de aireación.

$$\Delta B_v = \frac{Q_0 * (S_0 - S_2)}{V} = \frac{(S_0 - S_2)}{\theta} \quad (\text{kg}_{\text{sustrato}} \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1})$$

### 3.3.4. Carga y razón de carga de lodo (F/M)

La carga de flujo másico de sustrato (DBO o DQO), que se aplica al biorreactor por unidad de sólido orgánico en el lodo se conoce como relación F/M (food/microorganism).

$$B_x = \frac{Q_m * S_m}{V * X_b} = \frac{B_v}{X_b} \quad (\text{kg}_{\text{sustrato}} \text{ kg}_{\text{Lodo}}^{-1} \text{ d}^{-1})$$

La velocidad de degradación de sustrato por unidad de sólidos orgánicos presentes en el sistema de tratamiento de efluentes se determina por:

$$\Delta B_x = \frac{Q_0 * (S_0 - S_2)}{V * X_b} = \frac{\Delta B_v}{X_b} \quad (\text{kg}_{\text{sustrato}} \text{ kg}_{\text{Lodo}}^{-1} \text{ d}^{-1})$$

Según Menéndez (Gutiérrez y Olmo, 2007) la concentración de microorganismos en el sistema de tratamientos de lodos activados tiene un efecto

lineal en la remoción de DQO en el sistema de tratamientos de efluentes. El cual llegando a límites altos no tiene un efecto sobre la eficiencia de remoción, ya que no habría suficientes nutrientes para el desarrollo de microorganismos.

### 3.3.5. Edad del lodo

El tiempo en que los microorganismos permanecen en el reactor biológico es uno de los parámetros más importantes utilizados para el control del proceso de lodos activados. Este se calcula en función del lodo presente en el biorreactor y la cantidad de lodo que se extrae del sistema de tratamiento de efluente, sin considerar la cantidad de lodo que es arrastrado junto con el efluente y el presente en las tuberías del proceso por ser insignificante en comparación con toda la masa de lodo del sistema de tratamiento.

$$\theta_x = \frac{V * X_b}{Q_w * X_w} \quad (\text{d}^{-1})$$

En la medida que la edad del lodo se incrementa, se produce un envejecimiento de la biomasa, disminuyendo la cantidad de microorganismos nuevos, que son los más activos para la degradación de la materia orgánica.

### 3.3.6. Índice volumétrico de lodos (IVL)

El abultamiento de los lodos trae como consecuencia malas propiedades de sedimentación. Desde un punto de vista eminentemente práctico, las características de sedimentación y espesamiento de los lodos activados se expresan en términos del índice volumétrico del lodo (IVL). En la medida que el valor del IVL sea mayor, las características de sedimentabilidad de los lodos serán menores (Montoya, sin fecha). De acuerdo con el índice volumétrico del lodo estos pueden clasificarse en:

Lodos normales	IVL < 100 ml/g
Lodos ligeros	IVL = (100 a 200) ml/g

Lodos abultados IVL > 200 ml/g

### 3.3.7. Sólidos suspendidos volátiles (SSV)

El contenido de sólidos suspendidos volátiles en el bioreactor es un parámetro que se relaciona con la velocidad de remoción de DQO (Gutiérrez y Olmo, 2007), ya que estos representan la cantidad de microorganismos presentes en la suspensión del sistema de tratamiento que pueden degradar la materia orgánica. Es así como estos se evalúan en el interior del bioreactor, para lo cual se habla de sólidos suspendidos volátiles en el licor de mezcla (SSVLM), en la corriente de recirculación (SSV) y en el lodo de descarte para evaluar la pérdida de microorganismos (SSV).

### 3.3.8. Temperatura

Según Montoya (sin fecha), Gutiérrez e Olmo (2007) y Grady et al. (1999) la temperatura juega un papel importante en la velocidad de degradación del sustrato eficiencia de remoción. Esta puede afectar el tratamiento mediante dos factores: variación de la velocidad de reacción de los microorganismos y afectando la velocidad de difusión del sustrato hacia los microorganismos (Grady et al., 1999). Sin embargo el efecto de la temperatura sobre la eficiencia de remoción depende en cierta medida del tiempo de retención y la concentración de los sólidos suspendidos volátiles en el biorreactor (Gutiérrez y Olmo, 2007), ya que hay evidencia que indican que a medida que se aumentan estos parámetros, la temperatura tiene menos efecto sobre la degradación de materia orgánica.

El efecto temperatura en el tratamiento biológico se puede expresar por la ecuación de Arrhenius ( $K = A \cdot \exp(-E/RT)$ ), pero si se considera que los rangos de operación de los sistemas de tratamientos no son muy amplios, la ecuación se puede simplificar a:

$$K_1 = K_2 * e^{c*(T_1 - T_2)}$$

Donde  $K_i$  es la velocidad de reacción a la temperatura  $i$ ,  $T_i$  son las temperaturas del bioreactor donde se tiene la velocidad de reacción  $K_i$  y  $c$  es constante que depende del tipo de microorganismos y su concentración.

### 3.3.9. pH

Según Montoya (sin fecha), la influencia del pH está asociado a las reacciones enzimáticas que ocurren en el protoplasma de la célula. Debido a que cada enzima tiene un rango de pH óptimo para su velocidad de reacción. Debido a que en los sistemas de tratamientos las poblaciones de microorganismos son heterogéneas, hay una serie de reacciones enzimáticas que requieren un rango estrecho de operación para su óptimo desarrollo. Es así como el rango de operación normal de estos procesos está entre 6 y 8 en el sistema de tratamiento, el cual se tampona generalmente a valores de pH a 8 debido a la generación de  $\text{CO}_2$  producido para oxidación de la materia orgánica. La cantidad de materia orgánica que se oxide durante el tratamiento, influye directamente sobre volumen de generación de  $\text{CO}_2$ , para lo cual se puede considerar que se producen 0,9 kg  $\text{CO}_2$ /kg DQO removida y que un 70% de  $\text{CO}_2$  producido puede reaccionar con la alcalinidad cáustica, por lo que se puede neutralizar un 65% de la alcalinidad por cada kg de DQO removido (Montoya, sin fecha).

### 3.3.10. Manejo de nutrientes

Las bacterias utilizan nitrógeno (amonio) y fósforo (ortofosfato) para metabolizar la materia orgánica en células nuevas, dióxido de carbono y agua. Para hacer esto, ellas utilizan el fósforo y el nitrógeno para generar enzimas, las cuales son la clave para degradar la materia orgánica en carbono molecular. Dado existe una variedad de materia orgánica en el efluente, se tiene diferentes tipos de bacterias en el tratamiento que degradan cada uno de las diferentes formas de materia orgánica.

Cuando se tiene deficiencia de nitrógeno y fósforo en el sistema de tratamiento, se producen de problemas de espuma, decantación y drenado del lodo,

sin embargo es deseable tener un déficit de nitrógeno y fósforo al final de la zona de aireación, de tal forma que se promueva una pequeña cantidad de bacterias filamentosas que ayudan a la formación del floculo.

Sin embargo si el sistema opera en condiciones deficientes de nutrientes, las bacterias no tendrán la capacidad de romper las partículas complejas en moléculas simples, permitiendo que el efluente mantenga su toxicidad para el medioambiente acuático. Como consecuencia de esto es necesario mantener una relación entre el  $DBO_5:N:P$  en el sistema de lodos activados, la cual comúnmente esta en relación 100:5:1. Esta relación es una regla que tiene que ser adecuada a las características del efluente que será tratado en la planta de tratamiento (Marshall, 2010).

Es así como Grady et al. (1999) ha determinado como guía para evaluar cómo sería la eficiencia de remoción de nitrógeno en mala, moderada, buena o excelente las siguientes relaciones en la corriente que ingresa a la planta de tratamiento (Tabla 1).

Tabla 1: Relación entre eficiencia remoción nitrógeno y razón materia orgánica nitrógeno

Eficiencia	Remoción	DQO/NTK	$DBO_5/NH_2 - N$	$DBO_5/NTK$
Nitrógeno				
Mala		<5	<4	<2,5
Moderada		5- 7	4 – 6	2,5 – 3,5
Buena		7 – 9	6 – 8	3,5 – 5,0
Excelente		>9	>8	>5

### 3.4. Microorganismos en Sistemas Lodos Activados

Los sistemas de lodos activados son un ecosistema en que conviven una variedad de microorganismos, constituyen una población biológica que varía según las condiciones del efluente que se está tratando en la planta de tratamiento. Según Vilaseca (2001), la depuración biológica la llevan a cabo con diferentes variedades de microorganismos, las que reflejan el funcionamiento de la planta de tratamiento, y que en su mayor parte bacterias, que utilizan la carga orgánica del efluente para formar biomasa celular y reproducirse. Los principales microorganismos que se

encuentran en los sistemas de tratamientos biológicos son: bacterias, protozoos, metazoos e algas.

En general las bacterias constituyen la mayor población y más importante de los sistemas de tratamiento, donde sus distintas actividades bioquímicas les permiten metabolizar la mayor parte de los compuestos orgánicos del efluente. Son organismos heterótrofos con un tamaño entre 0.5 a 5  $\mu\text{m}$ , que se caracterizan por ser descomponedores de la materia orgánica. Además de tener la capacidad de formar floculos que tienen una mejora sedimentación, generando así un efluente más transparente y mejor calidad (Figura 5).

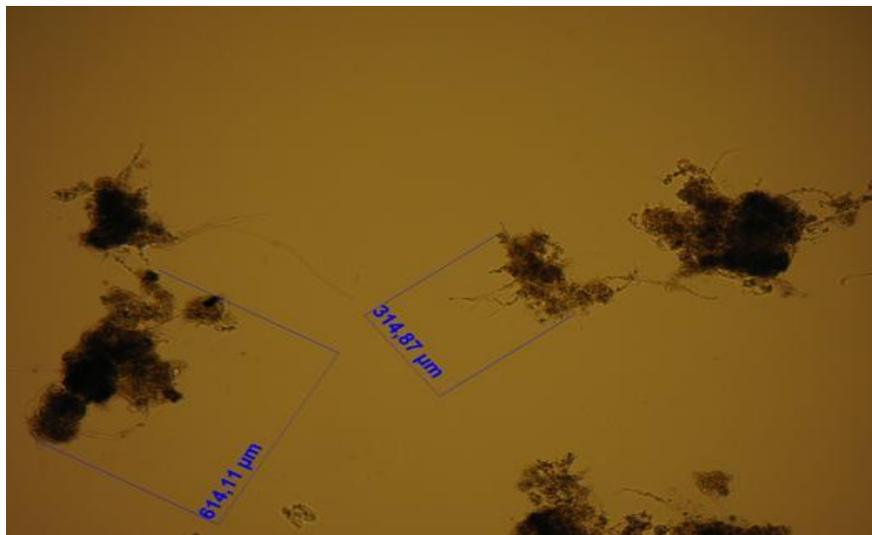


Figura 5: Floculos en licor bioreactor.

Los protozoos (Figura 6), son organismos unicelulares y más abundantes en el sistema de lodos activados (hasta 5000 individuos/ml), que pueden metabolizar tanto la materia orgánica soluble como insoluble, reduciendo la concentración de bacterias debido a que consumen las bacterias libres no floculadoras y la materia orgánica particulada, propiciando así un efluente más claro y de mejor calidad. Además son un buen indicador de la toxicidad del efluente, ya que son sensibles a los tóxicos y a los cambios de oxígeno. Los grupos básicos que pueden observarse en el sistema de tratamiento son: flagelados (pueden indicar niveles altos de DQO), amebas (crecen bien sobre materia orgánica particulada y toleran bajo contenido de oxígeno disuelto), ciliados nadadores libres (indican un buen proceso de lodos activados) y ciliados pedunculados (están ligados al floculo en forma individual o

formando colonias, alimentándose de las bacterias libres), en general forman colonias cuando el tiempo de retención es alto.

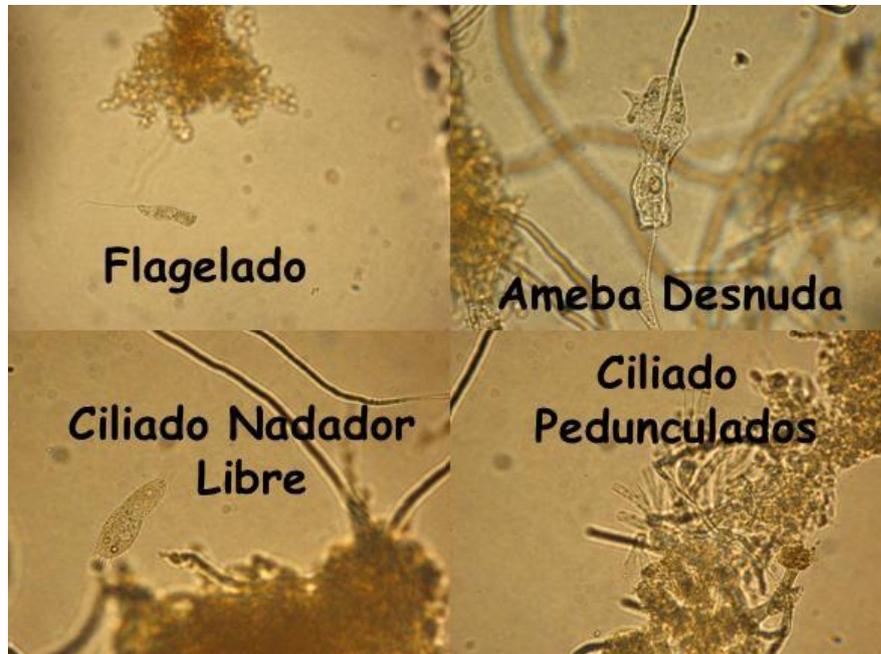


Figura 6: Protozoos en licor bioreactor.

Los metazoos (Figura 7), se presentan en menor cantidad que los protozoos en los sistemas de lodos activados, siendo organismos pluricelulares con estructura más compleja (Vilaseca, 2001). Podemos encontrar familiar del tipo rotíferos (abundantes en sistemas estables con buena aireación), lo cuales metabolizan partículas sólidas y se alimentan de los protozoos y bacterias, contribuyendo a la clarificación del efluente. Además se encuentran los del tipo nematodos, que son predadores de bacterias dispersas y protozoos, pero son capaces de alimentarse de la materia orgánica disuelta e incluso de los floculos, encontrándose en plantas de tiempos de retención medio alto.



Figura 7: Metazoo en licor bioreactor.

### 3.5. Tratamiento Biológico de Planta Licancel

Planta Licancel de Celulosa Arauco y Constitución S.A., comenzó a producir pulpa blanqueada de pino el año 1994 con un proceso de pulpaje kraft, y un sistema de tratamiento de efluentes con laguna aireada. En el año 2007 cambió el sistema de tratamiento de efluentes a la tecnología de MBP - lodos activados con el objeto de mantener las mejores tecnologías ambientales de tratamiento de riles y estandarizarse con el resto de sus instalaciones industriales, utilizadas para tratar sus efluentes de los dos tipos de productos que elabora actualmente (pulpa blanca o pulpa no blanqueada de *Pinus radiata*).

El sistema de tratamiento esquematizado en la Figura 8, está constituido por las siguientes operaciones unitarias.

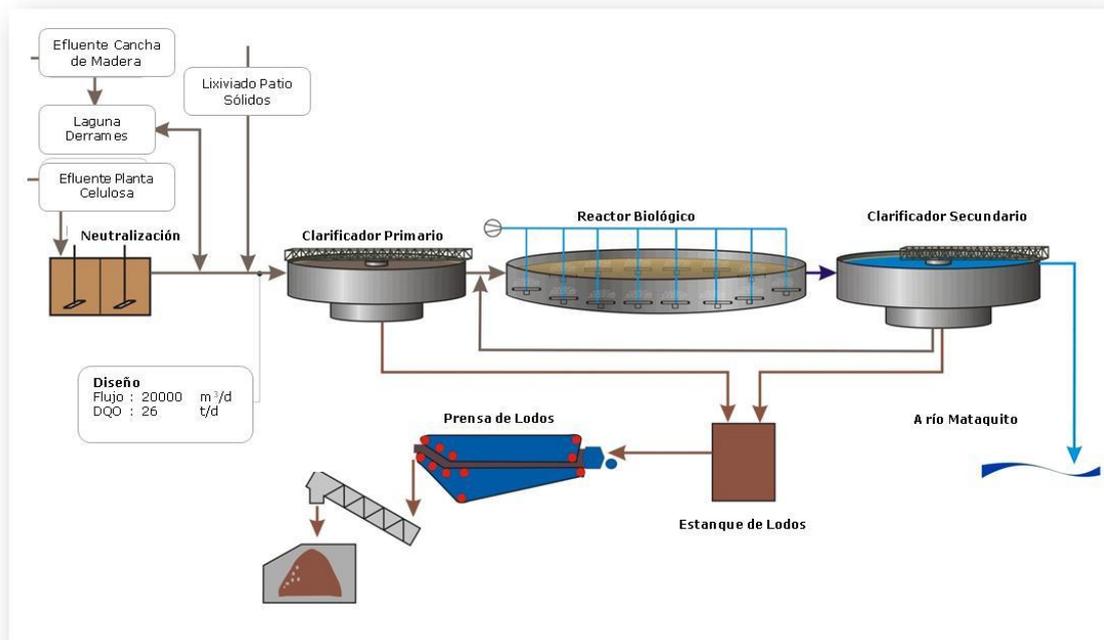


Figura 8: Diagrama sistema de tratamiento Planta Licancel.

### 3.5.1. Laguna de derrames

Con una capacidad de 28800 m<sup>3</sup>, cumple la función de recibir el efluente de planta cuando este no cumple las condiciones necesarias para tratarlo inmediatamente en la planta de efluente, de modo de garantizar que esta siempre reciba un afluente lo más estable posible.

### 3.5.2. Neutralización de efluente planta (cámara de neutralización).

En esta etapa comienza el proceso del tratamiento de efluentes, ajustando el pH a los rangos de operación de la planta de tratamiento de efluentes (6,5 a 7,5), luego de mezclar el efluente ácido y alcalino de la planta de celulosa adicionando ácido sulfúrico o soda cáustica.

### *3.5.3. Clarificador efluente planta (clarificador primario).*

Con una capacidad de 3600 m<sup>3</sup>, tiene la función de separar los sólidos que trae el efluente con el objeto de disminuir la cantidad de materia orgánica en suspensión que ingresa al sistema de tratamiento de efluente, evitando así su sobrecarga y disminución del tiempo de residencia.

### *3.5.4. Enfriamiento de efluente planta*

El enfriamiento del efluente tiene el objetivo de ajustar las condiciones de temperaturas requeridas para una operación eficiente del sistema de tratamientos de lodos activados ( $\leq 34^{\circ}\text{C}$ ). Esto es efectuado mediante enfriamiento indirectos con intercambiadores de calor, donde el se le disminuye su temperatura con agua. Con el objeto de disminuir el uso de agua en este proceso, esta es mantenida en un ciclo cerrado, en el cual se le disminuye su temperatura mediante torres de enfriamiento para posteriormente reutilizarla en el enfriamiento del efluente.

### *3.5.5. Reactor biológico de lodos activados*

Esta unidad diseñada para un caudal de 230 l/s, una carga de DQO de 1300 ppm y sólidos suspendidos de 155 ppm, tiene la función de tratar el efluente proporcionando las condiciones necesarias para que las bacterias degraden la materia orgánica soluble del afluente en CO<sub>2</sub> y H<sub>2</sub>O. Este cuenta con una etapa de acondicionamiento del efluente de 1400 m<sup>3</sup> (MBP), en condiciones de aireación que permiten la mezcla del efluente y se desarrollen las bacterias para formar colonias a la forma de floculos dispersos para posibilitar un mejor contacto de la materia orgánica contenida en el efluente con las bacterias, esta masa de microorganismos es llamada lodo activado. Este sistema posibilita en teoría una reducción entre un 25 a 50% de la DQO del afluente, un crecimiento rápido de las bacterias debido a la alta disponibilidad de alimento, una menor producción de lodos que los sistemas convencionales, mejor acondicionamiento de la planta ante variaciones fuertes de la calidad del afluente proveniente de la planta de celulosa, oxidación del azufre antes

de la zona de aireación, menos disponibilidad de nutrientes para la proliferación de filamentosas.

Posterior a esta etapa el flujo es transferido a dos etapas aireadas en serie llamadas selectores de 600 m<sup>3</sup> cada uno, los cuales tienen la función de mezclar el efluente con el lodo de retorno proveniente del clarificador de efluente rico en bacterias, el cual absorbe e hidroliza el sustrato rápidamente permitiendo así un gran crecimiento de las bacterias y disminuyendo así la carga de DQO del efluente a la salida del sistema de tratamiento y evitando la proliferación de bacterias filamentosas, mejorando la decantación del lodo en el clarificador.

Posteriormente el efluente es conducido hacia una zona de aireación extendida de 14400 m<sup>3</sup>, la cual tiene el mayor tiempo de residencia del bioreactor, cuya función es la asimilación y oxidación de los compuestos orgánicos, metabolización de la materia orgánica por las bacterias y proliferación de estas por división de la masa celular. En esta etapa se da el tiempo de retención y las condiciones de nutrientes necesarios para la degradación de la materia orgánica más difícil de tratar por los microorganismos.

#### *3.5.6. Clarificación de efluente tratado (clarificador secundario)*

En esta unidad del proceso con un volumen de 5700 m<sup>3</sup>, se produce la separación de los microorganismos desde el efluente tratado, con el objeto de recuperar la biomasa y disminuir los sólidos suspendidos del efluente antes de enviarlo hacia el medio receptor. Parte de los microorganismos son recirculados hacia el selector 1 y parte es descartado (lodo de descarte), para controlar su población en el bioreactor, es decir la edad del lodo. Lo cual permite que siempre se mantenga principalmente una población activa de bacterias en el bioreactor y descartar los inertes que afectan el tiempo de retención.

#### *3.5.7. Prensado de lodos*

Debido a que el lodo de descarte tiene una baja consistencia, debe ser espesado para su disposición final, para lo cual se cuenta con una prensa de bandas que retira la parte líquida de la corriente y la envía hacia el selector 1. Esta prensa

también es utilizada para espesar el lodo proveniente del clarificar primario, por lo que trabaja alternadamente con lodo proveniente de este equipo.

#### 4. METODOLOGÍA DE ANALISIS

Planta Licancel desde Febrero del 2008 ha comenzado a tratar su efluente en un sistema de tratamiento de lodos activados. Para evaluar el comportamiento de la planta de tratamiento se ha definido efectuar el estudio en las campañas de producción de pulpa blanqueada de pino radiata (BKP), y pulpa no blanqueada de pino radiata (UKP), debido a que estos serán en el futuro los dos productos que se comercializarán desde esta planta de celulosa del grupo Arauco.

Como consecuencia de lo anterior se han seleccionado para este estudio los periodos de producción indicados en la Tabla 2, considerando los análisis efectuados, en los laboratorios de planta Licancel, a las muestras acumuladas diarias tomadas en la cámara de neutralización, clarificador primario, zona de aireación del bioreactor y clarificador secundario, utilizados para efectuar el control operacional de la planta de tratamiento, según los procedimientos internos de Planta Licancel determinados a partir de los métodos de análisis indicados en Anexo A.

Tabla 2: Periodos de producción para el análisis

BKP	UKP
21-06-2008 al 15-05-2009	14-06-2009 al 09-06-2010
10-06-2010 al 31-08-2010	01-09-2010 al 30-09-2010

Además para evaluar los cambios en la población bacteriana de la planta de tratamiento, se consideraran las observaciones microscópicas de efluente (licor de mezcla), en la etapa de aireación de la planta de tratamiento.

No se consideran en el presente estudio los periodos de puesta en marcha después de las paradas anuales de mantención y aquellas alteraciones del proceso productivo que detuvieron la generación de efluente en la planta o disminuyeron drásticamente el flujo, sin embargo la puesta en marcha posterior al terremoto ocurrido en Chile en Febrero del 2010 se considerara para analizar los cambios en la población de microorganismos.

Dada esta condición de contorno se hace necesario hacer un análisis de los periodos a seleccionar para el estudio. En la Figura 9 se puede apreciar que el caudal de efluente generado por la planta de celulosa cuando se produce pulpa UKP

ó pulpa BKP, donde se puede apreciar que en los dos tipos de productos existen alzas y disminuciones debido a inestabilidades de la planta de celulosa, por lo que no se consideraran aquellos caudales en que la producción de la planta de celulosa sea inferior al 80% del MCR (maximun continuos rate), de 406 Adt/d.

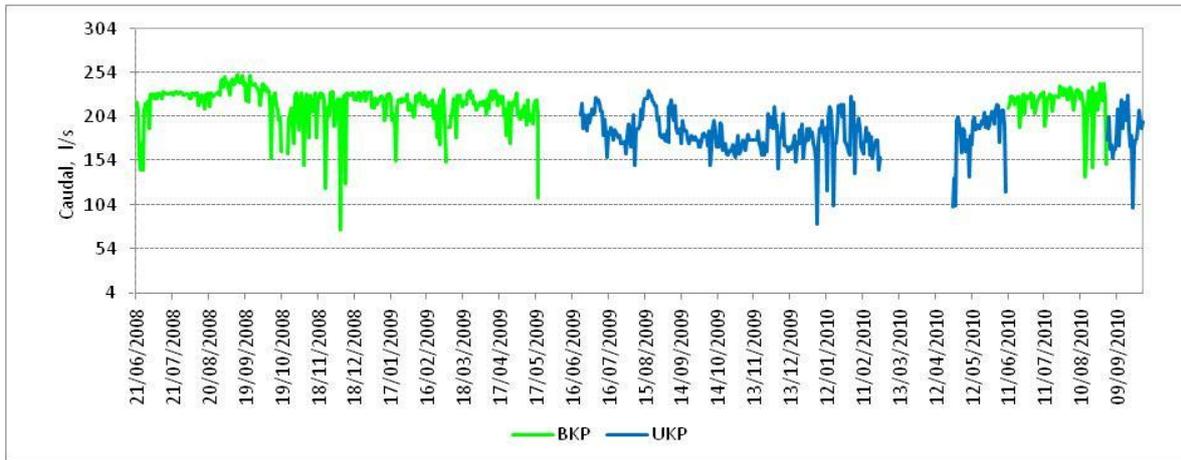


Figura 9: Caudal de efluente en lo período de evaluación.

Con el criterio antes descrito para no considerar información en el estudio, se tiene el caudal de efluente que ingresa a la planta de tratamiento tendría comportamiento que se muestra en Figura 10.

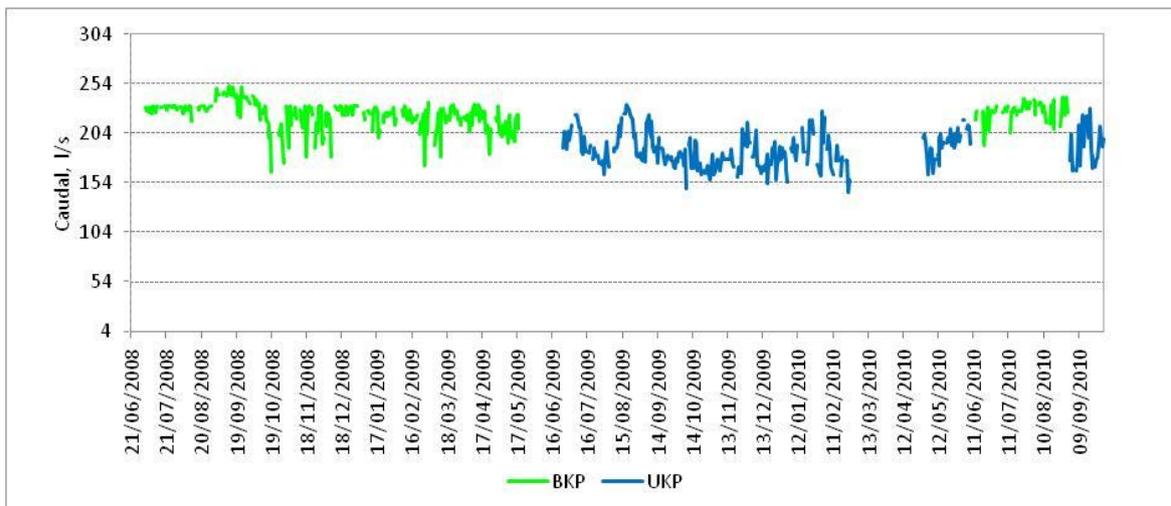


Figura 10: Caudal de efluente con producción mayor 80% MCR.

## **5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN**

### **5.1. Comportamiento Diferentes Etapas del Proceso**

Una vez descartado aquellos días en que la producción de la planta no cumple el criterio de producción para considerar la información del efluente como válida, se analizará el comportamiento de las diferentes etapas del proceso en forma separada y secuencial.

#### *5.1.1. Cámara de neutralización.*

La cámara de neutralización es la primera etapa del tratamiento de efluente de planta Licancel, en la cual se efectúa el ajuste del pH al efluente y se toman las medidas de control para prevenir que una alteración importante en el afluente a la planta de tratamiento pueda ocasionar una perturbación en esta. Para esto se tienen considerados como parámetros de control el pH, temperatura, conductividad, carga orgánica como DQO, para no aceptar el afluente.

Según la información de la operación en la cámara de neutralización del efluente mostrada en la Tabla 3, se puede ver que tanto para producción de pulpa UKP como BKP no se tienen mayores diferencias en el control del pH. Sin embargo la variabilidad de este control es mayor en el caso de la UKP, lo cual es a consecuencia variaciones en los sistemas de control de pH en las áreas de proceso.

Tabla 3: Resumen de análisis cámara neutralización

		BKP		UKP	
		Promedio	Desv Est	Promedio	Desv Est
pH	-	7,21	0,18	7,44	0,32
Conductividad	µs/cm	2.125	238	1.355	245
DQO total	mg/l	932	131	710	150
	kg/d	18	2,6	11	2,5
AOX	mg/l	6,8	1,2	0,2	0,2
	kg/d	130	25	3	3
Solidos Totales (ST)	mg/l	1.971	295	1.136	224
	t/d	38,0	6,1	18,4	4,2
SST	mg/l	142	163	146	81
Nitrato	mg/l	0,4	4,2	0,0	0,1
Fosforo Soluble	mg/l	0,2	0,4	0,0	0,0
Color	u Pt Co	461	77	182	123
Cloruro	mg/l	162	38	14	4
Clorato	mg/l	58	33	0,1	0,5
Sulfato	mg/l	385	120	442	145

El comportamiento de la DQO total en efluente la cámara de neutralización es en promedio un 24% inferior en su concentración y un 36% en carga en la producción de pulpa UKP (Figura 11), lo cual es directamente atribuible al aporte que realiza el área de blanqueo cuando se está produciendo pulpa blanca. Esto también se corrobora con la disminución de los parámetros de conductividad, AOX, cloruro, clorato de la pulpa UKP respecto a la pulpa BKP. Para el caso de las variables sólidos totales la diferencia es ocasionada por la purga del sistema de depuración de la maquina y las pérdidas de fibra en los lavadores del área de blanqueo. Poca diferencia en la concentración de sulfato de sodio en el efluente es a consecuencia de la necesidad de controlar la razón molar en la caldera recuperadora, lo cual determina la concentración de este.

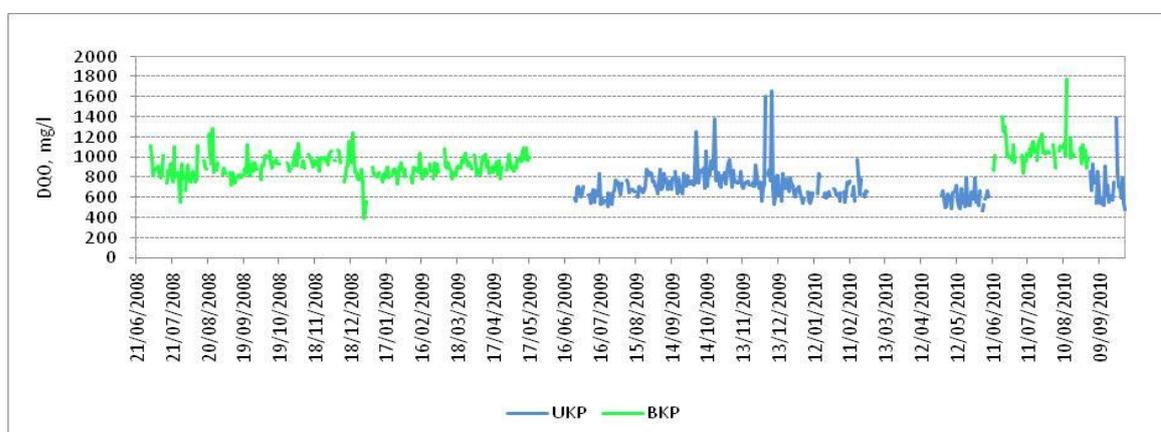


Figura 11: Comportamiento DQO en cámara neutralización

### 5.1.2. Clarificador primario

En el clarificador primario es el punto de control para el afluente que ingresa a bio reactor y es donde se comienza hacer la separación de los sólidos suspendidos del afluente. Según la información de operación a la salida del clarificador primario mostrada en la Tabla 4 se puede apreciar en primera instancia el caudal de efluente en producción de pulpa UKP es un 16% inferior, cual es a causa de tener el área de blanqueo fuera de servicio, lo que implica una disminución del caudal de efluente 9,1 m<sup>3</sup>/ADt.

Tabla 4: Resumen de análisis clarificador primario

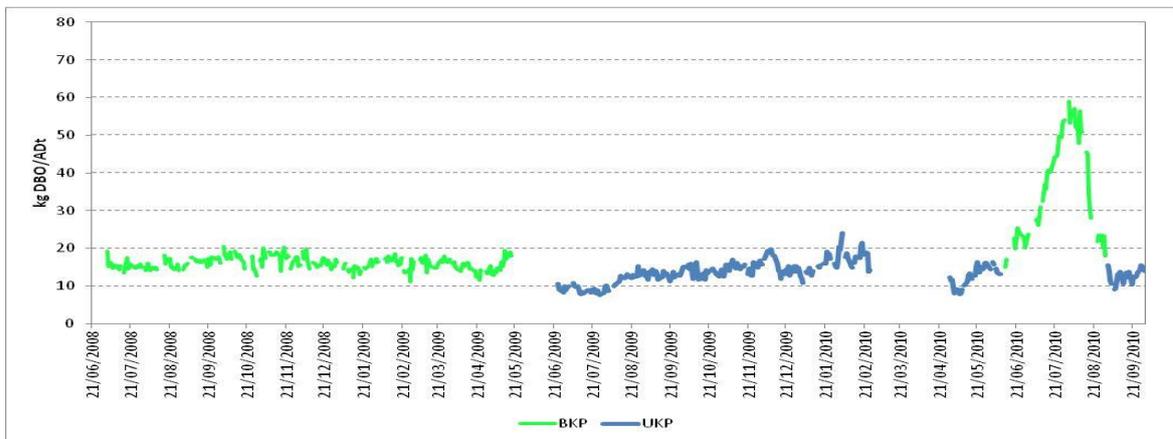
		BKP		UKP	
		Promedio	Desv Est	Promedio	Desv Est
Flujo	l/s	223	13	187	18
pH	-	7,31	0,18	7,39	0,19
Conductividad	μs/cm	2.046	349	1.328	214
DQO total	mg/l	831	105	573	98
	ton/d	16,0	2,1	9,2	1,5
DQO Soluble	mg/l	697	90	400	69
	ton/d	13,4	1,7	6,4	1,1
DBO5	mg/l	383	184	323	81
	ton/d	7,4	3,6	5,2	1,1
Solidos Totales (ST)	mg/l	1.834	246	1.058	187
SST	mg/l	60	37	66	28
NTK	mg/l	3,37	1,39	3,87	1,26
N2 Amoniacal	mg/l	0,23	0,70	1,83	1,20
Nitrato	mg/l	0,08	0,61	0,03	0,15
Fosforo Total	mg/l	4,21	1,85	3,08	1,02
Fosforo Soluble	mg/l	0,20	0,43	0,01	0,07
Color	u Pt Co	451	96	162	62
Cloruro	mg/l	141	47	29	53
Clorato	mg/l	60	25	4	12
Sulfato	mg/l	376	157	369	159

Al evaluar la eficiencia remoción de sólidos en el clarificador (WEF, 1998), se determina que no hay mayor diferencia en la operación del clarificador, cuando se está produciendo pulpa BKP o UKP, siendo de un 57,5% y 55,1% respectivamente.

Al determinar la tratabilidad esperada de los efluentes desde el punto de vista de remoción de nitrógeno según lo indicado por Grady et al. (1999), tenemos que la relación DBO<sub>5</sub>/NTK para efluente cuando se produce pulpa BKP es 133 y pulpa UKP es 83, lo cual indica que el efluente tiene la cantidad de materia orgánica necesaria para la remoción del nitrógeno en el biorreactor. Esta relación concuerda con la carga de materia orgánica que ingresa la biorreactor por unidad celulosa producida, ya que cuando se produce pulpa BKP se tiene que la materia orgánica llega a

valores promedio de 19,5 kg DBO<sub>5</sub>/ADt respecto a los 13,3 kg DBO<sub>5</sub>/ADt cuando se produce pulpa UKP y cuyo comportamiento se puede ver en Figura 12. Esta diferencia de materia orgánica es a consecuencia de la operación de blanqueo, ya que esta etapa del proceso degrada materia orgánica cuando la pulpa es sometida a blanqueo, que según Kronis (1998) la generación de DQO en blanqueo es aproximadamente 0,9 kg por cada kg pulpa perdida en el blanqueo.

Figura 12: Comportamiento de la DBO<sub>5</sub> en clarificador primario



El comportamiento del fósforo total y soluble en el afluente proveniente de la planta de celulosa es atribuible principalmente a la purga de lodos proveniente del área de caustificación que se hace para controlar la impurezas en el lodo al horno, donde su concentración en el lodos varia entre 2,9 a 3,5 ppm P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>, purgas de las calderas, efluentes sanitarios y aditivos químicos de lavado.

La diferencia de color entra la pulpa BKP y UKP es a consecuencia de la operación de la etapa de blanqueo cuando se produce pulpa BKP, cuyo aporte de color se suma al color que portan los condensados de evaporadores. Para el caso particular de la pulpa UKP, Licancel continua lavando la pulpa en un lavador de blanqueo, cuyo filtrado es enviado al efluente, aportando el color correspondiente.

### 5.1.3. Bioreactor

Tal como se indica en capítulo 3.5, el Bioreactor está constituido por cuatro zonas (MBP, S1, S2 y Aireación), donde el control operacional analítico se efectúa en la zona de aireación, cuyos resultados promedios se presentan en la Tabla 5.

Para evaluar el desempeño de operación cuando se produce pulpa BKP respecto a la producción de pulpa UKP se evaluarán las tendencias del comportamiento de reducción de DQO, requerimiento de nutrientes, F/M, edad del lodo y distribución de población bacteriana, considerando los parámetros de salida de efluente (Tabla 6) y zona de aireación.

Tabla 5: Resumen de análisis bioreactor

		BKP		UKP	
		Promedio	Desv Est	Promedio	Desv Est
pH	-	7,12	0,13	6,83	0,16
Conductividad	µs/cm	2.126	241	1.314	183
SSLM	mg/l	3.088	909	1.683	491
	ton/d	60	19	28	9
SSVLM	mg/l	2.106	366	1.289	325
	ton/d	35	6	21	5
F/M	kg DQO/d/kg SSV	0,50	0,10	0,48	0,12
IVL	ml/gr	86	44	85	22

Tabla 6: Resumen de análisis efluente (Salida Clarificador Secundario)

		BKP		UKP	
		Promedio	Desv Est	Promedio	Desv Est
pH	-	7,54	0,19	7,45	0,17
Conductividad	µs/cm	2.096	349	1.354	205
Temperatura	C	35,6	0,8	34,2	0,9
DQO total	mg/l	188	30	49	22
DQO Soluble	mg/l	72	53	135	58
DBO5	mg/l	4,9	1,8	4,4	3,4
AOX	mg/l	2,65	0,60	0,25	0,14
Solidos Totales (ST)	mg/l	18,1	7,4	8,3	9,3
NTK	mg/l	2,49	1,13	1,73	0,76
N2 Aminical	mg/l	0,25	0,78	0,36	0,58
Nitrato	mg/l	2,35	1,92	0,64	0,87
Fosforo Total	mg/l	4,21	1,55	3,87	0,86
Fosforo Soluble	mg/l	1,47	0,86	0,84	0,54
Color	u Pt Co	309	64	90	55
Cloruro	mg/l	169	24	17	12
Clorato	mg/l	49	25	4	10
Sulfato	mg/l	394	110	440	150

#### 5.1.4. Comportamiento DQO

La reducción de DQO para el efluente de pulpa BKP y UKP se presenta en la Figura 13, donde podemos apreciar que la eficiencia promedio de remoción de DQO para efluentes de producción de pulpa BKP es 77,4% e inferior al 91,3% que se obtiene al procesar en la misma planta de tratamiento efluente de producción de pulpa UKP.

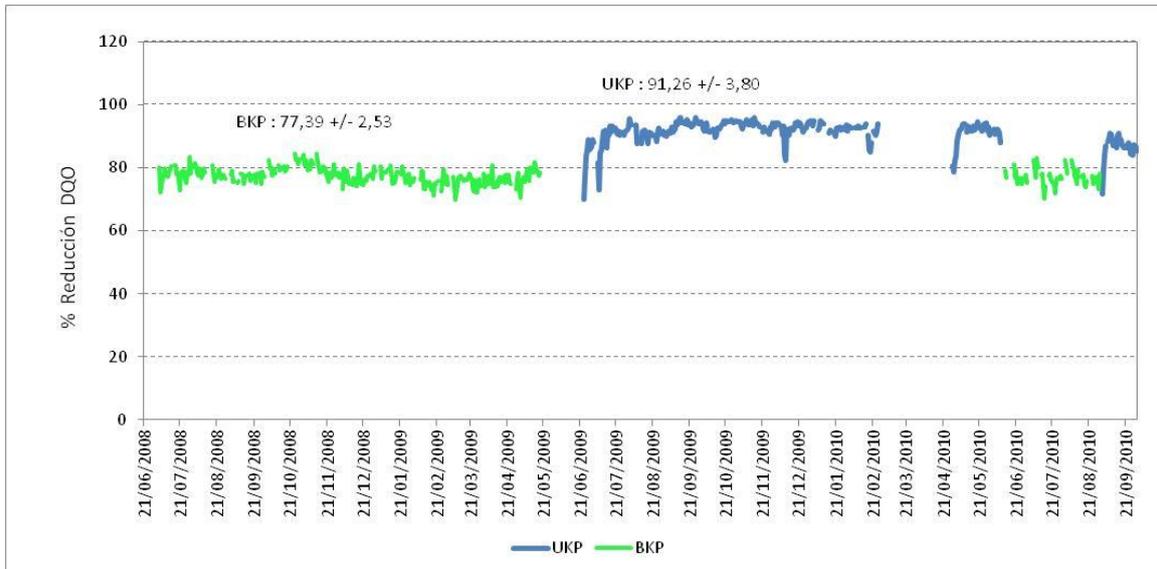


Figura 13 - Reducción de DQO para el efluente de pulpa BKP y UKP

Esta diferencia se debe al aporte de color que llega en el afluente de producción de pulpa BKP, el cual alcanza valores promedio para el período de 451 U Pt-Co (ver Tabla 3), como consecuencia de la remoción del 2 al 3% de la lignina proveniente en la pulpa deslignificada que forma compuestos órgano clorados coloreados cuando reaccionan con el dióxido de cloro y son extraídos en la etapa alcalina en el blanqueo (Johnson et al., 2009), en comparación con el color de 162 U Pt-Co que aporta el efluentes de la UKP, producto de las reacciones de la lignina en la etapa de cocción y que es retirado en el lavado final que se efectúa a la pulpa antes de ingresar al área de secado y en la formación de la hoja en el extremo húmedo. Por otra parte la disponibilidad promedio de microorganismo disponibles para degradar la materia orgánica tanto para producción de pulpa BKP como UKP es similar (F/M), siendo en promedio de  $0,50 \pm 0,10$  kg kg DQO/d/kg SSV para pulpa BKP y  $0,48 \pm 0,12$  kg DQO/d/kg SSV, lo cual valida que la diferencia en el % de reducción de DQO es atribuible a las características de la DQO mas que a la biomasa disponible.

### 5.1.5. Comportamiento nutrientes

En la Tabla 7 se puede apreciar las diferencias de operación del bioreactor en cuanto al manejo de nutrientes cuando se produce pulpa BKP o UKP. Según Marshall (2010), las bacterias requieren el nitrógeno y fosforo para metabolizar la materia orgánica, y este debería estar en una relación de DBO:N:P de 100:5:1, sin embargo al observar la Tabla 6 se puede ver que la relación para el nitrógeno cuando se produce pulpa BKP es un 46% superior respecto a la pulpa UKP, pero dentro de los rangos esperados para sistema de lodos activados reportados por Marshall.

Al analizar este variable en la producción de pulpa UKP se podría deducir que la menor dosificación de nitrógeno es atribuible al mayor contenido de nitrógeno disponible en el afluente a la planta de tratamiento, ya que concentración promedio de NTK, mostrado en la Tabla 4, es de 3,9 ppm en UKP respecto a las 3,4 ppm en BKP.

Tabla 7: Dosificaciones de nutrientes

		BKP		UKP	
		Promedio	Desv Est	Promedio	Desv Est
Adicion Nitrogeno	kg N/d	208,7	45,4	84,2	23,6
Adición de Fosforo	kg P/d	34,8	13,1	32,1	9,2
Relación DBO:N	-	4,12	1,22	2,82	1,25
Relación DBO:P	-	0,57	0,22	0,66	0,24

Sin embargo esta diferencia de concentración no es consecuencia de la concentración del efluente, ya que la carga de este en producción de UKP es similar a la producción de BKP, 63 kg N/d y 65 kg N/d respectivamente. Por lo tanto solo es atribuible a descontrol en la dosificación debido a que se ajusta por medio de residuales de nitrógeno en efluente tratado que se envía al río (ver Figura 14).

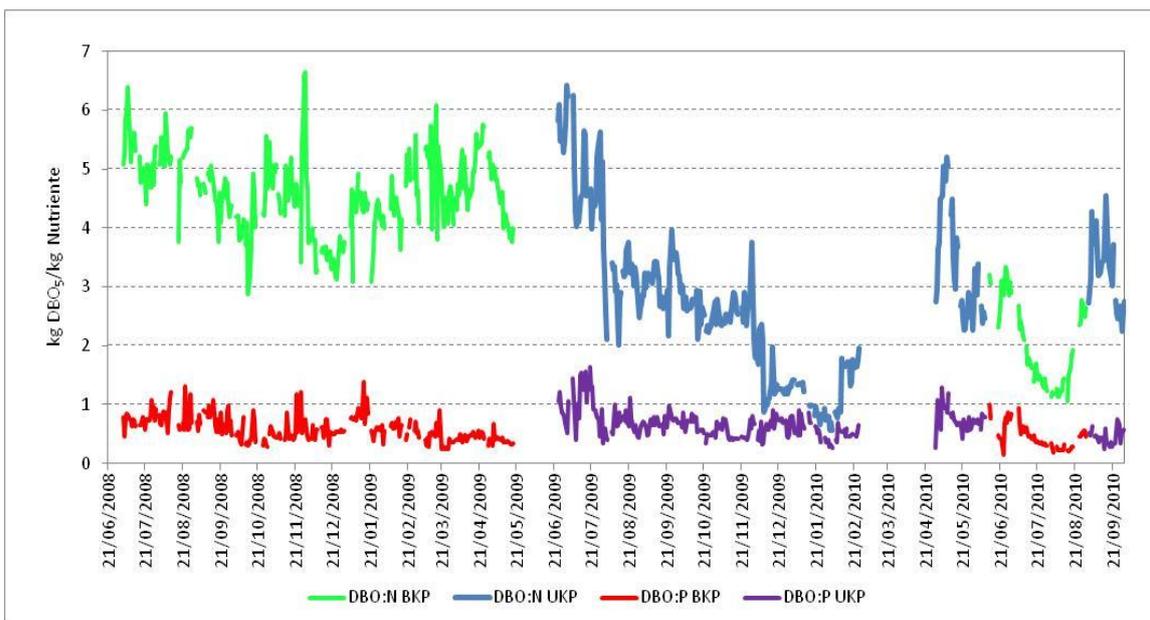


Figura 14: Relación DBO<sub>5</sub> - nutrientes

Cuando se efectúa el mismo análisis para el fósforo necesario en tratamiento (soluble mas dosificado), se tiene que la relación DBO:P tanto para producción de pulpa BKP como UKP son similares, ya que ambos efluentes son deficitarios en fosforo y por lo tanto su adición depende solo del control operacional que se efectúa monitoreando los residuales en el efluente de la planta de tratamiento.

#### 5.1.6. Relación DQO - microorganismos (F/M)

La relación F/M tiene por el objeto evaluar la disponibilidad de materia orgánica alimentada (determinada como kg DQO/d), para la población de microorganismos existentes en el sistema de tratamiento (determinada como kg SSV). En la Tabla 3 se puede que no hay diferencia en el manejo de esta relación cuando se procesa efluente de pulpa BKP y UKP, dado que los valores fluctúan en promedio de 0,50 y 0,48 respectivamente. Sin embargo el comportamiento de esta no es estable en el periodo de estudio (ver Figura 15), debido a que se opera en función de mantener una edad del lodo que permita una mejor reducción de la DQO y no en buscar una F/M optima, tal como se aprecia en la Figura 16, con a edades de lodo entre 10 a15 días se obtienen los más altos porcentajes de reducción de

DQO para ambos tipos de pulpa, pero la cantidad de lodo promedio producido para pulpa BKP es de 3,0 t/d respecto a 2,3 t/d para UKP.

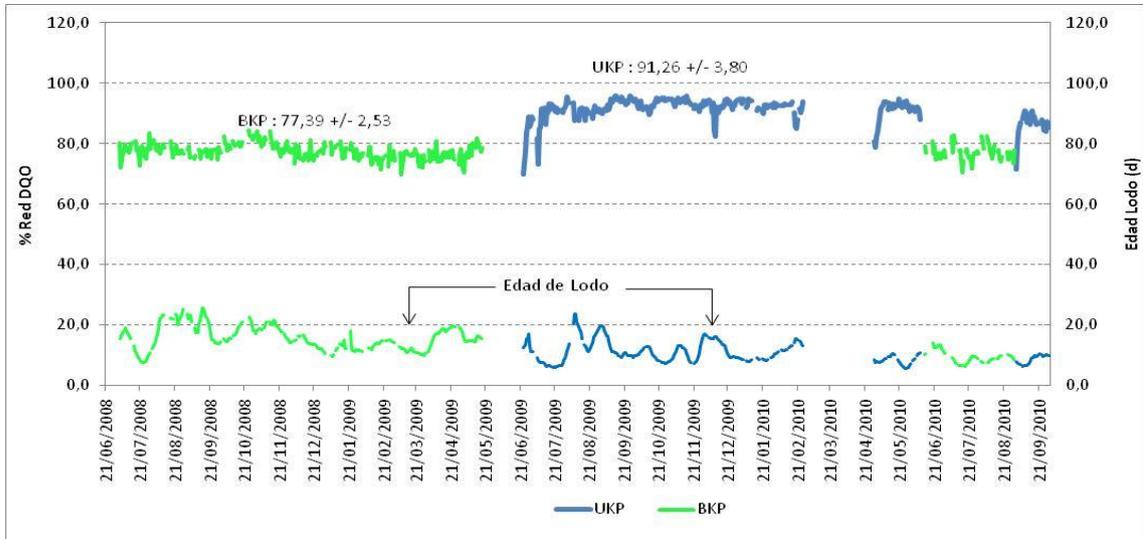


Figura 15: Comportamiento de relación F/M.

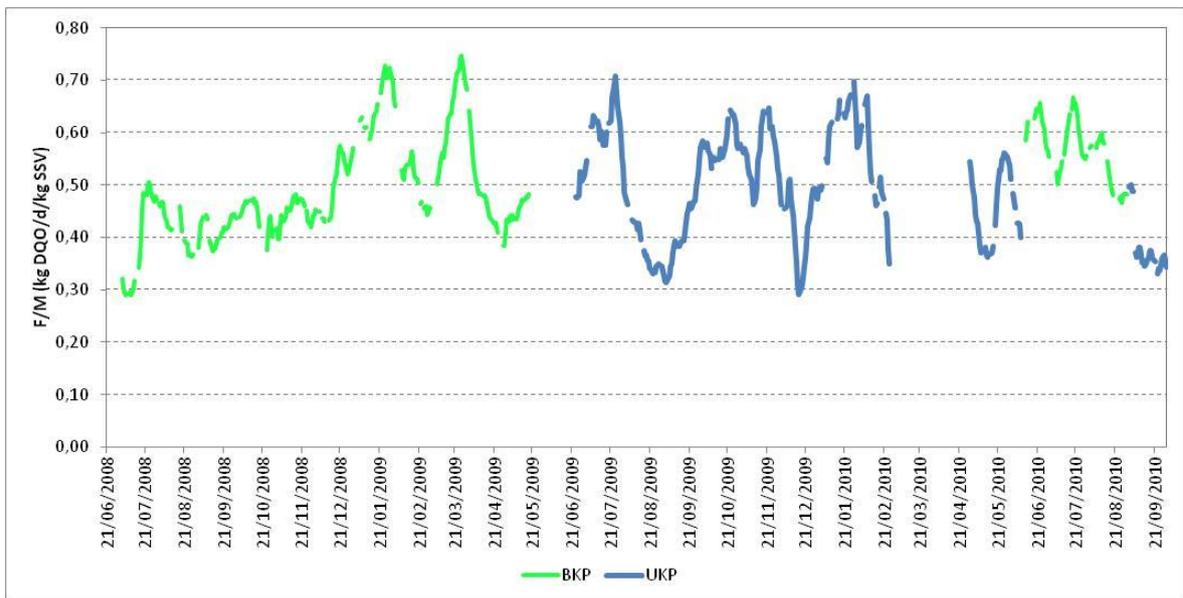


Figura 16: Comportamiento de reducción DQO con edad lodo.

### 5.1.7. Distribución de población bacteriana.

Los sistemas de tratamiento biológicos son sensibles a los cambios de producción y características de los riles que procesan, debido a que los microorganismos requieren un ambiente adecuado para degradar la materia

orgánica. De hecho en la operación de la planta de tratamiento se ha detectado que ante cambios bruscos de conductividad, concentraciones de DQO por envío desde la laguna de derrames, volúmenes de condensados contaminados importantes u otro tipo de efluentes de las aéreas de proceso, estos tienden a encapsularse (formar una membrana protectora) o por ejemplo los tipo Vorticella tienden a desprenderse desde su conjunto (ver Figura 17):

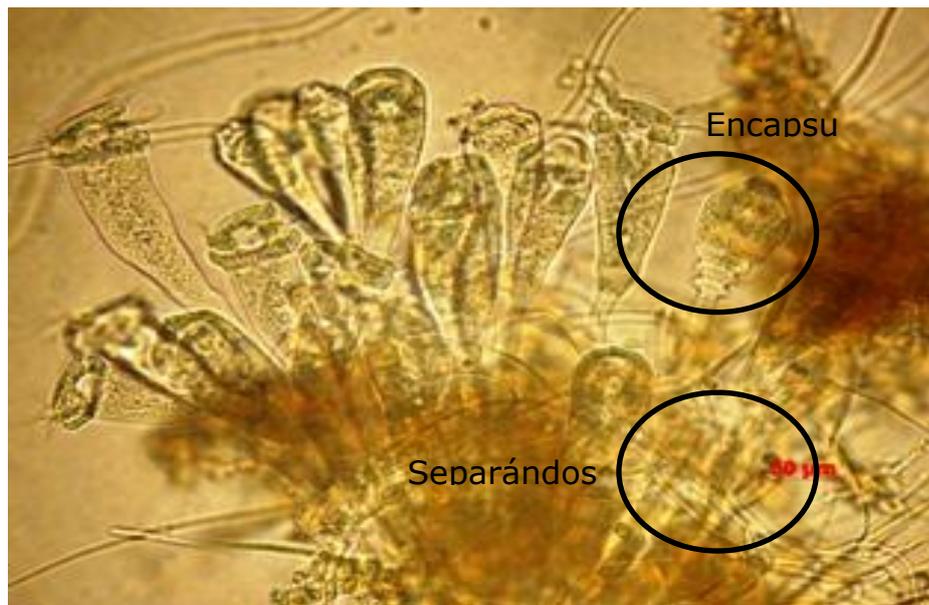


Figura 17: Vorticella encapsulándose y separándose (40X)

Según lo reportado por Vilaseca (15), la existencia de uno u otro tipo de bacteria depende de la carga orgánica del efluente y de las condiciones de operación de la planta de tratamiento, tal como lo mostrado en la Figura 18, donde la existencia de uno u otro tipo de microorganismo dependen de la cantidad de sustrato.

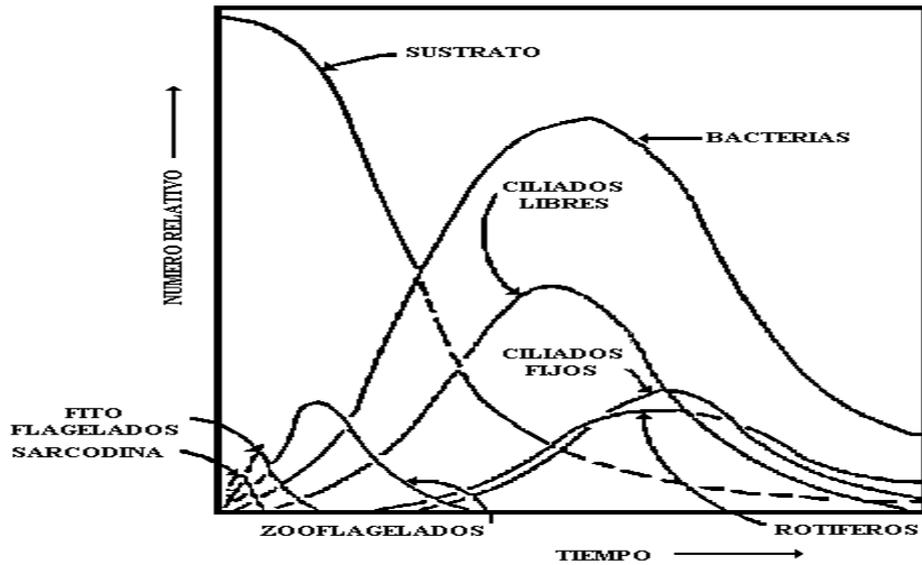


Figura 18: Distribución de población microorganismos (Vilaseca).

Analizando la información de las observaciones microscópicas de los microorganismos en la cámara de aireación en el reactor biológico, entre Junio del 2008 y Septiembre 2010, nos encontramos que en promedio la distribución de tamaño de floculos cuando se procesa efluente proveniente de la producción de pulpa BKP, no difiere considerablemente del efluente de producción pulpa UKP, tal como se muestra en la Figura 19.

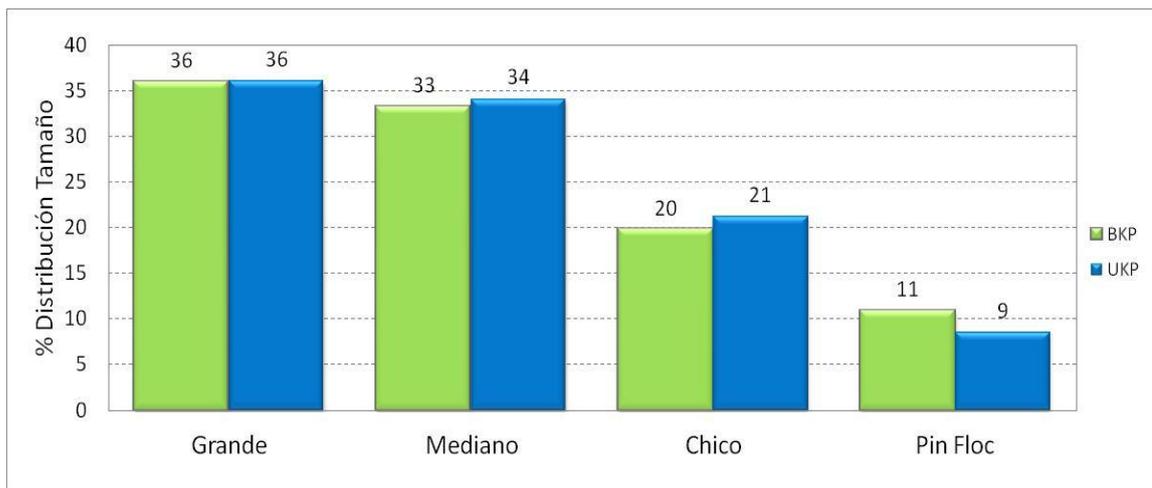


Figura 19: Distribución de tamaño floculo

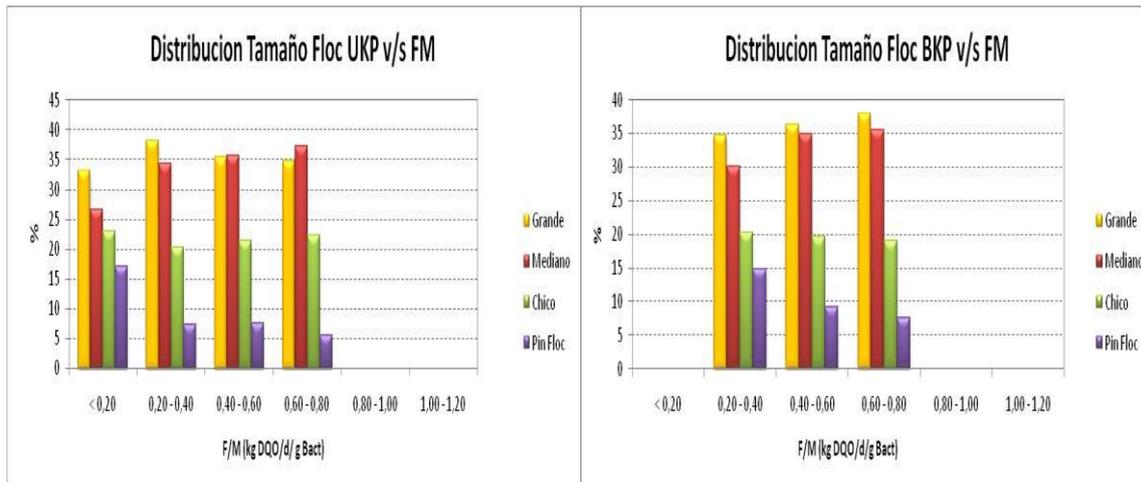


Figura 20: Distribución de tamaño floculo con relación F/M.

Sin embargo cuando analizamos el comportamiento de la distribución de tamaño (ver Figura 20), en función de la disponibilidad de materia orgánica (razón F/M), se tiene que para ambos tipos de producción la distribución mayoritaria de floculos grandes y medianos se logra con razones F/M entre 0,2 a 0,8, lo cual indicaría que existe un rango amplio de operación donde tendríamos floculos que sean fácilmente decantables en el clarificador secundario. Pero el mejor valor para pulpa UKP estaría entre 0,2 a 0,4 y para pulpa BKP entre 0,6 a 0,8, donde la suma de los floculo medianos y grandes se maximiza.

Sin embargo cuando se efectúa un análisis de la distribución de población de microorganismos, encontramos que la producción de pulpa UKP un 47% de la población está formada por el tipo amebas (amebas desnudas y tecamebas), respecto a un 29% en producción de pulpa BKP, según lo mostrado en la Figura 21. Donde las amebas aparecen en un 47% (desnudas y tecamebas), indicando que habría nitrificación adecuada y baja carga de DQO en producción UKP, según lo reportado por Vilaseca (2001).

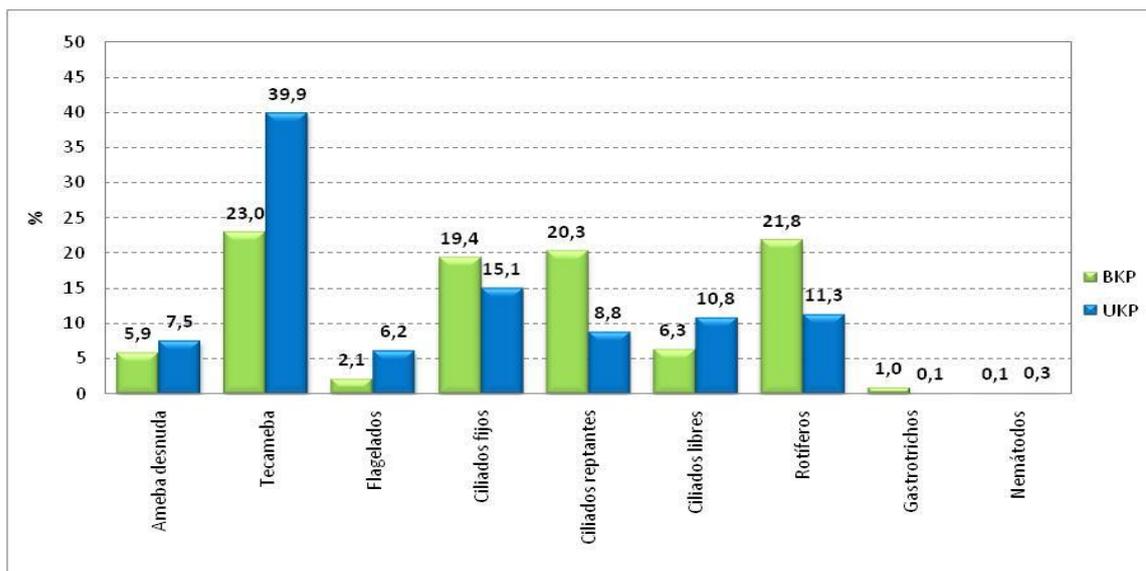


Figura 21: Distribución población de microorganismos.

Esto se ratifica con lo análisis de DQO a la salida del clarificador primario, con lo cual se puede determinar que en promedio la carga orgánica como DQO para pulpa BKP es de 16 ton/d, respecto a las 9 ton/d de la pulpa UKP.

#### 5.1.8. Clarificador secundario

En el clarificador secundario se produce la separación de los microorganismos provenientes del bioreactor junto con el efluente tratado, la eficiencia de esta separación depende del tamaño del floculo, considerando que la carga del clarificador se mantiene dentro de los rangos de diseño. Según Estrucplan (2002), para instalaciones existentes la sedimentabilidad en el clarificador secundario está influenciado principalmente por: una elevada relación F/M, lo que producirá un incremento del IVL debido a un aumento del volumen del lodo y la edad de lodo. Siendo este último factor el causante de tener lodos jóvenes de baja sedimentabilidad o lodos viejos de muy alta sedimentabilidad. En la Figura 20, encontramos los valores de FM para desarrollar un tamaño de floculo grande o mediano para pulpa BKP esta entre 0,6-0,8 y para UKP 0,2-0,4. Al relacionar este comportamiento con los sólidos totales en el efluente (Figura 22), se puede apreciar que en producción de pulpa BKP se obtiene una baja concentración de sólidos para el mismo rango de F/M indicado y equivalente un índice volumétrico entre 30 y 60

ml/g, pero la menor concentración de sólidos se obtiene con un IVL entre 60 y 90 ml/g. En cambio cuando se trata efluente de producción UKP tenemos que para el rango de F/M encontrado de 0,2 a 0,4 se tienen un valor bajo de sólidos totales para el mismo rango de IVL del efluente de pulpa BKP, siendo el menor cuando el IVL está entre 30 y 60 ml/g. El menor contenido de sólidos para rangos mayores de F/M se explica por un incremento del porcentaje de floculos medianos a costa de una disminución de los pink floc principalmente, los cuales tiene una menor decantación que los floculos medianos (ver Figura 20).

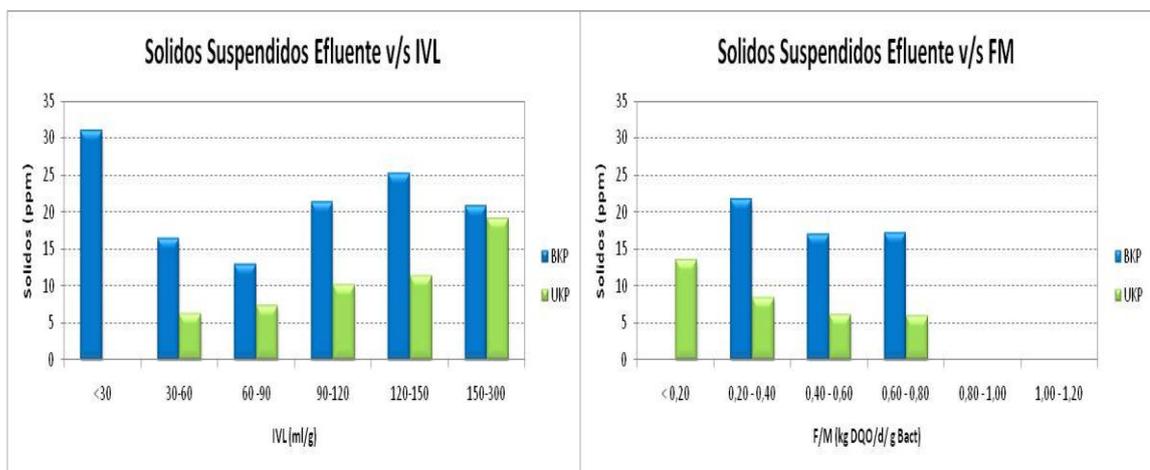


Figura 22: Sólidos suspendidos efluente en función IVL y FM.

### 5.1.9. Acondicionamiento en Cambio de Campaña

Tal vez una de los aspectos más interesantes en los sistemas de tratamientos de lodos activados, es conocer como este se adapta cuando es sometido a cambios en el tipo de efluente que ingresa a la planta de tratamiento. De hecho no es común encontrar este tipo de información en la literatura, por lo que en esta sección analizará como se presentan los cambios en el bioreactor cuando la planta de celulosa cambia su tipo de producto. Para el estudio del comportamiento desde este punto de vista se consideraran la operación del bioreactor una vez que la planta reinicio su operación después del terremoto de Febrero del 2010 dado ha habido dos campañas de UKP y una de BKP. Además de las mismas restricciones de producción indicada en la sección 4. Con las definiciones antes descritas se tiene que los periodos de estudio serían los siguientes:

Campaña	Fecha
UKP-1	26-04-2010 al 08-06-2010
BKP	08-06-2010 al 31-08-2010
UKP-2	01-09-2010 al 30-09-2010

En la Figura 23 se puede ver que cuando la planta de tratamiento se pone en servicio después de un detención prolongada y parte con producción de pulpa UKP, esta requiere de un cierto periodo de tiempo para tener una reducción aceptable de DQO, es así como al inicio de la operación en el periodo UKP-1 se tiene una reducción de DQO total del orden del 65% en la partida, la cual al segundo día está en valores superiores al 80%. Sin embargo cuando se evalúa la reducción de la DQO soluble, se encuentra que al inicio este llega a valores de 40% y no recupera sus valores de 80% de degradación solo después de 7 días. Este comportamiento es consecuencia de una baja disponibilidad de biomasa para la puesta en marcha de la planta, lo cual se comprueba con la alta relación F/M en la partida. Al realizar el mismo análisis cuando se cambia de campaña UKP-1 a BKP, se puede ver que no existe una mayor dificultad en comenzar a tratar este nuevo tipo de efluente, ya que el bioreactor logra alcanzar los niveles de reducción del orden del 75% de DQO total indicado en el punto 5.1.3.

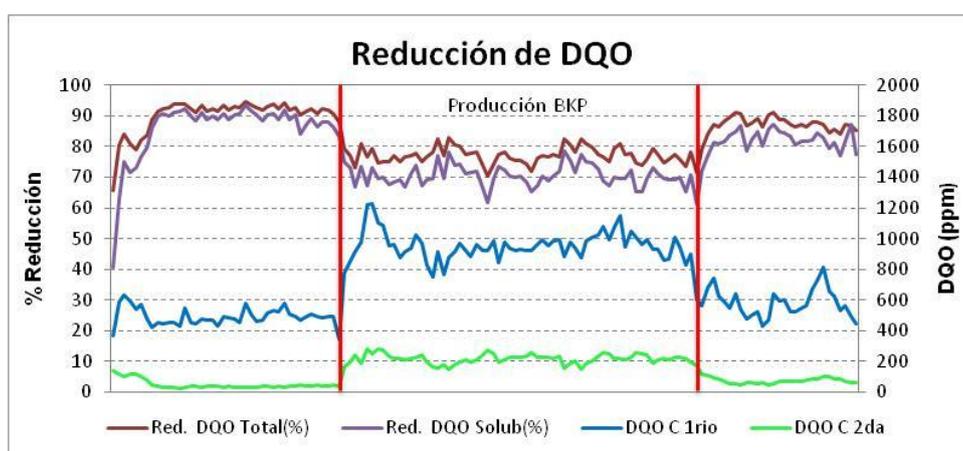


Figura 23: Porcentaje Reducción DQO en cambios de campaña (eje x).

Por otra parte cuando se produce el cambio de campaña desde pulpa BKP a UKP-2, se puede ver que la reducción de DQO no vuelve a tomar los niveles que se tenían originales con este tipo de efluente, incluso después de 30 días de operación no se llega a valores estándares de reducción superiores a 90% para la DQO total para UKP (Jiménez, 2010).

Si bien la relación de F/M, IVL, SSVLM para ambos periodos de UKP mostrado en la Tabla 7, está dentro de los rangos normales de operación indicados en la Tabla 3 cuando se analiza la operación global de operación con producción de pulpa UKP y BKP, esta diferencia de reducción de DQO después de cambiar de efluente de pulpa BKP a UKP es atribuible a una baja disponibilidad de fosforo para el tipo de efluente y no de nitrógeno, ya que ambos tipos de efluente tienen una relación DQO/NTK mayor a 9 ( $DQO/NTK \geq 78$ ), por lo que según Grady et al. (1999) sería excelente para degradarlo.

Tabla 8: Resumen de Análisis Bioreactor en cambios campaña

		UKP -1		BKP		UKP -2	
		Promedio	Desv Est	Promedio	Desv Est	Promedio	Desv Est
SSLM	mg/l	1.505	193	3.057	529	2.354	146
SSVLM	mg/l	1.212	145	2.140	263	1.737	142
F/M	kg DQO/d/kg SSV	0,43	0,10	0,56	0,07	0,35	0,06
IVL	ml/gr Bac	73,4	8,8	95,0	41,2	97,8	32,7
Reducción DQO	%	90,1	5,6	77,3	2,7	86,7	3,7
Adicion Nitrogeno	kg N/d	87,9	8,8	133,0	19,9	99,7	14,8
Adición de Fosforo	kg P/d	45,8	3,2	52,5	14,9	23,2	7,8
Ralación DBO:N	-	3,83	1,18	2,03	0,70	3,33	0,69
Relación DBO:P	-	1,12	0,44	0,46	0,21	0,47	0,14

Al no tener la disponibilidad de fósforo suficiente, no se estarían produciendo los procesos enzimáticos que permiten la reproducción de las bacterias y que ocasionan una mejor degradación del efluente (Gutiérrez e Olmo, 2007; Grady et al., 1999).

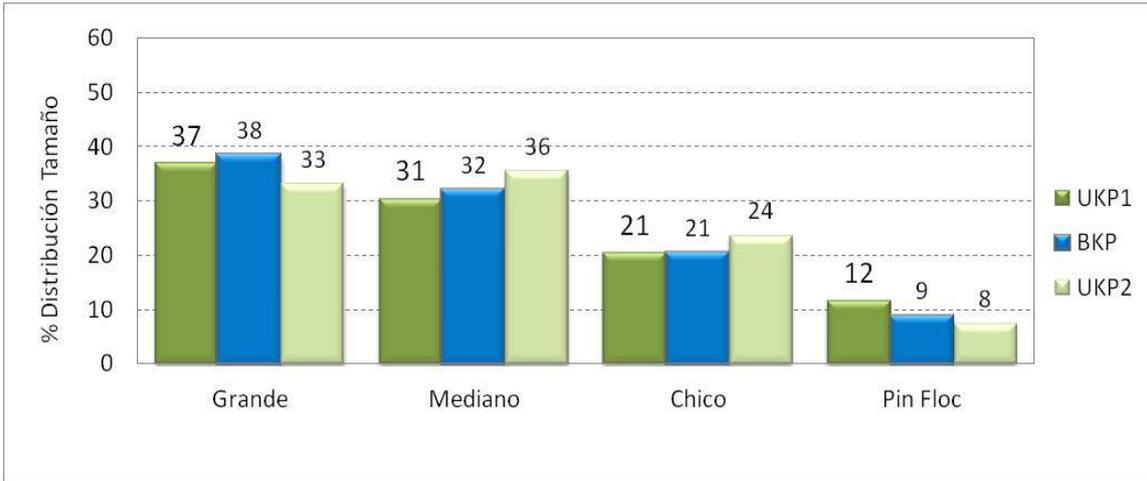


Figura 24: Distribución tamaño floculo en cambios de campaña.

Como consecuencia de lo anterior podemos ver que la distribución de tamaño de floculos en campaña UKP-2 en el bioreactor, sufre una disminución de los pinfloc y incremento de los floculos chicos y medianos en comparación con la campaña de UKP-1 (Figura 24). Lo cual también se ratifica con los cambios que sufre la distribución de microorganismos, ya que disminuyen drásticamente el tipo tecamebas y desaparecen los rotíferos, incrementando su población de amebas desnudas y ciliados libres, que se debe a una carga orgánica poco degradable (Castellar Rodríguez et al., 2008), como consecuencia de la normalización de la planta durante el cambio de campaña (Figura 25).

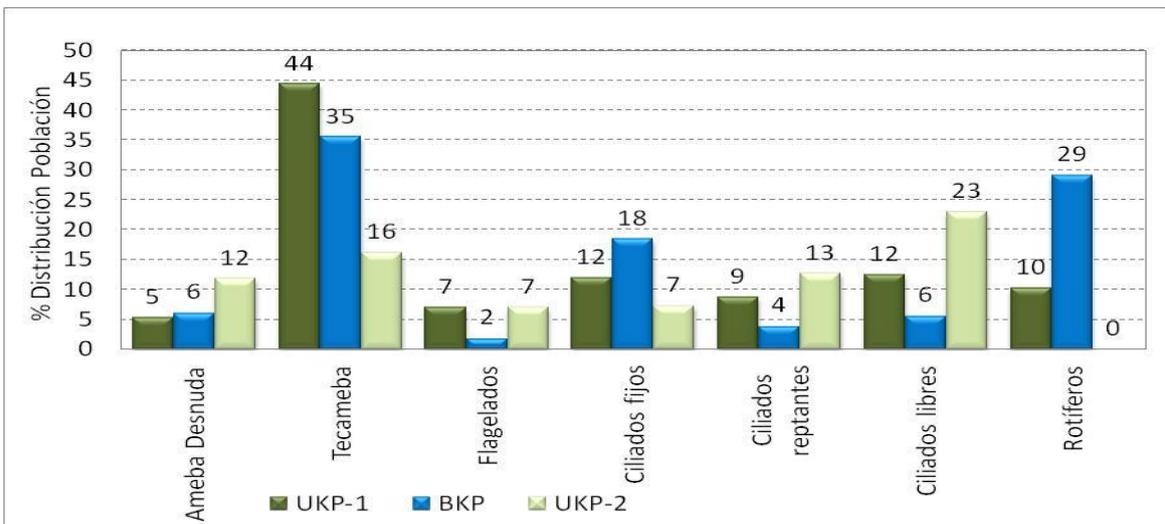


Figura 25: Distribución microorganismos en cambios de campaña.

## 6. CONCLUSIONES

- Al comparar la calidad de los efluentes generados cuando la planta de celulosa produce pulpa UKP y BKP, se pudo determinar que:
- Debido a que la eficiencia de remoción de sólidos en clarificador primario es similar para ambos tipos de productos, la reducción de DQO de efluente después del clarificador primario para producciones de pulpa UKP es un 10% mayor que para pulpa BKP por el menor contenido de sólidos totales de la pulpa UKP.
- La diferencia de eficiencia de remoción de DQO entre la pulpa UKP y BKP es una consecuencia de las características del efluente de blanqueo, debido a que este contiene compuesto orgánico clorado producto de la secuencia de blanqueo, lo cual se refleja por el mayor color del efluente.
- La relación F/M es similar para el tratamiento de efluentes de pulpas UKP y BKP, encontrándose que estas varían en promedio entre 0.50 a 0.48.
- Para tratar la mayor carga de DQO, la cantidad de sólidos volátiles en el bioreactor cuando se procesa efluente de pulpa BKP es un 63% mayor que cuando se produce pulpa UKP.
- La distribución de tamaño de microorganismos en el bioreactor es similar cuando se procesa efluente de pulpa BKP o UKP.
- El mayor tamaño de floculos (grandes y medianos), se logra con una relación F/M entre 0,6 a 0,8 para efluente BKP y 0,2 a 0,4 para efluente UKP.
- Aun cuando en el bioreactor existe una distribución de microorganismos que son más eficientes para la remoción de DQO en pulpa BKP, se logró una mejor reducción en pulpa UKP, debido a las características del efluente.
- La buena sedimentación en el clarificador secundario en efluentes de pulpa BKP y UKP se logra con un IVL entre 60 y 90 ml/g
- Después de un periodo prolongado de detención el bioreactor requiere 7 días para lograr la reducción DQO normal para efluentes de pulpa UKP.
- Cambios de campaña desde producción de pulpa UKP a BKP el bioreactor no requiere un tiempo de adaptación, para lograr la reducción normal de DQO.

- Si se hacen cambios de campaña desde producción de pulpa BKP a UKP con baja disponibilidad de fosforo, se limita la capacidad de reducción de DQO en UKP a 87%.
- Ante déficit de fosforó en el efluente de pupa UKP la población de microorganismos emigra hacia los tipos ciliados libres (dispersos).

## 7. RECOMENDACIONES

Como consecuencia del análisis del comportamiento del sistema de tratamiento de lodos activados en campañas de producción de pulpa UKP y BKP se recomienda:

- El control de nutrientes en un reactor biológico no puede ser llevado a cabo mediante el control de residuales, debido a se expone a sobre dosificar nutrientes y quedar en déficit de estos.
- Profundizar el análisis en los cambios de distribución de microorganismos en función de las características del afluente de la planta de celulosa.
- Los análisis de operación de las plantas de tratamiento deben basarse en las tendencias de los parámetros del bioreactor y corrientes de alimentación.

## 8. BIBLIOGRAFÍA

- 1.- Balázs, H. **Development of modelling, control and optimization tools for the activated sludge process**. Tese (Doctorado en Ingeniería Química). University of Pannonia, Hungría, 2007. Disponible en: <http://konyvtar.uni-pannon.hu/doktori/bovebb.php?id=210>. Acceso en mayo de 2011.
- 2.- Castellar Rodríguez, M. R., Alcid Careceles, M., Obón de Castro, J. M. **Practica de laboratorio: Planta piloto de tratamiento biológico de efluentes**. Comunicaciones de las I Jornadas Nuevas tendencias en la enseñanza de las ciencias y las ingenierías. Universidad Politécnica de Cartagena, 2008. Disponible en: <http://www.murciencia.com/comunicaciones.asp?ipag=76>. Acceso en mayo de 2011.
- 3.- Estructplan Consultores S.A. **Operación de Plantas de Barros Activados**, Argentina, 2002. Disponible en: [www.estrucplan.com.ar](http://www.estrucplan.com.ar). Acceso en mayo de 2011.
- 4.- Fall, C. Cap. 22. **Modelación matemática de plantas de tratamiento de lodos activados**. In: (Delgado, C.D., Fall, C., Quentin, E., Moleón, M.C.J., Alberich, M.V.E., Hoyos, S.E. G., Vázquez, C.M.L., Pulido, D.G. Eds.). **Agua potable para comunidades rurales, reuso y tratamientos avanzados de aguas residuales domésticas**. Libro digital. Red Iberoamericana de Potabilización y Depuración del Agua, 2003. Disponible en: <http://tierra.rediris.es/hidrored/ebooks/ripda/index.html>. Acceso en mayo de 2011.
- 5.- Grady, L., Daigger, G., Lim, H., **Biological wastewater treatment**, 2 ed. New York: CRC Press, 1999.
- 6.- Gutiérrez, C.M., Olmos, J.P. **Procesos para el tratamientos biológicos de aguas residuales industriales**. La Habana: Editorial Félix Verera-Editorial Universitaria, 2007.
- 7.- Jeppsson, U. **Modeling aspects of wastewater treatment processes**. **lund institute of technology**. Tese (Doutorado en Ingeniería Eléctrica e Automoción). Lund Institute of Technology, 428 p. 1996.

- 8.- Jiménez, A. **Correlación DQO efluente de salida en función de la DQO entrada y operación del bioreactor Planta Licancel**. Monografía (Especialización), Universidad Federal de Viçosa, Brasil. 2010.
- 9.- Johnson, T., Johnson, B., Gleadow, P. **Modern fibrelines for minimum environmental impact**. 2009. Disponible en: [www.Beca.com](http://www.Beca.com). Acceso en junio de 2011.
- 10.- Kronis, J. **The Correlation between COD and yield in chemical pulp bleaching**. Tappi Breaking the Pulp Yield Barrier Symposium. Atlanta: Tappi Press, 1998.
- 11.- Marshall, R. **Best management practices guide for nutrient management in effluent treatment**. Ottawa: Forest Products Association of Canada, 2008.
- 12.- Montoya, G.V. **Conceptos generales de tratamiento biológicos**. OPS - BVSDE, 73 p., sin fecha. Disponible en: <http://www.bvsde.ops-oms.org/sde/ops-sde/bvsde.shtml>.
- 13.- Salinas M., Gonzalez M., Jiménez A., **Proceso MBP en la Calidad de los Lodos Activado**. XIII Jornadas Técnicas de la Celulosa y Papel (ATCP-Chile), 2009.
- 14.- WEF - Water Environment Federation. Design of municipal wastewater treatment plants. Alexandria, VA: WEF, 1998.
- 15.- Vilaseca, M.M. **Observación microscópica de fangos activados en los tratamientos de depuración biológica**. Boletín Intexter (Universidad Politécnica de Cataluña), n.119, p. 67-72, 2001.

## ANEXO

### Normas

Los métodos de análisis para evaluar y controlar el sistema de tratamiento de Planta Licancel se han confeccionado según la siguiente metodología de análisis:

Análisis Cromatografía	: Manual del equipo Cromatografía Iónica, Methrom modelo 792.
Color	: 2120C Spectrophotometric, Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 21 ed., 2005.
Conductividad	: 2510B Laboratory Method, Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 21 ed., 2005.
DQO	: NCh 2313/24.Of97 Aguas Residuales – Métodos de Análisis – Parte 24: Determinación de la Demanda Química de Oxígeno (DQO).
Fósforo total	: NCh2313/15.Of97 - Aguas Residuales - Métodos de Análisis - Parte 15: Determinación de Fosforo Total.
Nitrógeno Amoniacal	: NCh2313/16.Of97: Aguas Residuales – Métodos de Análisis – Parte 16: Determinación de Nitrógeno Amoniacal.
Nitrógeno Kjeldahl	: NCh 2313/28: Aguas Residuales – Métodos de Análisis – Parte 28: Determinación de Nitrógeno Kjeldahl – Método Potenciométrico con Digestión Previa.
pH	: NCh 2313/1. Of95 Aguas Residuales - Métodos de Análisis - Parte 1: Determinación de pH.
Sólidos Suspendidos Totales	: NCh 2313/3.Of95 Aguas Residuales–Métodos de análisis - Parte 3: Determinación de Sólidos Suspendidos Totales Secados a 103 °C - 105°C.
Sólidos totales	: 2540B Total Solids Dried at 103 °C – 105 °C, Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 21 ed., 2005.
SSV y Cenizas	: 2540E Fixed and Volatile Solids Ignited at 550 °C, Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 21 ed., 2005.
Turbidez	: 2130B Nephelometric Method, Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 21 ed., 2005.