



UNIVERSIDAD DE CONCEPCIÓN



Centro de Ciencias Ambientales  
EULA-CHILE

# **Aplicación de ozono para la reducción de biosólidos en el origen en una planta de lodos activados para el tratamiento de aguas servidas**

Habilitación presentada para optar al título de

**Ingeniero Ambiental**

**SILVANA ANDREA PESANTE CASTRO**

CONCEPCION (Chile), 2014



UNIVERSIDAD DE CONCEPCIÓN



Centro de Ciencias Ambientales  
EULA-CHILE

# **Aplicación de ozono para la reducción de biosólidos en el origen en una planta de lodos activados para el tratamiento de aguas servidas**

Habilitación presentada para optar al título de

**Ingeniero Ambiental**

**Alumno: Silvana Andrea Pesante Castro**

**Profesor guía: Dra. Gladys Vidal**

CONCEPCION (Chile), 2014

Esta tesis ha sido realizada en el laboratorio del Grupo de Ingeniería y Biotecnología en Ambiental del Centro de Ciencias Ambientales EULA- CHILE de la Universidad de Concepción.

Profesoras Integrantes Comisión Evaluadora:

---

**Dra. Gladys Vidal S.**

**Tutora Tesis**

**Centro EULA-CHILE**

**Universidad de Concepción**

---

**Dra. Carolina Baeza F.**

**Evaluadora interna**

**Centro EULA-CHILE**

**Universidad de Concepción**

---

**Dra. Patricia González S.**

**Evaluadora Interna**

**Centro EULA-CHILE**

**Universidad de Concepción**

## **AGRADECIMIENTOS**

En primer lugar quisiera agradecer a mis padres Jorge y Jimena por su apoyo durante los 5 años que tomo terminar mi carrera, que con sus consejos, oración, esfuerzo, comprensión y preocupación me ayudaron a continuar y terminar esta etapa. Por otro lado, quiero agradecer a mis grandes amigos, de Talca y Concepción, quienes me aconsejaron en momentos de confusión y me animaron en momentos de frustraciones, muchísimas gracias a todos por su amistad y apoyo. Además, quiero agradecer a todos los miembros del grupo de Ingeniería y Biotecnología Ambiental del Centro de Ciencias Ambientales EULA-Chile, quienes me recibieron con muy buena disposición, y que tuvieron la paciencia y buena voluntad de ayudarme en todo lo que necesite, además de su ayuda y consejos que me han dado tranquilidad, y me han hecho crecer profesionalmente y personalmente. Gracias por todos los momentos compartidos. Quisiera hacer énfasis a mi compañera Gabriela, con quien ingresé al grupo, y que me ayudó mucho, entregándome sus consejos para soportar aquellos momentos de estrés.

Por otro lado, quisiera agradecer a mi tutora la Doctora Gladys Vidal, quien me guio durante todo este camino, aconsejándome tanto del mundo profesional como personal, y que me ayudó a comprender lo valioso de la ciencia y como enfrentarme a ese mundo, sin duda consejos que siempre recordaré. Muchas gracias por todas las oportunidades brindadas, de seguro serán muy importantes en mi vida.

Finalmente quiero agradecer a ESSBIO, S.A. por brindarme su apoyo para realizar esta tesis, en particular por su apoyo al momento de postular este trabajo a INNOVA BIOBIO, y que gracias a su ayuda, pude conseguir.

## RESUMEN

La estabilidad de un sistema de lodos activados se puede evaluar en base a parámetros microbiológicos y de operación, los cuales deben ser controlados para alcanzar la estabilidad. Por otro lado, un sistema de lodos activados produce altos volúmenes de un producto residual denominado biosólidos, los cuales se deben tratar y disponer. En consecuencia, la ozonización de lodos se ha planteado como una de las tecnologías más exitosas para la reducción de biosólidos en el origen, sin embargo, la estabilidad del sistema es alterada.

En este estudio se instaló un sistema de lodos activados a escala a laboratorio, en el cual se evaluó su estabilidad a través de parámetros hidráulicos de operación, eficiencia de eliminación de materia orgánica y nutrientes, y características de la biomasa. De lo anterior, se determinó que la sedimentabilidad del lodo fue baja, con valores de IVL entre 172,9 - 537,6 mL/gSST, principalmente debido a las características del influente y relaciones de A/M....., aun así cuando los microorganismos indicaron estabilidad en la cadena trófica. Por otro lado, la eliminación de materia orgánica y nutrientes, no fue la óptima, debido a la condición de bulking evidenciada, y la actividad heterotrófica fue alta, atribuida a la baja concentración de biomasa en el reactor biológico, insuficiente para la carga orgánica.

La aplicación de ozono en una oportunidad al 24,7% del lodo total del reactor, y bajo una dosis de 0,01 gO<sub>3</sub>/gSSV, permitió concluir que la concentración de SSV en el reactor se redujo en un 31,8%, y aumentó la concentración de DQO, NT y PT en el sobrenadante de la muestra ozonizada en 193,8, 46,88 y 22,2% respectivamente. No se observó reducción significativa en la eliminación de DQO, sin embargo, las características del efluente se deterioraron, ya que la eficiencia de eliminación de NT disminuyó en un 52,43% luego de la ozonización, respecto a la Fase II, sin embargo, luego se restituyó. Respecto al PT, no se obtuvo eficiencia de eliminación.

Por otro lado, se observó que la velocidad específica de utilización de oxígeno disminuyó en un 17,6%, y los microorganismos, principalmente las vorticellas resultaron desintegradas y parte de los rotíferos, inmovilizados.

## **INDICE GENERAL**

<b>1.</b>	<b>INTRODUCCION</b>	<b>12</b>
1.1.	Aguas servidas y problemática	12
1.2.	Generación y caracterización de aguas servidas	12
1.3.	Tratamiento de aguas servidas	16
1.3.1.	Lodos activados	19
1.3.2.	Comportamiento microbiológico en lodos activados	25
1.4.	Biosólidos	31
1.4.1.	Origen y caracterización de los biosólidos	31
1.4.2.	Tratamiento y disposición de biosólidos	32
<b>2.</b>	<b>ANTECEDENTES</b>	<b>34</b>
2.1.	Minimización de biosólidos	34
2.2.	Ozonización del lodo	42
<b>3.</b>	<b>OBJETIVOS</b>	<b>48</b>
<b>4.</b>	<b>METODOLOGIA</b>	<b>49</b>
4.1.	Obtención de influente e inóculo	49
4.2.	Sistema de lodos activados	49
4.2.1.	Parámetros hidráulicos de operación	51
4.2.2.	Parámetros fisicoquímicos	52
4.3.	Aplicación de ozono	55
<b>5.</b>	<b>RESULTADOS Y DISCUSION</b>	<b>57</b>
5.1.	Caracterización fisicoquímica del influente	57
5.2.	Caracterización fisicoquímica del inóculo	59
5.3.	Parámetros operacionales	60

<b>5.4.</b>	<b>Eficiencia de eliminación de materia orgánica y nutrientes</b>	<b>67</b>
<b>5.5</b>	<b>Caracterización microbiológica de la biomasa</b>	<b>72</b>
<b>5.6.</b>	<b>Efectos de la aplicación de ozono</b>	<b>81</b>
<b>6.</b>	<b>CONCLUSIONES</b>	<b>89</b>
<b>7.</b>	<b>RECOMENDACIONES</b>	<b>90</b>
<b>8.</b>	<b>ANEXOS</b>	<b>91</b>
<b>9.</b>	<b>BIBLIOGRAFIA</b>	<b>93</b>

## INDICE DE FIGURAS

<b>Figura 1.</b> Diagrama del proceso de tratamiento de aguas servidas. Adaptado de Barañao y Tapia (2004).	16
<b>Figura 2.</b> Diagrama esquemático de un sistema de lodos activados.	20
<b>Figura 3.</b> Red trófica en lodos activados. Adaptado de Gerardi (2006).	27
<b>Figura 4.</b> Mecanismos de un sistema de lodos activados acoplado a un proceso de ozonización. Adaptado de Paul and Debellefontaine (2007).	43
<b>Figura 5.</b> Esquema de sistema de tratamiento de lodos activados.	50
<b>Figura 6.</b> Sistema de tratamiento de lodos activados a escala laboratorio.	51
<b>Figura 7.</b> Sistema de ozonización, a) Ozonizador OZOCAV, b) Tubo lavador de gases Pyrex 250 mL.	56
<b>Figura 8.</b> Evolución de la Velocidad de Carga Orgánica (VCO) medida como $\text{kgDQO}/\text{m}^3\cdot\text{d}$ (■) y $\text{kgDBO}_5/\text{m}^3\cdot\text{d}$ (○), durante la operación del sistema de lodos activados.	60
<b>Figura 9.</b> Evolución del Tiempo de Retención Hidráulico (TRH) durante la operación del sistema de lodos activados.	62
<b>Figura 10.</b> Variación del pH del influente (○) y pH del efluente (■) durante la operación del sistema de lodos activados.	63
<b>Figura 11.</b> Variación de la temperatura (○) y oxígeno disuelto (■) en el reactor, durante la operación del sistema de lodos activados.	64
<b>Figura 12.</b> Actividad heterotrófica de la biomasa bacteriana durante la operación del sistema de lodos activados.	65
<b>Figura 13.</b> Eficiencia de eliminación de DQO (■) y $\text{DBO}_5$ (○) durante la operación del sistema de lodos activados.	68
<b>Figura 14.</b> Eficiencia de eliminación de NT (■) PT (○), y $\text{NH}_4^+$ (△) durante la operación del sistema de lodos activados.	70



**Figura 15.** Relación A/M e IVL durante la operación del sistema de lodos activados. En los recuadros se destaca la VCO medida como  $\text{kgDBO}_5/\text{m}^3\cdot\text{d}$ . 73

**Figura 17.** Flotación de la biomasa, según IVL. Al minuto 6 se observa buena sedimentación, pero con un sobrenadante turbio; y desde el minuto 10, la totalidad de la biomasa sedimentada tiende a flotar, aumentando el IVL. 77

**Figura 18.** Microorganismos presentes en el lodo, a) *Colpidium sp*, b) *Arcella sp.*, c) *Zoothamnium*, d) *Vorticella microstoma*, e) *Vorticella convallaria*, f) rotíferos, g) nematodos y h) *Zooglea ramigera*. 79

**Figura 19.** Eficiencia de eliminación de DQO por fase, durante la operación del sistema de lodos activados. 84

**Figura 21.** Observación microscópica de la biomasa ozonizada. La flecha apunta hacia partes de las vorticellas, indicando efectiva separación de sus tallos de fijación. 87

## INDICE DE TABLAS

<b>Tabla 1.</b> Composición típica del agua servida urbana previa a un tratamiento.	15
<b>Tabla 2.</b> Parámetros operacionales típicos de lodos activados.	24
<b>Tabla 3.</b> Resumen de diferentes estrategias para reducir la generación de biosólidos en el origen (línea de aguas).	40
<b>Tabla 4.</b> Recopilación de resultados de reducción en la producción de exceso de biosólidos.	46
<b>Tabla 5.</b> Programa y frecuencia de mediciones de parámetros fisicoquímicos.	52
<b>Tabla 6.</b> Caracterización fisicoquímica del influente.	57
<b>Tabla 7.</b> Caracterización fisicoquímica del inóculo.	59
<b>Tabla 8.</b> Concentración de DQO, NT y PT de la biomasa antes y luego de la ozonización.	82

## ABREVIATURAS

<b>A/M</b>	Razón alimento/microorganismo	(gDBO <sub>5</sub> /gSSV•d)
<b>CE</b>	Conductividad Eléctrica	(μS)
<b>COT</b>	Carbono Orgánico Total	(mg/L)
<b>DBO<sub>5</sub></b>	Demanda Biológica de Oxígeno	(mg/L)
<b>DQO</b>	Demanda Química de Oxígeno	(mg/L)
<b>EPA</b>	Environmental Protection Agency	
<b>IVL</b>	Índice Volumétrico del Lodo	(mL/g)
<b>N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup></b>	Amonio medido como nitrógeno	(mg/L)
<b>N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup></b>	Nitrato medido como nitrógeno	(mg/L)
<b>NH<sub>4</sub><sup>+</sup></b>	Amonio	(mg/L)
<b>NO<sub>3</sub><sup>-</sup></b>	Nitrato	(mg/L)
<b>NT</b>	Nitrógeno Total	(mg/L)
<b>PTAS</b>	Planta de Tratamiento de Aguas Servidas	
<b>PT</b>	Fósforo Total	(mg/L)
<b>OD</b>	Oxígeno Disuelto	(mg/L)
<b>SST</b>	Sólidos Suspendidos Totales	(g/L)
<b>SSV</b>	Sólidos Suspendidos Volátiles	(g/L)
<b>SSVLM</b>	Sólidos Suspendidos Volátiles del Licor de Mezcla	(g/L)
<b>ST</b>	Sólidos Totales	(g/L)
<b>SV</b>	Sólidos Volátiles	(g/L)
<b>TRH</b>	Tiempo de Retención Hidráulico	(h)
<b>VCO</b>	Velocidad de Carga Orgánica	(kgDQO/m <sup>3</sup> •d),(kgDBO <sub>5</sub> /m <sup>3</sup> •d)

## **1. INTRODUCCION**

### **1.1. Aguas servidas y problemática**

El agua servida se define como la combinación de residuos líquidos, o aguas portadoras de residuos procedentes de residencias, instituciones públicas y establecimientos industriales y comerciales, a los que pueden agregarse, eventualmente, aguas subterráneas, superficiales y pluviales (Metcalf and Eddy, 2003). En Chile, a comienzos de la década de los 90, se desarrolló el proceso de construcción de Plantas de Tratamiento de Aguas Servidas (PTAS), a causa de la creciente generación de aguas servidas. Además, la necesidad de implementación de PTAS se generó a partir del conocimiento de los problemas ambientales y sanitarios que producen las descargas de aguas servidas sobre los ecosistemas acuáticos, como son la contaminación o eutrofización debido a la concentración de materia orgánica y nutrientes presentes en estas (Metcalf and Eddy, 2003). Desde el año 2000, al entrar en vigencia el Decreto Supremo N°90/2000, Norma de Emisión para la Regulación de Contaminantes Asociados a las Descargas de Residuos Líquidos a Aguas Marinas y Continentales Superficiales, este proceso se aceleró. Es así como actualmente existe un alto porcentaje de la población urbana que cuenta con tratamiento para sus aguas servidas, existiendo para el año 2012 una cobertura efectiva de un 99,82% (SISS, 2012) (Ver Anexo 1).

### **1.2. Generación y caracterización de aguas servidas**

La cantidad y composición de las aguas servidas varía de acuerdo al origen y componentes presentes. Estas variables se pueden diferenciar de acuerdo a los asentamientos humanos que las generan, identificándose asentamientos rurales y urbanos (Vera, 2012). Las aguas servidas rurales son de composiciones similares en diversas comunidades, debido a que son generadas por actividades básicas y comunes como la disposición de desechos caseros, humanos y animales (Ramalho, 1996). Por otro lado, las aguas servidas urbanas pueden contener residuos

industriales, y presentan aumentos de hasta un 50% en las cargas con respecto a los asentamientos rurales (Vera, 2012).

La composición de las aguas servidas permite caracterizarla de acuerdo a los constituyentes físicos, químicos y biológicos presentes en estas. Sin embargo, el mayor constituyente es el agua, alcanzando porcentajes entre el 99,5 - 99,9% del agua servida (Spellman, 2009).

Entre las características físicas más importantes del agua servida se encuentran: (1) el contenido de sólidos, término que engloba la materia en suspensión, sedimentable, coloidal y disuelta; (2) la temperatura, que influye sobre el desarrollo de la vida acuática, las reacciones químicas y determina la solubilidad de algunos gases; (3) la turbiedad, debido a la materia en suspensión, organismos microscópicos y partículas que afectan el traspaso de la luz a través del agua, perturbando el desarrollo de organismos fotosintéticos; y (4) el olor causado por los gases liberados durante el proceso de descomposición de la materia orgánica (Metcalf and Eddy, 2003).

Por otro lado, las características químicas se agrupan en constituyentes orgánicos e inorgánicos. Dentro de los constituyentes químicos orgánicos se encuentra la Demanda Química de Oxígeno (DQO), que es definida como la masa de oxígeno necesaria para la completa oxidación de los componentes orgánicos del agua; la Demanda Biológica de Oxígeno ( $DBO_5$ ), la cual está relacionada con la medición del oxígeno disuelto que consumen los microorganismos en el proceso de oxidación bioquímica de la materia orgánica durante 5 días; y por último el Carbono Orgánico Total (COT) que mide pequeñas concentraciones de materia orgánica en el agua a través del carbono liberado como  $CO_2$  (Von Sperling, 2007). Con respecto a los constituyentes químicos inorgánicos se destacan el pH, que expresa una tendencia de acidez del agua, y generalmente se sitúa en un rango neutro (6,5 - 8,5); y los nutrientes compuestos principalmente por nitrógeno y fósforo en sus diferentes formas, los cuales tienen un rol fundamental en la eutrofización de las aguas. El nitrógeno es representado por Nitrógeno Total (N), Nitrógeno Orgánico (N orgánico), Amoniac (N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>), Nitrógeno Total Kjeldahl (NTK), Nitrito (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>) y Nitrato (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>); y

el fósforo es representando por Fósforo Total (PT), Fosfatos ( $\text{PO}_4^{-3}$ ) y Fósforo Orgánico (P-Orgánico).

Por último, las características biológicas son de gran importancia, ya que están asociadas a enfermedades que pueden afectar a humanos y animales. Estas enfermedades se atribuyen a microorganismos patógenos como bacterias, hongos, helmintos y virus (Von Sperling, 2007). En particular, los organismos bacterianos patógenos excretados por el hombre, se presentan en pequeñas cantidades y son difíciles de aislar y de identificar. Para ello se emplea el organismo coliforme (grupo de bacterias presentes en el suelo, plantas, humanos y animales) como organismo indicador (Crites and Tchobanoglous, 2000; Metcalf and Eddy, 2003;).

La Tabla 1 presenta datos típicos de los constituyentes encontrados en el agua servida urbana previo a un tratamiento.

**Tabla 1.** Composición típica del agua servida urbana previa a un tratamiento.

Contaminante	Concentración			
	Unidad	Débil	Media	Fuerte
ST	mg/L	350	720	1.200
DBO <sub>5</sub>	mg/L	110	220	400
DQO	mg/L	250	500	1.000
COT	mg/L	80	160	290
N	mg/L	20	40	85
N orgánico	mg/L	8	15	35
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	mg/L	12	25	50
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	mg/L	0	0	0
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	mg/L	0	0	0
P	mg/L	4	8	15
P orgánico	mg/L	8	15	35
Alcalinidad como CaCO <sub>3</sub>	mg/L	50	100	200
CT	nº/100 ml	10 <sup>6</sup> - 10 <sup>7</sup>	10 <sup>7</sup> - 10 <sup>8</sup>	10 <sup>7</sup> - 10 <sup>9</sup>

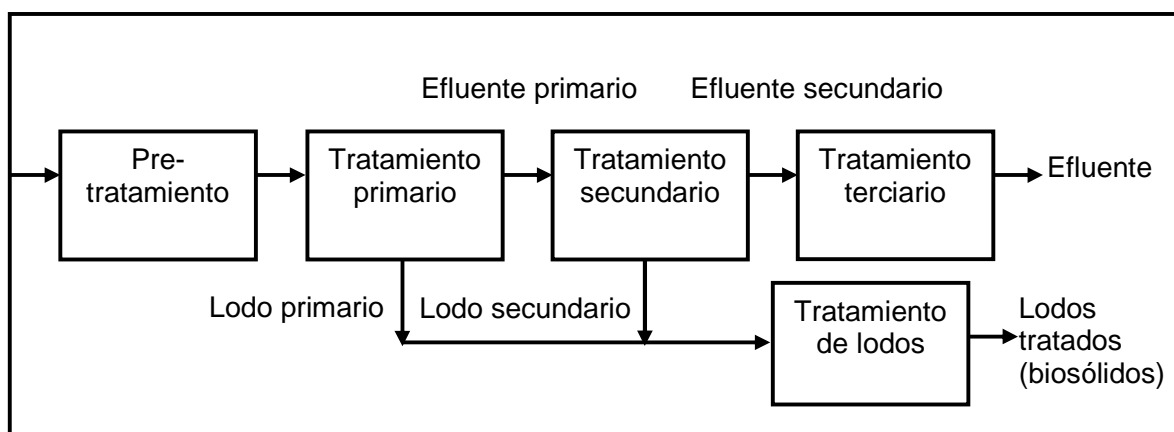
ST: Sólidos Totales, DBO<sub>5</sub>: Demanda Biológica de Oxígeno, DQO: Demanda Química de Oxígeno, COT: Carbono Orgánico Total, N: Nitrógeno, N orgánico: Nitrógeno orgánico, N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>: Amonio, NO<sub>2</sub><sup>-</sup>: Nitrito, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>: Nitrato, P: Fósforo, P orgánico: Fósforo Orgánico, CT: Coliformes Totales.

Fuente: Metcalf and Eddy, 2003.

### 1.3. Tratamiento de aguas servidas

El tratamiento del agua ya sea de tipo doméstica o industrial, se define como cualquier proceso que cambia o altera la calidad física, química o microbiológica de esta, modificando o eliminando impurezas indeseables y sustancias contaminantes, para proporcionar agua de calidad aceptable de acuerdo a su uso (Spellman, 2009). Específicamente, las PTAS son instalaciones que presentan acoplamiento de tecnologías que emplean procesos físicos, biológicos y químicos, o también denominados tratamientos primarios, secundarios y terciarios respectivamente, así como se observa en la Figura 1 (Spellman, 2009). Estas instalaciones, permiten bajo condiciones controladas, remover de las aguas servidas compuestos típicos como materia orgánica, nitrógeno, fósforo, metales pesados y pequeñas cantidades de otros productos químicos, generando un efluente final apto para disponerlo en cuerpos de agua, en coherencia con la normativa aplicable (Decreto Supremo N°90/2000).

La selección de los procesos de tratamiento, depende de las características del agua servida, la calidad del efluente requerido, el coste, la disponibilidad de terrenos y equipos, y la consideración de futuras ampliaciones en niveles de calidad de efluentes (Ramalho, 1996).



**Figura 1.** Diagrama del proceso de tratamiento de aguas servidas. Adaptado de Barañao y Tapia (2004).



El tratamiento de aguas servida consta de 4 etapas:

- 1. Pre-tratamiento:** El objetivo de esta operación es remover materiales gruesos y escombros que pueden obstruir equipos de la PTAS. Los sólidos gruesos se eliminan por intercepción a través del cribaje (Zaror, 2002), los sólidos de menor tamaño se eliminan por flotación o sedimentación, y la materia en suspensión gruesa a través de desarenadores (Metcalf and Eddy, 2003). Esta etapa de pre-tratamiento, tiene el mismo principio que el tratamiento primario.
- 2. Tratamiento físico o primario:** Es un tratamiento basado en principios físicos de retención, sedimentación y flotación, que permite eliminar los sólidos sedimentables y flotantes junto a la materia orgánica susceptible de sedimentación, los cuales forman el lodo primario o químico (Metcalf and Eddy, 2003). También existen procesos químicos como la coagulación-floculación que se emplean para mejorar la sedimentación de partículas en suspensión. Como resultado, una instalación primaria bien diseñada permite eliminar entre un 60 - 75% los sólidos suspendidos, y entre un 20 - 35% la DBO<sub>5</sub> total. Sin embargo, los sólidos coloidales, los sólidos disueltos y la DBO<sub>5</sub> soluble no son eliminados (WEF, 2008).
- 3. Tratamiento biológico o secundario:** Tratamiento en el cual se remueve la materia orgánica biodegradable, coloidal y disuelta, o aquellos sólidos suspendidos que no han sido separados en la etapa de tratamiento primario. Esto se logra a través de los procesos biológicos propios de los microorganismos, para transformar la materia orgánica en tejido celular nuevo (biomasa) y gases. Generalmente, un tratamiento secundario reduce en un 85% los sólidos suspendidos totales (SST), y la DBO<sub>5</sub>. Sin embargo, es poco efectivo en la remoción de microorganismos potencialmente patógenos (coliformes). Uno de los parámetros importantes del tratamiento secundario, es el oxígeno, ya que la presencia o ausencia del mismo condiciona el tipo de microorganismo que se encargará de degradar la materia orgánica presente

en el agua servida. En este sentido, existen dos grupos de procesos biológicos que se pueden aplicar en esta etapa de tratamiento: anaeróbicos y aeróbicos (Romero, 2004). Las tecnologías basadas en procesos anaeróbicos logran la oxidación de la materia orgánica en ausencia de oxígeno, generando biomasa y gases ( $\text{CO}_2$ ,  $\text{CH}_4$ ,  $\text{H}_2\text{S}$ ,  $\text{NH}_3$ ) (Vera, 2012), destacándose sistemas como el lagunaje anaeróbico, reactores anaeróbicos y tecnologías de flujo ascendente con manto de lodo o por sus siglas en inglés, UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket) (Aiyuk *et al.*, 2006). Por otro lado, las tecnologías basadas en procesos biológicos aeróbicos, logran la oxidación de la materia orgánica mediante microorganismos que utilizan el oxígeno para el intercambio de electrones, obteniendo en el proceso nueva biomasa, junto con productos finales como el  $\text{CO}_2$  y  $\text{H}_2\text{O}$  (Romero, 2004). Tecnologías de tipo aeróbicas son, sistemas de lodos activados (modalidad convencional y aireación extendida), lagunas aireadas, filtros aeróbicos, y reactores de lecho móvil, o por sus siglas en inglés MBBR (Moving Bed Biofilm Reactor) (Vera, 2012). Estas tecnologías aeróbicas, se pueden clasificar a su vez en tratamientos de biomasa suspendida (lodos activados y lagunas aireadas) y de biomasa fija (filtros aeróbicos y MBBR) (Metcalf and Eddy, 2003). En Chile, la tecnología de tratamiento de aguas servidas más utilizada es la denominada lodos activados (Von Sperling, 2007), y representa un 59% de las plantas de tratamiento del país (Ver Anexo 2).

- 4. Tratamiento químico o terciario:** Es utilizado para la eliminación de compuestos específicos como nutrientes, metales o microorganismos patógenos. La aplicación más común de tratamiento terciario en una PTAS se relaciona con el control de nutrientes (Vera, 2012). Según Barañao y Tapia (2004), en la actualidad el 8% de las PTAS en Chile tiene algún tipo de tratamiento terciario, siendo las tecnologías más usadas la remoción biológica de nitrógeno y fósforo (65% del total), y la remoción química de fósforo (30% del total). Asimismo, los autores mencionan que es común agregar una etapa de desinfección. Un 90% de las PTAS en Chile cuenta con una etapa de

desinfección de los efluentes finales, tales como la cloración (76%) y aplicación de rayos ultravioleta (24%).

### **1.3.1. Lodos activados**

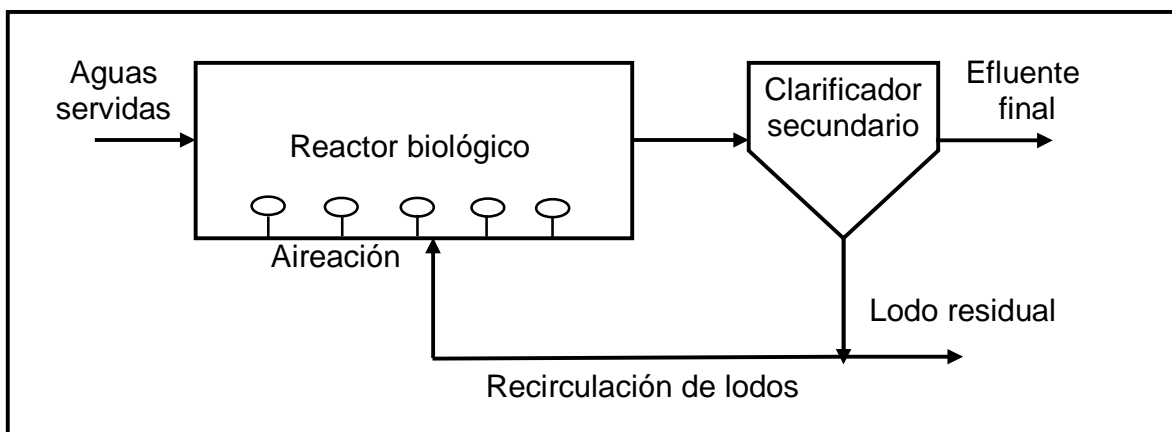
El tratamiento de aguas mediante lodos activados es el método estándar de tratamiento de aguas servidas para plantas domésticas en Chile, con casi un 60% respecto al número total de PTAS (Varila y Díaz, 2008; SISS, 2012). Lo anterior es debido a que presentan una mayor resistencia a fluctuaciones en el flujo, carga orgánica y composición del efluente (Cortez, 2003; Vera, 2012). Además, presenta bajos costos de construcción y relativamente bajos requerimientos de terrenos (NESC, 2003).

Esta tecnología se clasifica como un método de tratamiento biológico aeróbico de biomasa en suspensión, y su nombre proviene de la producción de una masa activa de microorganismos contenidos en un reactor capaces de metabolizar y consumir la materia orgánica presente en el agua servida, la cual se denomina biomasa o lodo biológico. En condiciones óptimas de funcionamiento, oxígeno y alimento, las bacterias se multiplican rápidamente utilizando la materia orgánica como alimento para llevar a cabo sus funciones vitales, es decir, la síntesis y el mantenimiento celular. Como resultado, se alcanzan porcentajes de eliminación de  $DBO_5$  entre un 65 - 99%, y para la DQO se alcanzan niveles de hasta el 60% de eliminación (Metcalf and Eddy, 2003).

Cabe destacar, que las dos modalidades de lodos activados, configuración convencional y aireación extendida, se diferencian en que este último trabaja con cargas orgánicas menores y tiempos de retención mayores. Debido a lo anterior, difieren en los valores de sus parámetros de diseño y operación, pero no en su configuración (Salazar, 2001). Sin embargo, el sistema más utilizado, y del cual se discutirá en este estudio, es el sistema de lodos activados convencional.

Los elementos fundamentales de esta tecnología son: reactor biológico (tanque de aireación), clarificador secundario, purga de lodo residual y recirculación de lodo

(Spellman, 2009), elementos que se observan en la Figura 2. El proceso comienza cuando el efluente primario entra al reactor biológico, el cual contiene un licor de mezcla, formado por los microorganismos aglomerados en flóculos con materia orgánica e inorgánica. Es en este lugar, donde se produce la asimilación y degradación de la materia orgánica por parte de los microorganismos. En cuanto al oxígeno necesario para los microorganismos aeróbicos, este es inyectado continuamente en la mezcla a través de aireadores mecánicos. Los lodos o la biomasa generada, sedimentan desde el licor de mezcla aireado proveniente del reactor biológico, bajo condiciones de inmovilidad en el clarificador secundario, y una porción se retorna al reactor biológico (recirculación) el cual se combina con la alimentación inicial, para mantener una concentración suficiente de biomasa en el sistema y así alcanzar el grado de tratamiento exigido en el intervalo de tiempo deseado. Otra porción de la parte inferior del clarificador, correspondientes al crecimiento del tejido celular, se debe retirar del proceso (purga de lodo residual), y por la parte superior se elimina el sobrenadante claro, el cual corresponderá al efluente final del tratamiento (Spellman, 2009).



**Figura 2.** Diagrama esquemático de un sistema de lodos activados.

En el diseño del sistema de lodos activados es necesario considerar parámetros como el pH, las necesidades y transferencia de oxígeno, y la temperatura, los cuales deben estar dentro de rangos determinados para la adecuada proliferación y

desarrollo de los microorganismos. Además es importante considerar condiciones de operación como la selección del tipo de reactor, los criterios de carga, tiempos de residencia, las características del aguas servida, las necesidades de nutrientes, el control de microorganismos filamentosos, la concentración de microorganismos encargados del tratamiento y la razón de recirculación. En consecuencia, se definen los siguientes parámetros, que con un control permanente, aseguran un proceso eficiente alcanzando las eficiencias de eliminación reportadas anteriormente.

#### - **Aireación**

El control de la aireación es esencial en el reactor biológico para la adecuada oxidación microbiana de la materia orgánica. Para esto, se requieren concentraciones de oxígeno disuelto (OD) mayores a 2,0 mgO<sub>2</sub>/L, lo que permite además mantener los flóculos en constante agitación para promover el contacto entre estos y el influente (Bitton, 2011).

#### - **Recirculación**

Es necesario recircular una fracción de biomasa o lodo desde el clarificador secundario hacia el reactor biológico, con el fin de mantener una concentración constante en este para la adecuada eliminación de la materia orgánica. La razón de recirculación varía entre 0,25 - 1,25 y se calcula en función del caudal de alimentación al reactor (Metcalf and Eddy, 2003).

#### - **Nutrientes**

El nitrógeno y fósforo son nutrientes esenciales en el desarrollo de los microorganismos. Las bacterias requieren nitrógeno para la síntesis de proteínas y ácidos nucleicos, mientras que el fósforo es necesario para la síntesis de ácidos nucleicos, ATP (Adenosin trifosfato) y generación de membranas celulares. Por lo tanto, se sugiere una regla de 100 kg DBO<sub>5</sub>:5 kg N:1 kg P de concentración del agua servida para la correcta eliminación de materia orgánica (Metcalf and Eddy, 2003; Torrescano, 2009). Si la concentración de nutrientes es inferior a la adecuada, se

altera la velocidad de crecimiento, y la cantidad y actividad de los microorganismos, así como también predominan microorganismos filamentosos causantes de problemas de sedimentabilidad de la biomasa. Por otro lado, si la concentración de nutrientes es superior a la sugerida, gran fracción de esta se eliminará en el efluente (Sherrard and Schroeder, 1976).

#### - pH

El pH, concentración del ion hidrogeno ( $H^+$ ), es un indicador de calidad del medio que permite la adecuada proliferación y desarrollo de microorganismos, existiendo un rango adecuado entre valores cercanos a la neutralidad (6,5 - 7,5) (Metcalf and Eddy, 2003). Los valores de pH inferiores a 6,8 generan decaimiento de la actividad enzimática, así como también favorecen el crecimiento de hongos filamentosos, mientras que un pH por sobre 7,5, puede inhibir la actividad bacteriana, y a la vez también genera decaimiento de la actividad enzimática (Gerardi, 2006).

#### - Relación Alimento/Microorganismos (A/M)

La relación A/M, puede determinar el comportamiento operacional de los sistemas biológicos. Para una correcta depuración, se propone una razón óptima entre 0,3 - 0,6  $gDBO_5/gSSVLM \cdot d$  (donde los microorganismos se miden como Sólidos Suspendidos Volátiles (SSVLM) y el alimento se mide como  $DBO_5$ , lo cual determina la formación de un lodo floculante con buenas propiedades de sedimentación (Ramalho, 2003). Los valores inferiores o superiores causan problemas de sedimentación del lodo en el clarificador secundario (Torrescano, 2009).

Este parámetro es controlado por la razón de purga de lodos, así, a mayor razón de purga, mayor valor de A/M.

- **Sólidos Suspendidos Volátiles en Licor de Mezcla (SSVLM)**

La porción orgánica de los sólidos suspendidos en el reactor biológico está representada por los SSVLM, y corresponden a los lodos biológicos, constituidos por una población heterogénea de microorganismos (Ramalho, 1996). En reactores de lodos activados, este valor está comprendido entre 2 - 3 gSSV/L, que es el intervalo óptimo para la adecuada eliminación de materia orgánica.

- **Temperatura (T)**

La temperatura tiene influencia en el desarrollo de los microorganismos y sobre las reacciones químicas y velocidades de reacción, limitando un rango entre los 25 - 35°C, que es la temperatura óptima para el desarrollo de los procesos microbiológicos (Metcalf and Eddy, 2003; Ramalho, 1996).

- **Tiempo de Retención Hidráulico (TRH)**

Es el tiempo en que permanece el influente en el reactor, o el tiempo que las bacterias están en contacto con el agua servida. Se debe considerar suficiente tiempo para que las microorganismos asimilen la materia orgánica que contiene el agua servida, bordeando entre 3 - 8 horas para sistemas de lodos activados tipo convencional, y 12 - 36 horas para la configuración de aireación extendida.

- **Velocidad de Carga Orgánica (VCO)**

La VCO es la relación de la cantidad de materia orgánica expresada normalmente en unidades de DBO<sub>5</sub> o DQO por unidad de reactor y unidad de tiempo, dependiendo directamente de la concentración del sustrato, del tiempo de retención hidráulico y de la operación en planta (Campos *et al.*, 2007). Los valores típicamente encontrados oscilan en el rango de 0,32 - 0,64 kgDBO<sub>5</sub>/m<sup>3</sup>•d (Metcalf and Eddy, 2003).

En la Tabla 2, se resumen parámetros operacionales relevantes para esta tecnología de tratamiento en sus dos configuraciones, convencional y aireación extendida, además de las respectivas eficiencias de eliminación para DBO<sub>5</sub>, N y P.

**Tabla 2.** Parámetros operacionales típicos de lodos activados.

Tecnología	Parámetros operacionales				Eficiencia de eliminación		
	TRH (h)	VCO (kgDBO <sub>5</sub> / m <sup>3</sup> •d)	A/M (kg DBO <sub>5</sub> / kgSSVLM•d)	SSVLM (g/L)	DBO <sub>5</sub> (%)	N (%)	P (%)
Lodos activados, convencional	3 - 8	0,3 - 0,7	0,2 - 0,9	1,5 - 5,0	85 - 95	25 - 30	25 - 30
Lodos activados, aireación extendida	12 - 36	0,1 - 0,3	0,05 - 0,2	2,5 - 6,0	93 - 98	15 - 25	10 - 20

TRH: Tiempo de Retención Hidráulico, VCO: Velocidad de Carga Orgánica, A/M: Razón alimento/microorganismo, SSVLM: Sólidos Suspendidos Volátiles en Licor de Mezcla, DBO<sub>5</sub>: Demanda Biológica de Oxígeno, N: Nitrógeno, P: Fósforo.

Fuente: Adaptado de Vera (2012).



### **1.3.2. Comportamiento microbiológico en lodos activados**

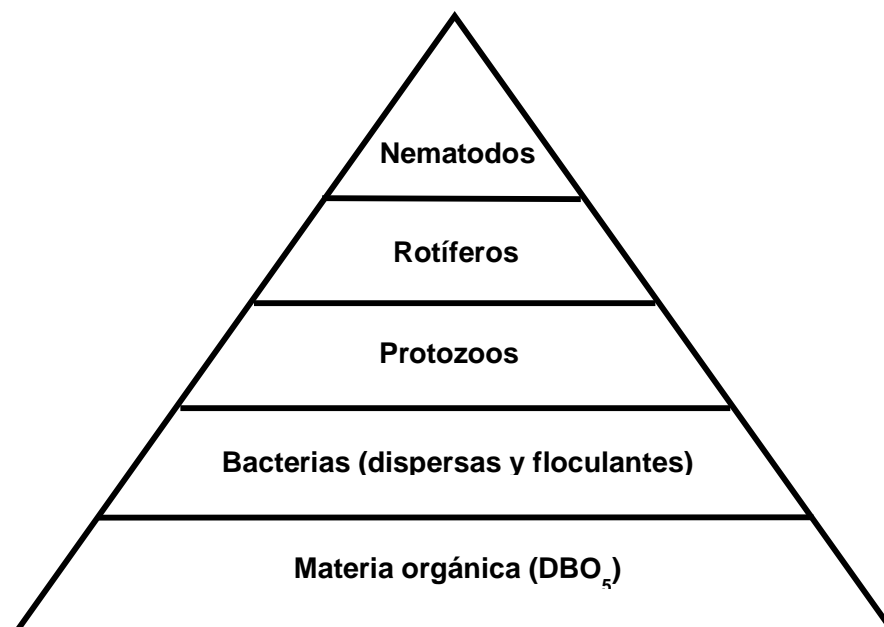
El sistema de tratamiento de lodos activados utiliza una compleja población de microorganismos, compuesta principalmente por bacterias, las cuales representan el 95% de la biomasa, mientras que el resto lo componen hongos, protozoos, rotíferos y nematodos (Ramalho, 1996; Davis, 2010; Okafor, 2011). Estos microorganismos componen una población capaz de degradar los componentes del agua servida y de formar flóculos que sedimenten en el clarificador secundario (WEF, 2008), ya que en un principio, los microorganismos suelen presentarse de forma libre en el medio. Sin embargo, conforme aumenta el tamaño de las poblaciones, estos se agrupan formando estructuras mixtas con la materia coloidal orgánica e inorgánica y la materia particulada de mayor tamaño, adoptando una matriz compacta llamada flóculo, lo que constituye en sí el núcleo de la depuración de aguas servidas.

El tratamiento mediante lodos activados está basado en el metabolismo de los microorganismos presentes en los reactores. Se le llama metabolismo a la suma total de los procesos químicos de la célula, y se divide en el catabolismo, proceso de obtención de energía en el cual se oxida la materia orgánica para producir  $\text{CO}_2$  y  $\text{H}_2\text{O}$  (respiración celular), y el anabolismo, proceso de síntesis de componentes celulares y nuevas células (Davis, 2010). Además, existe un proceso denominado respiración endógena, en el que las células muertas sirven de alimento para otros microorganismos, reacción que tiene lugar cuando la materia orgánica disponible es limitante, de tal forma que los microorganismos del sistema utilizan su propio protoplasma para obtener energía (Argón, 2009). En cuanto al proceso de anabolismo, la síntesis de nuevas células bacterianas ocurre principalmente mediante la fisión binaria, en la cual la célula original se transforma en dos nuevos organismos, requiriendo cierto tiempo para cada división, denominado tiempo de generación, el cual puede variar desde días a menos de 20 minutos. Este rápido crecimiento está limitado por factores ambientales como el sustrato y la disponibilidad de nutrientes (Metcalf and Eddy, 2003).

### - **Red trófica**

En los sistemas de lodos activados cada microorganismo presenta un rol crucial en el tratamiento de las aguas, lo cual puede ser observado al comprobar tanto la presencia, ausencia, como una variación en el tiempo del predominio de estos. Es así como se evidencia una verdadera pirámide trófica cuyo esquema simplificado se presenta en la Figura 3. Las bacterias componen el primer nivel trófico, y son los organismos que realmente degradan la materia orgánica del influente. A su vez, son las que tienen la capacidad de generar flóculos. Sin embargo, las actividades metabólicas de otros microorganismos (protozoos y metazoos) son de real importancia en el proceso de tratamiento. Es así, como en el segundo nivel trófico, se encuentran los protozoos, los cuales son organismos eucariotas, unicelulares, heterótrofos y aeróbicos, que obtienen su energía consumiendo materia orgánica y bacterias dispersas, por lo que actúan como purificadores del sistema de tratamiento. Además, son utilizados como indicadores del funcionamiento del proceso e indicadores de toxicidad, ya que son organismos sensibles a cambios en el medio, específicamente los protozoos del tipo ciliados fijos (Vilaseca, 2001). En el proceso de lodos activados, los protozoos más comunes son las amebas, flagelados, ciliados nadadores libres, ciliados reptantes y ciliados fijos, los cuales se diferencian según su morfología y movilidad (Gerardi, 2006). Uno de los protozoos más abundantes en sistemas de lodos activados son los ciliados. Los ciliados, se alimentan de bacterias, por lo que contribuyen a la reducción de sus niveles (Vilaseca, 2001). Sin embargo los ciliados fijos como las vorticellas, son los que predominan cuando el sistema ha alcanzado un óptimo nivel de eficiencia de eliminación de materia orgánica (McKinney and Gram, 1956). Finalmente, en el tope de la red trófica se encuentran los metazoos, organismos pluricelulares y heterótrofos. En sistemas de lodos activados es común observar rotíferos y nematodos. En particular, los rotíferos, son muy eficaces en la eliminación de bacterias, protozoos, y de pequeñas partículas de materia orgánica, y son representativos de sistemas de baja carga orgánica, con oxígeno disuelto suficiente, y además indicadores de un proceso de purificación biológica muy eficiente (Henze *et al.*, 2000; Vilaseca, 2001; Metcalf and Eddy, 2003; Bitton,

2011). Asimismo, la presencia de nematodos, predadores de bacterias dispersas y protozoos, indica estabilidad en el sistema.



**Figura 3.** Red trófica en lodos activados. Adaptado de Gerardi (2006).

#### - Problemas de sedimentabilidad

Respecto a la microbiología de los microorganismos, se pueden generar problemas operativos dentro los reactores de lodos activados, causados por la composición del agua servida o por parámetros de diseño y operación. Los más comunes son el bulking, lodo ascendente y espuma de *Nocardia*. Estos problemas resultan de cambios en la ecología microbiana del reactor y pueden ser resueltos mediante el mantenimiento de un ambiente que inhiba las poblaciones microbianas desfavorables.

El bulking es un problema en el cual el lodo tiene mala sedimentabilidad y no se compacta bien. Puede ser provocado por el excesivo crecimiento de microorganismos filamentosos (*Microthrix parvicella*, Tipo 0,041, Tipo 0675, Tipo 0092, Tipo 0411, Tipo 1863, entre otras), los cuales forman largas cadenas o filamentos dificultando su sedimentabilidad (Jenkins *et al.*, 2003). El índice

utilizado para evaluar la sedimentabilidad del lodo, es el indicador macroscópico denominado Índice Volumétrico del Lodo (IVL), y corresponde al volumen en mililitros ocupado por 1 g de sólidos en suspensión del licor mezclado después de sedimentar durante 30 minutos en una probeta graduada de 1000 ml. Si el lodo no compacta bien, y el IVL es superior a 150 mL/gSST, Ramalho (1996), señala que el problema se debe a un exceso de microorganismos filamentosos. Al respecto, las bacterias filamentosas son muy competitivas a baja concentración de sustrato. Por lo tanto, sistemas de baja carga, bajo OD (<0,5 mg/L), bajo pH (<6,5) y deficiencia de nutrientes proveen un medio ambiente favorable para el desarrollo de estas (Jenkins *et al.*, 2003; Martins *et al.*, 2004). Otros factores que generan bulking son el agua atrapada en el flóculo, lo que reduce la densidad del aglomerado y flota, y la composición del influente (grasas y aceites) (Andreasen and Nielsen, 1998; Madoni *et al.*, 2000).

El lodo ascendente es un lodo que flota en la superficie después de aparentemente una buena sedimentación, y resulta de la desnitrificación, que es la reducción de nitratos a nitrito y a nitrógeno gas en el manto de lodo. Gran parte de este gas queda atrapado en el manto de lodo, causando conglomerados de lodo la altura de la superficie que flotan (Jenkins *et al.*, 2003).

Por último, la espuma excesiva que flota en reactores y clarificadores se ha atribuido a las bacterias de los géneros *Nocardia sp.* y *Microthrix parvicella* (organismos filamentosos) (Davis 2010), y algunas de sus probables causas son bajas relaciones A/M en los reactores biológicos, y concentraciones elevadas de sólidos suspendidos en el líquido de mezcla. En general estos problemas provocan problemas de seguridad y efluentes de baja calidad (Metcalf and Eddy, 2003).

- **Actividad heterotrófica de la biomasa bacteriana presente en el lodo**

La actividad heterotrófica de la biomasa bacteriana es fundamental para evaluar la biodegradación de efluentes, la cual puede verse disminuida por condiciones desfavorables o por la presencia de compuestos específicos que pueden causar una inhibición en los sistemas biológicos (Davies and Murdoch, 2002; Fall *et al.*, 2006). Para evaluar la actividad heterotrófica de la biomasa bacteriana presente en el lodo del reactor biológico, se realiza la técnica de respirometría. Esta técnica es reconocida como una base valiosa para el control del proceso de lodos activados, la razón es debido a que la tasa de respiración está directamente vinculada a dos procesos bioquímicos muy importantes que deben ser controlados: el crecimiento de biomasa y el consumo de sustrato (Spanjers *et al.*, 1996). Además, permite predecir la capacidad de tratamiento mediante la eliminación de DBO<sub>5</sub>, requerimientos de aireación, y capacidad de nitrificación (Davies and Murdoch, 2002).

La respirometría se basa en la determinación e interpretación de la velocidad de utilización de oxígeno por parte de los microorganismos que degradan un sustrato orgánico, y los factores que pueden afectarla son insuficientes concentraciones de oxígeno o de sustrato, y también debido a la presencia de inhibidores o sustancias tóxicas (Spanjers *et al.*, 1996). Así, los cambios en la actividad heterotrófica de la biomasa bacteriana pueden ser detectados por la variación de la velocidad de utilización de oxígeno (Fall *et al.*, 2006).

Generalmente la velocidad de utilización de oxígeno se expresa por unidad de SSVLM, índice que se denomina velocidad específica de utilización de oxígeno ( $\text{gO}_2/\text{gSSV}\cdot\text{d}$ ) (Ramalho, 1996). Valores típicos para velocidad específica de utilización de oxígeno de la biomasa bacteriana en sistemas aeróbicos de tratamientos de efluentes varían entre 0,07 - 0,42  $\text{gO}_2/\text{gSSV}\cdot\text{d}$  (Eckenfelder and Musterman, 1995). Por otro lado, para aguas servidas, la velocidad específica de utilización de oxígeno entre los rangos 0,48 - 0,96  $\text{gO}_2/\text{gSSV}\cdot\text{d}$ , indica que la biomasa está activa y que el sustrato (materia orgánica) es el suficiente (Henze *et al.*, 2002).

#### - Eliminación de nutrientes

La eliminación de nutrientes se requiere cuando la descarga del efluente es hacia cuerpos de agua sensibles, como por ejemplo los ecosistemas lacustres, o aquellos que poseen uso recreativo en los cuales se pueden generar problemas de eutrofización, provocando menor disponibilidad de oxígeno para organismos como peces y crustáceos (Gerardi, 2006).

La eliminación de nutrientes, específicamente N y P, ocurre debido a la asimilación bacteriana, y como se mencionó anteriormente, el balance ideal de nutrientes presentes en el agua servida para una correcta eliminación de materia orgánica es de 100 kg DBO<sub>5</sub>: 5 kg N: 1 kg P (Sherrard and Schroeder, 1976). Aproximadamente entre el 1 - 3% del peso seco de la célula bacteriana corresponde a P, el cual es cerca de un quinto del contenido de N que requiere la célula (Gerardi, 2006). Por lo tanto, ambos son elementos esenciales en la formación de nuevas células (Pozo, 2009).

El influente que entra a las PTAS municipales contiene nitrógeno orgánico (urea, aminoácidos y otros componentes con un grupo amino) y nitrógeno inorgánico (en la forma de amonio) (Zielinnska *et al.*, 2006). Aproximadamente el 60% del N que entra está presente en la forma de nitrógeno orgánico y un 40% en la forma de nitrógeno inorgánico (Gerardi, 2006). En un sistema de lodos activados convencional, la eliminación de N solo alcanza el 30%, dentro del cual se pueden evidenciar ciertos niveles de nitrificación, el cual consiste en la oxidación biológica del amonio (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) a nitrito (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>) y luego a nitrato (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>), por medio de bacterias aeróbicas autótrofas *Nitrosomonas* y *Nitrobacter* respectivamente, bajo condiciones de suficiente oxígeno disuelto y alcalinidad, lo que tendrá como consecuencia una disminución del pH (Bitton, 2011). Considerando que este porcentaje de eliminación de N es insuficiente para su eliminación efectiva, se deben implementar medidas de tratamiento adicionales mediante el proceso de desnitrificación (reducción de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> a nitrógeno gas (N<sub>2</sub>)), lo cual se efectúa bajo condiciones anóxicas a través de bacterias autótrofas y heterótrofas como las *Pseudomonas denitrificans* (Cervantes, 2009; Davis, 2010).

Por otro lado, el P contenido en las aguas servidas, se elimina mediante la incorporación de este, en forma de ortofosfato, en la biomasa celular. Los sistemas de tratamiento de lodos activados convencionales no remueven P eficientemente (30 - 40%), por lo cual, se requieren tecnologías de tratamiento avanzadas para mayor eliminación, como por ejemplo la precipitación química de fósforo y la remoción biológica mejorada (Yeoman *et al.*, 1988; Gerardi, 2006).

## **1.4. Biosólidos**

### **1.4.1. Origen y caracterización de los biosólidos**

Según la Environmental Protection Agency (EPA), el término biosólidos se refiere a un residuo sólido, semi sólido o líquido generado durante el tratamiento de las aguas servidas domésticas, y que incluye las escorias o sólidos removidos durante los tratamientos (US EPA, 1994). Los biosólidos se originan como producto residual del sistema de tratamiento mediante lodos activados, específicamente a partir de la purga de lodo residual obtenida del clarificador secundario, el cual posteriormente es tratado para su acondicionamiento y potencial uso beneficioso (Davis, 2010). Al respecto, es necesario destacar la diferencia entre lodo y biosólido, términos que muchas veces son confundidos. Lodo es definido como sólidos generados durante el tratamiento de aguas servidas y que son removidos a través de la purga. Por otro lado, aquellos sólidos que han sido posteriormente tratados se denominan biosólidos, los cuales son principalmente orgánicos y potenciales para un uso beneficioso (Davis, 2010).

Los biosólidos son compuestos orgánicos y se caracterizan por un alto contenido de agua, la que les otorga un volumen importante y dificulta sus características mecánicas, obstaculizando su manejo y disposición final. Sus características dependerán del proceso de tratamiento de las aguas servidas y del tratamiento que se le dé al biosólido (Singh and Agrawal, 2008), y se clasifican en tres grupos: físicas, químicas y microbiológicas. Entre las características físicas se destaca la humedad, densidad, textura, fluidez y plasticidad; propiedades importantes a la

hora de establecer el almacenamiento, transporte y disposición final de los biosólidos. Desde el punto de vista químico se considera el contenido orgánico, los sólidos totales y volátiles, el nitrógeno, el fósforo, la potasa, y las grasas (Smith, 2002). En cuanto al contenido orgánico, este determina el poder calorífico, el potencial de generar olores y de ser utilizado como mejorador de suelos (Diocaretz, 2010). Por último, y con respecto a las características microbiológicas se destaca el contenido de microorganismos potencialmente patógenos, medidos a través del contenido de bacterias coliformes como indicador principal (Cortez, 2003; ESSBIO, 2009). Es muy importante conocer la composición de los biosólidos, ya que es un requisito para estudiar sus limitaciones sanitarias y posibilidades de aprovechamiento, con el fin de realizar una gestión adecuada de estos.

Como se mencionó anteriormente, la tecnología más utilizada en las PTAS, corresponde a lodos activados, los cuales si bien permiten sanear las aguas, generan 0,88 kg de lodo húmedo por m<sup>3</sup> de agua tratada (CNE/GTZ, 2007). De esta forma, la producción de biosólidos en un sistema de lodos activados convencional presenta una media de 8,14 kg/hab/año, y para una configuración de lodos activados con aireación extendida, de 6,15 kg/hab/año (Vera *et al.*, 2012).

Las empresas sanitarias informan a la Superintendencia de Servicios Sanitarios (SISS), el volumen de lodos generados en sus plantas de tratamiento, y de la revisión de estos antecedentes se desprende que en el año 2011, la generación total de lodos en el país alcanzó un volumen total de 615.367 m<sup>3</sup>/año.

#### **1.4.2. Tratamiento y disposición de biosólidos**

Existen diferentes motivos para proceder a tratar adecuadamente los biosólidos: motivaciones concernientes a la salud y opinión pública, aspectos legales, consideraciones económicas y ambientales, y el incremento que se ha observado en los últimos años en la producción de estos (Mahamud, 1996).



El tratamiento de biosólidos tiene como objetivo reducir el contenido de humedad, estabilizar la materia orgánica y disminuir el contenido de microorganismos patógenos antes de su disposición final, para así lograr reducir el volumen y facilitar su manejo. Además, se busca disminuir los costos en transporte a los sitios de disposición final, la generación de olores molestos para no atraer vectores, y reducir o eliminar el potencial de putrefacción (Barañaño y Tapia 2004; Callejas, 2008).

Los procesos de tratamiento se pueden clasificar en cuatro categorías: físicos, químicos, biológicos y térmicos, los cuales pueden combinarse para obtener un biosólido estabilizado apto para su disposición final (Diocaretz, 2010). Los procesos físicos están destinados a la separación y reducción de volumen y peso de los biosólidos; los procesos químicos adicionan sustancias químicas (cloruro férrico, cal, alúmina y polímeros orgánicos) para modificar características como concentración de sólidos, pH y alcalinidad de los biosólidos; los procesos biológicos implican la acción de microorganismos, a los cuales se les otorgan las condiciones óptimas para llevar a cabo el proceso de estabilización, y por último los procesos térmicos consisten en someter al biosólido a temperaturas extremas que inhiban o eliminen la acción de microorganismos, además de destruir elementos dañinos, como ciertos contaminantes (Cortez, 2003).

Actualmente en Chile, los biosólidos luego de ser tratados, son destinados en su mayoría a disposición final en mono-rellenos o rellenos sanitarios (Erazo, 2007). Sin embargo, debido a su acumulación progresiva en estos, y a los daños que pueden causar al medio ambiente, su manejo y disposición es un problema a considerar. Por ello, distintos organismos a nivel mundial, como la EPA, la Council Environmental Education (CEE), entre otros, se han preocupado de estudiar distintas alternativas para resguardar el cuidado del medioambiente, considerando su disposición final o algún tipo de uso benéfico.

Por otro lado, se ha demostrado que los biosólidos poseen diversos usos permitiendo valorarlos en cierta medida por el mercado. Entre estos usos se destaca la aplicación de biosólidos como fertilizantes orgánicos a suelos agrícolas

(Andrade, 2000), y las vías energéticas como son la conversión térmica y la digestión anaeróbica. Esta última convierte entre un 35 - 50% de la biomasa en biogás, una fuente de energía renovable.

En la Región del Biobío, la totalidad de lodos generados en las PTAS durante los años 2006 y 2007, fueron dispuestos en rellenos sanitarios. Sin embargo, para el año 2008 el destino final comenzó a cambiar (Ver Anexo 3), orientado a la aplicación a suelo forestal (ESSBIO, 2009) alcanzando un 18,73% para el año 2011. La aplicación de biosólidos en plantaciones forestales ha demostrado ser exitosa, observándose aumentos en el diámetro de los árboles, que van del 10 - 40% (Erazo, 2007).

Cabe destacar, que el efectuar reducción de biosólidos en el origen, es decir durante el tratamiento de aguas servidas, en lugar del post tratamiento del biosólido producido, es la solución ideal, ya que el problema se soluciona en el origen, aplicando la estrategia jerarquizada para el manejo de residuos, que jerarquiza la reducción en el origen antes de su disposición final.

## **2. ANTECEDENTES**

### **2.1. Minimización de biosólidos**

La problemática asociada a los biosólidos aparece cuando éstos dejan de ser un producto y se convierten en un residuo con altos volúmenes de producción. Actualmente este es uno de los problemas más difíciles de resolver en el campo de la ingeniería sanitaria, principalmente por las dificultades técnicas y económicas que implica su adecuado tratamiento y disposición final. Hoy en día, el tratamiento y disposición de biosólidos puede alcanzar costos entre el 25 - 60% del costo total de operación de una PTAS municipal (Zhang *et al.*, 2009; Demir and Filibeli, 2012).

La situación es crítica debido al aumento de la población y la industria, con el consecuente crecimiento de aguas servidas y de biosólidos provenientes del

tratamiento de éstas. Por consiguiente, la comunidad mundial se ve enfrentada a la continua acumulación y eliminación de estos biosólidos, más aún porque su disposición final es cada vez más limitada por el uso del suelo, y además porque requieren un manejo muy cuidadoso y diferenciado de los residuos domiciliarios, debido a los potenciales riesgos ambientales. En este sentido, es importante mencionar el impacto ambiental y social que genera la ocupación de suelos al disponer los biosólidos en terrenos que cada vez son más escasos y más importantes de mejorar para el desarrollo urbano, la actividad agrícola o el uso recreacional.

Es por esto que una reducción de la masa a transportar y depositar tendrá una repercusión positiva en el balance económico de la gestión de los biosólidos para la empresa sanitaria que los genera. Frente a esta situación, existen diferentes alternativas para reducir la producción de biosólidos, aplicando tecnologías en la línea de agua (tecnologías para reducir biosólidos en el origen) o en la línea de lodos (Pérez-Elvira *et al.*, 2006).

Bajo este enfoque, las estrategias para la reducción de biosólidos en el origen involucran métodos de desintegración mecánicos, químicos, térmicos y biológicos, con el fin de facilitar la degradación biológica, reduciendo finalmente el coeficiente de rendimiento de biosólidos (Chu *et al.*, 2009b; Egemen *et al.*, 2009). Estos métodos se clasifican como promovedores de la lisis celular y crecimiento críptico. Otros mecanismos incluyen el desacoplamiento del metabolismo y la depredación microbiana. Sin embargo, el más prometedor es la lisis por ozono y crecimiento críptico, ya que posee el grado más alto de desintegración, permitiendo reducir la generación de biosólidos entre un 50 - 100% (Egemen *et al.*, 2009).

Según el enfoque antes mencionado, diversos estudios han demostrado las diferentes alternativas para la reducción de biosólidos en el origen, los cuales se detallan a continuación:

- **Cloración:** Un estudio de Sabya *et al.* (2002), demostró que la combinación de una etapa de oxidación química mediante cloro ( $\text{Cl}_2$ ), con el proceso de lodos activados resulta en una reducción del 65% de la producción de exceso de lodos, debido a la lisis generada y al crecimiento crítico. Este método tiene como ventaja el bajo costo del cloro, si se compara con otro oxidante como el ozono. Sin embargo, en el proceso se forman subproductos clorados potencialmente peligrosos, los trihalometanos (THMs), y además genera un aumento significativo de la DQO del efluente y una disminución en las propiedades de sedimentación del lodo (Pérez-Elvira *et al.*, 2006; Wang *et al.*, 2011). Es por esto que el dióxido de cloro ( $\text{ClO}_2$ ) se ha utilizado a menudo como un oxidante químico alternativo al  $\text{Cl}_2$ , minimizando la formación de subproductos clorados y aumentando el potencial de oxidación. Un estudio de Wang *et al.* (2011) demostró que la desintegración de lodos por  $\text{ClO}_2$  alcanzó un máximo a la dosis de 10  $\text{mgClO}_2/\text{g}$  lodo seco durante 40 minutos en un reactor secuencial batch. Los resultados demostraron una reducción aproximada de un 58%, no afectando significativamente la calidad del efluente.
- **Tratamiento químico y térmico:** La mayoría de los procesos de tratamiento biológico son sensibles a la temperatura, y por lo tanto, un aumento de esta permitiría reducir la generación de lodos (Wei *et al.*, 2003). Alrededor de un 60% se puede reducir la producción de lodos, cuando el lodo de recirculación pasa por un tratamiento térmico ( $90^\circ\text{C}$  por 3 horas) el cual induce la lisis celular (Canales *et al.*, 1994). También, altas temperaturas se pueden combinar con tratamientos ácidos o alcalinos. Rocher *et al.* (1999; 2001), mostraron que el tratamiento alcalino con adiciones de hidróxido de sodio ( $\text{NaOH}$ ) combinado con un tratamiento térmico (pH 10,  $60^\circ\text{C}$  durante 20 min), fue el proceso más eficiente para inducir la lisis celular. El acoplamiento a este sistema de lisis a un reactor biológico permitió una reducción del 37% en la producción de exceso de lodo. Sin embargo, la integración de un tratamiento químico y térmico

produce corrosión en el material y generación de olores (Pérez-Elvira *et al.*, 2006).

- **Reacciones enzimáticas:** La combinación del sistema de lodos activados convencional con un digestor aerobio termófilo, permite solubilizar el exceso de lodos por acción de enzimas termófilas. El proceso consiste en una primera etapa de tratamiento biológico, y luego una digestión aeróbica termófila del lodo de recirculación, donde este se solubiliza por acción de bacterias aerobias termófilas, y es mineralizado por bacterias mesófilas. Por último, el lodo solubilizado se devuelve al reactor biológico para su posterior degradación. Una planta de tratamiento de aguas servidas domésticas operó con este sistema durante tres años, logrando un 75% de reducción de la producción global de lodos en exceso (Shiota *et al.*, 2002).

Otro tipo de reacción enzimática que permite reducir la generación de biosólidos, es un proceso denominado Biolysis® E, desarrollado por la compañía Ondeo-Degremont. Esta tecnología consiste en que el licor de mezcla del reactor biológico se espesa, y luego pasa a un reactor enzimático termófilo que opera a temperaturas entre 50 - 60°C. Estas condiciones estimulan el desarrollo de un particular tipo de microorganismo, que cuando se activa, produce enzimas que atacan la membrana externa de las bacterias presentes en el lodo reduciendo su habilidad para reproducirse. Luego el lodo tratado se envía a un intercambiador de calor para la recuperación de este y se devuelve al sistema de lodos activados. Las ventajas que esta tecnología provee son: no se necesita una fuente enzimática externa, los resultados reportados demuestran reducciones entre un 30 - 80% en la producción de lodos, y las experiencias a escala real han permitido disminuir el crecimiento de bacterias filamentosas (Pérez-Elvira *et al.*, 2006).

- **Desacoplamiento del metabolismo:** El enfoque del desacoplamiento es aumentar la diferencia del nivel de energía entre el catabolismo y

anabolismo, para que el suministro de energía que suple a este último proceso sea limitada. Como resultado, el rendimiento del crecimiento de la biomasa disminuye, y por lo tanto la producción de lodos (Wei *et al.*, 2003; Pérez-Elvira *et al.*, 2006).

Una vía para la reducción de los lodos, son los desacoplantes químicos. Alrededor de un 50% de reducción de biomasa se alcanzó a una concentración de 30 mg/L de pentaclorofenol (Okey and Stensel, 1993), de igual forma Low *et al.* (2000), reportaron que para un sistema a escala laboratorio la producción de lodos fue reducida un 49% por adición de para-nitrofenol. Sin embargo, la mayoría de estos compuestos desacoplantes son xenobióticos (Pérez-Elvira *et al.*, 2006).

- **Depredación microbiana:** Si se considera al proceso de tratamiento de aguas servidas un ecosistema artificial, entonces la producción de lodos puede ser reducida mediante microorganismos que depreden bacterias. Tanto las bacterias vivas y muertas pueden ser utilizadas en las relaciones tróficas como fuente de alimento para ciertos tipos de microorganismos, como son los protozoos (ciliados, flagelados, amebas y heliozoa) y metazoos (rotíferos y nematodos) (Lee and Welander, 1996). Al respecto, la reducción en la generación de lodos inducida por *Oligoquetos*, puede ser una alternativa prometedora y amigable con el medio ambiente. Sin embargo, faltan investigaciones sobre la relación entre la cadena alimenticia y la formación y desintegración de los flóculos de lodo.
- **Ultrasonido:** En el sistema de lodos activados, una porción del lodo de recirculación retorna al reactor biológico, pero previamente pasa por un sistema de sonificación. La lisis por ultrasonido y crecimiento crítico, ha sido efectiva en la reducción de lodo producido en exceso, utilizando agua servida artificial en un reactor secuencial batch. La lisis de la microbiota libera el contenido celular al medio, el cual es retornado al reactor biológico, como sustrato autóctono para el metabolismo de los microorganismos.

Se ha reportado una reducción de lodo en exceso de un 67,7% cuando fue tratado el 30% de la biomasa una vez al día, y la onda de ultrasonido poseía una energía específica de 20 kWh/kg de sólidos totales (He *et al.*, 2011)

En la Tabla 3 se resumen las diferentes tecnologías para minimizar el rendimiento de lodos, y así la generación final de biosólidos.

**Tabla 3.** Resumen de diferentes estrategias para reducir la generación de biosólidos en el origen (línea de aguas).

Mecanismo	Reducción de biosólidos (%)	Ventajas	Desventajas	Referencia	
Lisis y crecimiento críptico	Ozonización	40 - 100	Probado a escala piloto, mejora IVL y deshidratabilidad del lodo, reduce microorganismos filamentosos	Aumenta COT en el efluente. Tiene altos costos de operación	Kamiya and Hirotsuki, 1998, Yasui and Shibata, 1994; Sakay <i>et al.</i> , 1997
	Cloración	ClO <sub>2</sub> :58 Cl <sub>2</sub> :65	Más económico que el ozono	Formación de THMs, Baja sedimentabilidad del lodo y aumenta la DQO	Sabya <i>et al.</i> , 2002, Wang <i>et al.</i> , 2011
	Ultrasonido	67,7	Proceso simple, mejora sedimentabilidad y deshidratabilidad del lodo	Puede causar inactivación de microorganismos, lo cual puede afectar el rendimiento del sistema de tratamiento, posee alto consumo energético. Disminuye eliminación DQO, el líquido absorbe gran cantidad de la energía	He <i>et al.</i> , 2011
	Tratamiento químico y térmico	37	Proceso simple, disminuye el número de organismos filamentosos	NaOH puede ser tóxico para algunos microorganismos y genera corrosión. Puede generar ligeros	Canales <i>et al.</i> , 1994, Rocher <i>et al.</i> , 1999, 2001



aumentos en SS y DQO del efluente

Reacciones enzimáticas	30 - 80	Experiencia a escala real, disminuye el crecimiento de microorganismos filamentosos, el costo promedio es similar o inferior que un sistema de tratamiento clásico	Ligeros aumentos de SS y DQO del efluente	Shiota <i>et al.</i> , 2002, Pérez-Elvira <i>et al.</i> , 2006
Desacoplamiento del metabolismo	50	Proceso simple, solo necesita aplicar una dosis definida de desacoplante	Aumenta el consumo de oxígeno, reduce la eficiencia de eliminación de DQO	Okey and Stensel, 1993, Low <i>et al.</i> , 2000, Wei <i>et al.</i> , 2003
Depredación bacteriana	10 - 80	Proceso simple, mejora deshidratabilidad del lodo, bajo costo	Liberación de nutrientes en el efluente, alto costo operativo, el crecimiento de gusanos es incontrolable en aplicación a escala real, falta de información	Lee and Welander, 1996, Pérez-Elvira <i>et al.</i> , 2006

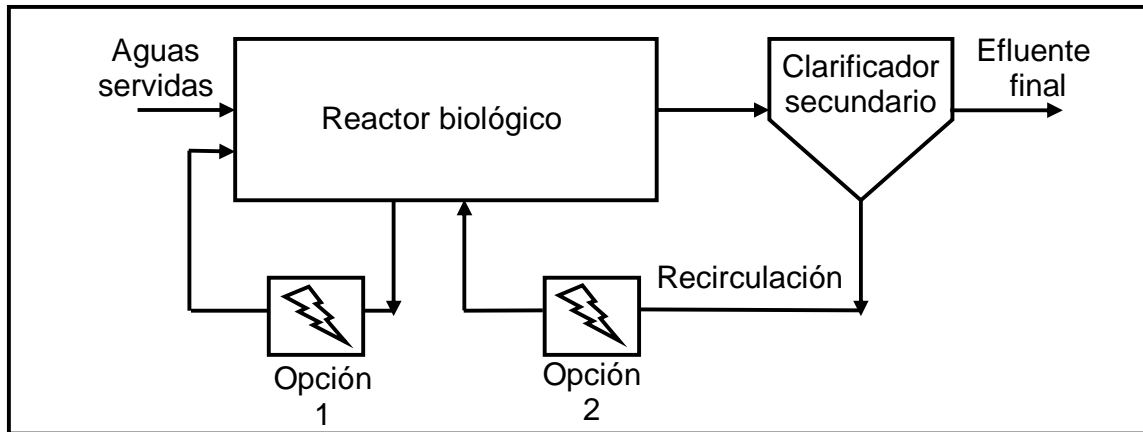
IVL: Índice Volumétrico del Lodo, COT: Carbono Orgánico Total, THMs: Trihalometanos, SS: Sólidos Suspendidos, DQO: Demanda Química de Oxígeno.

## 2.2. Ozonización del lodo

La molécula de ozono está formada por tres átomos de oxígeno, y es la segunda sustancia oxidante más fuerte (luego de flúor), con un potencial de oxidación de 2,07 V. La razón de sus particularidades radica en el hecho de que las fuerzas de atracción entre los átomos (enlace covalente), son muy pequeñas, lo cual hace a la molécula de ozono muy inestable. Es esta inestabilidad lo que le da al ozono la característica de ser muy oxidante, ya que fácilmente cede uno de sus átomos a otros compuestos, oxidándolos, razón por la cual es empleado como desinfectante y germicida. El ozono, debido a su inestabilidad debe generarse en el lugar de su aplicación, aplicando energía suficiente (corriente alterna de alto voltaje, 6 - 20 kilovoltios) a las moléculas de oxígeno, para disociarlas y formar radicales libres de oxígeno, los cuales pueden formar una reacción entre estos y una molécula de oxígeno, para generar la de ozono (US EPA, 1999; Beutelspacher and Calderón, 2005).

En la Figura 4, se observa una planta de lodos activados, y las distintas ubicaciones donde se puede utilizar el tratamiento con ozono, para minimizar la generación de biosólidos. La opción 1 indica que una fracción del licor de mezcla, se bombea directamente desde el reactor biológico hacia un reactor de ozonización para su oxidación, y luego es bombeado nuevamente al reactor biológico para una degradación biológica (Kamiya and Hirotsuhi, 1998). Por otro lado, la opción 2 indica que la ozonización se puede aplicar a una fracción de los lodos que salen del clarificador secundario, antes de recircularlo al reactor biológico. Bajo este enfoque, Yasui and Shibata (1994), desarrollaron este sistema de lodos activados acoplado a un proceso de ozonización. Sakai *et al.* (1997), aplicaron este descubrimiento a una PTAS piloto, y revelaron que empleando una dosis de 0,034 gO<sub>3</sub>/gSS, para una pequeña porción de lodo de recirculación, se obtenía cero crecimiento de biomasa. Sin embargo, existen desventajas para el nulo crecimiento de la biomasa, ya que la eliminación de metales y fosfatos se verá disminuida, y por lo tanto abandonarán el sistema a través del efluente (Huysman *et al.*, 2001). A pesar de las diferencias en las dos opciones

anteriormente mencionadas, ambas tienen el mismo principio de trabajo (Pérez-Elvira *et al.*, 2006).



**Figura 4.** Mecanismos de un sistema de lodos activados acoplado a un proceso de ozonización. Adaptado de Paul and Debellefontaine (2007).

Las opciones anteriormente mencionadas, se basan en el crecimiento crítico, proceso en el cual las células microbianas utilizan un sustrato autóctono en el metabolismo celular, el cual ha sido proporcionado por la aplicación de fuerzas externas (ozono), que someten a las células microbianas a lisis o muerte, liberando su contenido (sustratos y nutrientes) al medio (Mason *et al.*, 1986; Pérez-Elvira *et al.*, 2006). En el metabolismo microbiano, se utiliza este sustrato orgánico autóctono, y parte del carbono se libera como productos de la respiración, causando una reducción en la producción total de biomasa (Chu *et al.*, 2009b; Egemen *et al.*, 2009).

La ozonización es considerada una tecnología limpia, y su aplicación permite transformar componentes no biodegradables en fácilmente biodegradables (Albuquerque *et al.*, 2008). El mecanismo de acción incluye la desintegración de los flóculos y la solubilización de los componentes sólidos orgánicos del lodo que luego son biológicamente degradados (mineralización) cuando el lodo ozonizado es recirculado al reactor biológico, induciendo el crecimiento crítico y reduciendo el rendimiento de lodos (Pérez-Elvira *et al.*, 2006; Zhang *et al.*, 2009; Chu *et al.*,

2009b; Inchauste-Daza *et al.*, 2011). Esta tecnología resulta efectiva, ya que la aplicación de ozono al lodo es uno de los mejores métodos costo-efectivo debido al alto grado de desintegración que genera (Park *et al.*, 2003). Además, existe evidencia de que más del 50% del carbono obtenido luego de la ozonización es fácilmente biodegradable (Déléris *et al.*, 2000).

Los resultados reportados han demostrado que luego de procesos de ozonización, la estabilidad del sistema de lodos activados puede verse afectado, en particular, las características del lodo y su sobrenadante tienden a cambiar. Según Zhang *et al.* (2009), luego de la aplicación de ozono ( $0,05 \text{ gO}_3/\text{g}_{\text{sólidos secos}}$  por 105 min), se logró desintegrar el lodo en un 46,7%, reduciendo los SST y SSV del lodo en un 49,1 y 45,7%, respectivamente, mientras que las concentraciones de DQO soluble, NT y PT, aumentaron en el sobrenadante (obtenido por la centrifugación de lodos a 4000 r/min por 30 min.) de las muestras en 699, 169, 2379% respectivamente. Lo anterior ocurre principalmente por la destrucción de sólidos suspendidos, y la liberación del contenido intracelular. De igual forma, Demir and Filibeli (2012), al ozonizar el 0,1% del flujo de lodo de recirculación, reportaron como dosis óptima de ozono,  $0,05 \text{ gO}_3/\text{gST}$  en términos de desintegración del lodo, lo que reduce los SST y SSV del lodo en 77,8 y 71,6% respectivamente, y aumenta la concentración de NT y PT en el sobrenadante de las muestras (obtenido por la centrifugación de lodos a 4000 r/min por 30 min.). Esta situación podría potencialmente impactar las tasas de eliminación biológica de carbono, nitrógeno y fósforo cuando el lodo es recirculado al proceso (Dytczak *et al.*, 2007). Entre las causas señaladas por estos autores, se menciona la destrucción o inhibición de las poblaciones microbianas especializadas. Sin embargo, este método de oxidación ha sido estudiado por la capacidad de producir materiales biodegradables, los cuales pueden ser utilizados para suplir la necesidad de fuente de carbono externa en el sistemas de tratamiento que incluyan desnitrificación (Inchauste-Daza *et al.*, 2011).

Varios autores han señalado que las características del efluente se deterioran, debido a que durante la ozonización, la DQO disuelta, inerte y coloidal es liberada al medio, disminuyendo la eficiencia de eliminación de DQO (Yasui *et al.*, 1996;.

Sakai *et al.*, 1997; Kamiya and Hirotsuji, 1998; Ried *et al.*, 2002). Así por ejemplo Takdastan *et al.* (2009), observaron que aplicando 0,02 gO<sub>3</sub>/gSS a un litro del lodo de recirculación, la eficiencia de eliminación de DQO disminuyó desde 92% en un reactor control, a un 64% en un reactor de prueba. Por otro lado, Egemen *et al.* (1999) y Huysman *et al.* (2001), han reportado una ligera disminución en la eficiencia de eliminación de DQO. En particular, Huysman *et al.* (2001), confirmó que a una dosis de 0,05gO<sub>3</sub>/gSS<sub>removido</sub>, aplicada a 2/3 del lodo sedimentado, 2 veces a la semana, esta sólo disminuyó de un 91 a 90%.

Por otro lado, la reducción de lodos también tendrá un efecto en la eliminación de nutrientes, ya que en un sistema convencional, aproximadamente un 20% del nitrógeno que entra en el sistema, se utiliza para el crecimiento y se elimina a través del lodo de purga. Así, si el exceso de lodos se solubiliza por la ozonización, esta fracción de nitrógeno tendrá que ser eliminado por procesos de nitrificación y desnitrificación (Délérís *et al.*, 2000).

Sin embargo, además de la considerable reducción en el crecimiento de la biomasa, esta tecnología permite que las propiedades de sedimentabilidad del lodo mejoren. La desintegración de lodos produce flóculos más pequeños, y un sobrenadante turbio. Luego, la recirculación de los lodos ozonizados, conduce a una re-floculación de estas pequeñas partículas en suspensión, y una igualación de la distribución del tamaño de partícula, lo que mejora la sedimentación de los lodos. Además, se controla el crecimiento de bacterias filamentosas y por lo tanto se reduce el bulking y la espuma (Park *et al.*, 2003; Bohler and Siegrist, 2004). Tal es el caso de Demir and Filibeli (2012), quienes indicaron que dosis entre 0,007 - 0,03 gO<sub>3</sub>/gST, disminuyen el IVL significativamente. Asimismo, Takdastan *et al.* (2009), indicaron que 0,02 gO<sub>3</sub>/gSS, permitió disminuir el IVL de 90 mL/g a 20mL/g.

Por otro lado, se ha reportado que la velocidad específica de consumo de oxígeno disminuye luego de un proceso de ozonización donde las dosis de ozono aumentan, principalmente por la muerte de una población de microorganismos en el reactor (Albuquerque *et al.*, 2008; Takdastan *et al.*, 2009). Se ha reportado que

la velocidad específica de consumo de oxígeno ( $\text{mgO}_2/\text{gSSV}\cdot\text{h}$ ) disminuyó 17% luego de una aplicación progresiva de ozono, con una dosis máxima de  $0,02\text{ gO}_3/\text{gSSLM}$  (Takdastan *et al.*, 2009).

Los investigadores han discutido que la dosis de ozono es el parámetro más importante al momento de aplicar esta tecnología, ya que determina la eficiencia de la solubilización del biosólido. Además, una dosis óptima debe estar en función de una aplicación costo-efectiva, ya que el proceso de generación de ozono es un consumidor intensivo de energía. El rango de dosis de ozono reportado en literatura va desde  $0,02 - 0,5\text{gO}_3/\text{gSST}$  (Sakai *et al.*, 1997; Lee *et al.*, 2005; Bougrier *et al.*, 2006; Chu *et al.*, 2009; Demir and Filibeli, 2012), destacando que la ozonización intermitente es mejor que una ozonización continua debido al aumento en las tasas de desintegración (Wei *et al.*, 2003). Sin embargo, la definición de dosis varía de acuerdo al autor ( $\text{gO}_3/\text{gSST}$ ,  $\text{gO}_3/\text{gSS}$ ,  $\text{gO}_3/\text{gST}$  etc), por lo cual es difícil hacer una comparación sobre diferentes procesos de ozonización, sin una definición general para una dosis de ozono.

En la Tabla 4 se presentan diversos estudios, con los resultados de la reducción de lodo en exceso. Cabe destacar que existe variabilidad debido a las diferentes condiciones experimentales.

**Tabla 4.** Recopilación de resultados de reducción en la producción de exceso de biosólidos.

<b>Fuente</b>	<b>Dosis de ozono</b>	<b>Reducción de lodo en exceso (%)</b>
Yasui and Shibata, 1994	$0,05\text{ gO}_3/\text{gSS}$ (intermitente)	100
Sakai <i>et al.</i> , 1997	$0,034\text{ gO}_3/\text{gSS}$ .	100
Kamiya and Hirotsuji, 1998	$0,01\text{ gO}_3/\text{gSS}$ (intermitente)	50
Huysmans <i>et al.</i> , 2001	$0,05\text{gO}_3/\text{gSS}_{\text{removido}}$ (intermitente) <sup>1</sup>	50

Boehler and Siegrist, 2004	0,05 gO <sub>3</sub> /gSST	25-30
Dytczak <i>et al.</i> , 2005	0,05 g O <sub>3</sub> /gSST	Aerobio:6,3 Anóxico/Anaerobio:14,7
Takdastan <i>et al.</i> , 2009	0,020 gO <sub>3</sub> /gSS (intermitente)	52
Egemen <i>et al.</i> , 2009	0,064 gO <sub>3</sub> /gSST (diaria)	31
Zhang <i>et al.</i> , 2009	0,05 g O <sub>3</sub> /gSD	45,7
Inchauste-Daza <i>et al.</i> , 2011	0,13 gO <sub>3</sub> /gSS	42
Demir and Filibeli, 2012	0,05 g O <sub>3</sub> /gST	71,6

SST: Sólidos Suspendidos Totales, SS: Sólidos Suspendidos, ST: Sólidos Totales,  
SD: Concentración de sólidos secos.

### **3. OBJETIVOS**

Objetivo general:

Evaluar la aplicación de ozono para la reducción de biosólidos, en un sistema de lodos activados que trata aguas servidas.

Objetivos específicos:

- Evaluar la operación de un sistema de lodos activados que trata aguas servidas.
- Determinar la estabilidad de un sistema de lodos activados a través de parámetros de operación.
- Evaluar la aplicación de ozono en la fase líquida de un sistema de lodos activados que trata aguas servidas.



## **4. METODOLOGIA**

### **4.1. Obtención de influente e inóculo**

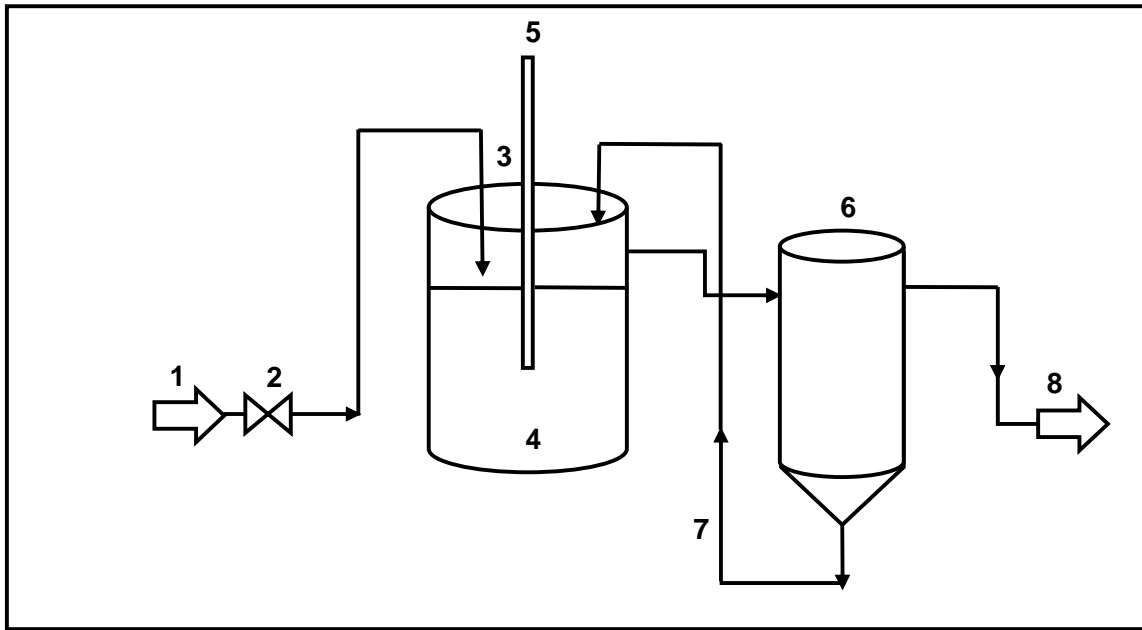
Para la alimentación del sistema de tratamiento de lodos activados se utilizó agua servida proveniente de la Planta de Tratamiento de Agua Servida de la comuna de Hualqui, provincia de Concepción, Región del Biobío (Chile), perteneciente a la Empresa de Servicios Sanitarios del Biobío, ESSBIO S.A. ( $36^{\circ}59'26.93''$  de la latitud sur, y  $72^{\circ}56'47.23''$  de longitud Oeste). El influente corresponde al agua servida proveniente de la etapa de pre-tratamiento (cámara de rejillas con separación de 20 mm y desarenado), antes de ingresar al tratamiento biológico. Este fue almacenado en bidones de 20 litros, los cuales fueron llevados al centro de Ciencias Ambientales EULA-Chile para su almacenamiento en cámara de frío a temperatura de  $4^{\circ}\text{C}$  y en oscuridad, hasta su utilización. El influente obtenido se caracterizó de acuerdo a parámetros fisicoquímicos.

Con respecto al lodo para inocular el reactor biológico, también se obtuvo de la Planta de Tratamiento de Aguas Servidas ESSBIO.S.A. Planta Hualqui, específicamente de la línea de recirculación del proceso de lodos activados. A este, se le determinó la concentración de sólidos y la actividad heterotrófica de la biomasa microbiana.

### **4.2. Sistema de lodos activados**

Se instaló un sistema de lodos activados de flujo continuo, que operó durante 113 días, y se ubicó físicamente en la Planta Piloto de Investigación del Grupo de Ingeniería y Biotecnología Ambiental, en el Centro de Ciencias Ambientales EULA-Chile, de la Universidad de Concepción. El sistema de lodos activados sigue el esquema de la Figura 5, y contó con: (1) alimentación de agua servida, (2) bomba peristáltica Masterflex Cole Parmer modelo 7521-10 para la impulsión del influente, (3) un reactor biológico de vidrio con un volumen útil de 0,810 L, (4) la biomasa concentrada en el reactor biológico, (5) un sistema de aireación a través

de un difusor de oxígeno, (6) un clarificador secundario de vidrio de volumen 0,45 L donde sedimenta la biomasa, (7) recirculación de lodo sedimentado hacia el reactor biológico a través de bomba Masterflex Cole Parmer modelo 7553-85 y (8) manguera que evacua el efluente final desde la parte superior del clarificador secundario. La inoculación del reactor biológico con la biomasa obtenida, se realizó para tener una concentración aproximada de 2,5 gSSV/L.



**Figura 5.** Esquema de sistema de tratamiento de lodos activados.

En la Figura 6 se observa el sistema montado a escala laboratorio.



**Figura 6.** Sistema de tratamiento de lodos activados a escala laboratorio.

#### **4.2.1. Parámetros hidráulicos de operación**

La fase operativa del sistema se evaluó a través del control diario de parámetros como VCO, TRH, pH, OD y temperatura. La estrategia de operación consistió en tres fases según el TRH. La Fase I consistió en un periodo de puesta en marcha de 45 días para conseguir la adaptación de la biomasa, en la cual se utilizó un TRH de  $25 \pm 1,34$  horas; la Fase II, fue la fase de operación, con una duración de 65 días, en la cual se trabajó a TRH de  $9,6 \pm 2,9$  horas; por último, la Fase III, de 3 días, de duración para la aplicación de ozono, utilizó un TRH de  $8,7 \pm 0,42$  horas.

La concentración de OD en el reactor se mantuvo sobre  $2 \text{ mgO}_2/\text{L}$ , incorporado a través de un sistema difusor de oxígeno con un valor medio de  $5,22 \pm 0,89 \text{ mgO}_2/\text{L}$  durante todo el tiempo del estudio. La VCO se diseñó para un valor de  $0,74 \pm 0,22 \text{ kgDQO}/\text{m}^3 \cdot \text{d}$  y  $0,43 \pm 0,21 \text{ kgDBO}_5/\text{m}^3 \cdot \text{d}$ . La operación se realizó a una temperatura de  $25,7 \pm 2,9 \text{ }^\circ\text{C}$ , y pH cercano a la neutralidad,  $7,8 \pm 0,65$ . Por último, la razón de recirculación de lodo fue de 1,5 veces el caudal de entrada.

#### 4.2.2. Parámetros fisicoquímicos

La eficiencia del sistema fue evaluada en base a parámetros fisicoquímicos. Inicialmente se realizó una caracterización fisicoquímica del inóculo y del influente incorporado al sistema, y luego, durante el proceso de puesta en marcha, operación y bajo condiciones de oxidación, se evaluó la fase líquida y sólida del sistema de tratamiento. Se realizaron mediciones en el influente del sistema, en el líquido de mezcla del reactor biológico y en el efluente final. Los parámetros fisicoquímicos considerados en estudio son los siguientes: pH, Temperatura (T), Oxígeno Disuelto (OD), Demanda Química de Oxígeno (DQO), Demanda Biológica de Oxígeno (DBO<sub>5</sub>), Nitrógeno Total (NT), Amonio (N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>), Nitrito (N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>), Nitrate (N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>), Fósforo Total (PT), Sólidos Suspendidos Totales (SST) y Sólidos Suspendidos Volátiles (SSV), técnicas descritas en Standard Methods (APHA, 2005).

El programa y frecuencia de mediciones se presenta en la siguiente tabla:

**Tabla 5.** Programa y frecuencia de mediciones de parámetros fisicoquímicos.

Punto muestreo	Parámetros	Frecuencia
Influente	pH,	Diario
	DQO,	2 por semana
	NT, PT, N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> , N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , SST, SSV	Semanal
	DBO <sub>5</sub>	Quincenal
Reactor biológico	pH, T, OD	Diario
	SST, SSV, Observación de Microorganismos, IVL,	Semanal
	Respirometría,	Quincenal
Efluente	pH,	Diario

DQO	2 por semana
NT, PT, N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> , N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , SST, SSV	Semanal
DBO <sub>5</sub>	Quincenal

DQO: Demanda Química de Oxígeno, NT: Nitrógeno Total, PT: Fósforo Total, N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>: Amonio, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>: Nitrato, SST: Sólidos Suspendidos Totales, Sólidos Suspendidos Volátiles, DBO<sub>5</sub>: Demanda Biológica de Oxígeno, T: Temperatura, OD: Oxígeno disuelto.

#### - **Métodos analíticos**

Para la evaluación de la eficiencia del sistema se utilizaron muestras solubles. La DBO<sub>5</sub> fue determinada por la prueba de DBO del quinto día (5210-B; APHA, 2005). La DQO se determinó mediante el método colorimétrico de reflujó cerrado (5220-D; APHA, 2005) a 600 nm mediante el equipo Thermo Spectronic modelo Genesis 10 UV. El COT se determinó por el método de oxidación por combustión catalítica a 680°C y detección por NDIR (5310-B; APHA, 2005) mediante equipo TOC - L - CPH Shimadzu.

El N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, NT y PT se determinaron mediante kit específicos de Spectroquant NOVA - 60 Merck. Los ST y SV fueron medidos en cápsulas de porcelana y secados a 103 - 105°C (2540-B; APHA, 2005). Los SST fueron medidos al filtrar la muestra con filtro de membrana Whatman de 0,45 µm de tamaño de poro y luego dicho filtro llevado a una cápsula de porcelana y secado a 103 - 105°C (2540-D; APHA, 2005), posteriormente los SSV corresponderán al residuo que se ha volatilizado luego que dicho filtro fue expuesto a 550 °C por 1 hora (2540-E; APHA, 2005).

El pH fue medido través de un pH metro WTW Inolab pH level 1, y la temperatura y oxígeno disuelto fueron medidos a través de un electrodo de oxígeno WTW Oxycal 323B.

Para la medición del IVL, se siguió la metodología propuesta por Mohlman, (1934). Para este test, se requiere que un cierto volumen de licor de mezcla del reactor

biológico (1 L) sedimento en un cono o cilindro calibrado. Luego de 30 minutos, se lee el volumen del lodo ocupado en el cilindro, y con la concentración del lodo (gSST/L), se puede calcular el volumen ocupado por 1 gramo de sólidos sedimentados. Para este estudio, esta metodología fue adaptada a las condiciones del sistema, por lo cual se utilizó una probeta de 100 mL.

#### - **Observación microscópica de la biomasa**

El comportamiento de un sistema de tratamiento biológico puede monitorearse a través de la identificación de los microorganismos presentes, los cuales pueden indicar las condiciones de carga orgánica en la que opera el sistema y determinar la calidad de la biomasa presente en el reactor biológico. Para la identificación de los microorganismos, se realizó observación semanal de muestras frescas de biomasa a través de un microscopio óptico LEICA DX-100, el cual poseía una cámara digital acoplada al lente del microscopio para la captura de fotografías. Los análisis se realizaron para identificar la presencia y ausencia de protozoos, rotíferos y nematodos.

#### - **Determinación de la actividad heterotrófica de la biomasa**

La actividad heterotrófica de la biomasa se midió a través de análisis respirométricos, lo cual consiste en medir en forma continua y en un sistema cerrado, el consumo de oxígeno por parte de una determinada población de microorganismos con adición de un sustrato fácilmente biodegradable (acetato de sodio) (Hagman and la Cour Jansen, 2007). Para realizar el análisis, la biomasa bacteriana presente en el lodo del reactor biológico, fue lavada 3 veces con una solución tampón fosfato, en base a fosfato de potasio monobásico ( $\text{KH}_2\text{PO}_4$ ) y dibásico ( $\text{K}_2\text{HPO}_4$ ), a pH 7, para evitar el efecto por procesos de muerte o decaimiento celular (Pozo, 2010). Luego del lavado, la biomasa se aireó por 30 minutos hasta saturación. La concentración de biomasa utilizada en los ensayos fue de  $1,33 \pm 0,50$  gSSV/L, para un volumen de muestra de 10 mL.

El análisis respirométrico se basó en el protocolo de Mosquera *et al.* (2005), con mediciones cada 15 segundos, mediante el monitor biológico de oxígeno YSI modelo 5300A.

### **4.3. Aplicación de ozono**

Cuando se alcanzó un estado estable en el sistema, es decir, se logró una eficiencia eliminación de materia orgánica aceptable, se llevó a cabo la ozonización del lodo presente en el reactor biológico. El ozono fue generado a partir de oxígeno puro utilizando un generador de ozono (OZOCAV), el cual se observa en Figura 7a, y que permite generar 0,5 gO<sub>3</sub>/h como producción máxima. El ozono en fase gaseosa fue burbujeado a través de un difusor poroso en un tubo lavador de gases de vidrio Pyrex de 250 mL (Ver Figura 7b), el cual contenía la muestra, y un agitador magnético para proporcionar una condición homogénea durante la ozonización.

En el ozonizador, la entrada y salida de ozono se controló mediante espectrofotometría (Spectronic Genesis 5). Así, el ozono residual que sale del sistema se determinó a 254 nm en una celda de flujo conectado en serie con el ozonizador. La concentración de ozono aplicada, se calculó de acuerdo a la Ley de Lambert-Beer, que indica que la absorbancia de una solución, es una medida de la cantidad de luz absorbida por los constituyentes en esta, usando un espectrofotómetro a una longitud de onda específica y en una longitud de trayectoria fija (Metcalf and Eddy, 2007). Como resultado, la concentración de ozono fue 20,9 mgO<sub>3</sub>/L. En tanto, el porcentaje de lodo ozonizado fue el 24,7% del lodo total del reactor, la dosis fue de 0,01 gO<sub>3</sub>/gSSV, y el tiempo de contacto fue de 16 minutos.

Luego de la ozonización, el lodo ozonizado se retornó al reactor biológico para su posterior biodegradación en este, mencionando que se obtuvo una muestra para ser analizada, la cual se centrifugó en centrifuga Heraeus modelo megafue 1, a 3000 rpm por 5 minutos, para determinar NT, PT y DQO en el sobrenadante de

este, y de esta forma evaluar el efecto de la solubilización como resultado de la ozonización.



**Figura 7.** Sistema de ozonización, a) Ozonizador OZOCAY, b) Tubo lavador de gases Pyrex 250 mL.



## 5. RESULTADOS Y DISCUSION

### 5.1. Caracterización fisicoquímica del influente

La Tabla 6 resume la caracterización fisicoquímica del influente obtenido de la PTAS de Hualqui.

**Tabla 6.** Caracterización fisicoquímica del influente.

Parámetro	Unidad	Promedio	Rango
DQO	mg/L	330,05 ± 94,17	174,25 - 585,98
DBO <sub>5</sub>	mg/L	213,60 ± 79,25	112,50 - 318,0
COT	mg/L	51,80 ± 1,36	50,82 - 52,76
SST	g/L	0,48 ± 0,25	0,19 - 0,94
SSV	g/L	0,38 ± 0,22	0,13 - 0,86
NT	mg/L	96,73 ± 26,6	59 - 147
PT	mg/L	14,03 ± 2,18	10,2 - 17,6
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	mg/L	88,73 ± 27,54	63,9 - 134
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	mg/L	ND	ND
pH		7,78 ± 0,55	7,24 - 8,93
CE	uS	1,622 ± 0,12	1,166 - 1,840

DQO: Demanda Química de Oxígeno, DBO<sub>5</sub>: Demanda Biológica de Oxígeno, COT: Carbono Orgánico Total, SST: Sólidos Suspendidos Totales, SSV: Sólidos Suspendidos Volátiles, NT: Nitrógeno Total, PT: Fósforo Total, N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>: Amonio medido como nitrógeno, N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>: Nitrate medido como nitrógeno, CE: Conductividad Eléctrica, ND: No detectado.

Se observa una concentración de materia orgánica de  $330,05 \pm 94,17$  mg/L y  $213,6 \pm 79,25$  mg/L para DQO y DBO<sub>5</sub> respectivamente. Estos valores coinciden con los reportados en literatura para aguas servidas domésticas, definiendo a las concentraciones de DBO<sub>5</sub> y DQO entre las categorías débiles a medias. Por otra parte, las concentraciones de nutrientes, se pueden categorizar como concentraciones fuertes según Metcalf and Eddy, 2003.

Según datos históricos de la PTAS de la comuna de Hualqui, las aguas servidas se caracterizan por tener concentraciones mayores a las normalmente encontradas en otras PTAS de la región. Esto es debido a la existencia de núcleos de baja densidad poblacional que poseen menores descargas que los grandes núcleos. Sin embargo, poseen vertidos más concentrados.

Se puede observar la variabilidad (desviación estándar de hasta un 37% con respecto de la media) del agua servida, específicamente para la DBO<sub>5</sub>, y alrededor del 30% para los parámetros DQO, NT y NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, lo cual puede atribuirse a la estacionalidad que determinó las características del agua servida, debido a que la comuna de Hualqui presenta épocas de alto turismo, además de las descargas agroindustriales no controladas y a los posibles efectos que genera el almacenamiento del influente en la cámara de frío.

Finalmente, la razón DBO<sub>5</sub>/DQO del influente cercana a 0,65, indica su biodegradabilidad, y por lo tanto resulta adecuada para el tratamiento biológico; y la relación promedio entre materia orgánica y nutrientes, representada como DBO<sub>5</sub>:N:P de 100:45,4:6,57, indica que los niveles de N y P, sobrepasan aquellos indicados como la relación recomendada para el crecimiento y desarrollo de microorganismos.

## 5.2. Caracterización fisicoquímica del inóculo

En la Tabla 7, se observa la caracterización fisicoquímica del inóculo incorporado al sistema, la cual consideró el contenido de SSV, y la actividad heterotrófica medida como la velocidad específica de utilización de oxígeno.

**Tabla 7.** Caracterización fisicoquímica del inóculo.

Parámetro	Unidad	Promedio	Rango
DQO	mg/L	298,08 ± 22,08	274,25 - 321,9
SST	g/L	5,35 ± 0,49	4,85 - 5,84
SSV	g/L	4,39 ± 0,42	3,94 - 4,78
SSV/SST		0,82 ± 0,01	0,81 - 0,84
Actividad heterotrófica	gO <sub>2</sub> /gSSV•d	0,043 ± 0,44	0,042 - 0,044

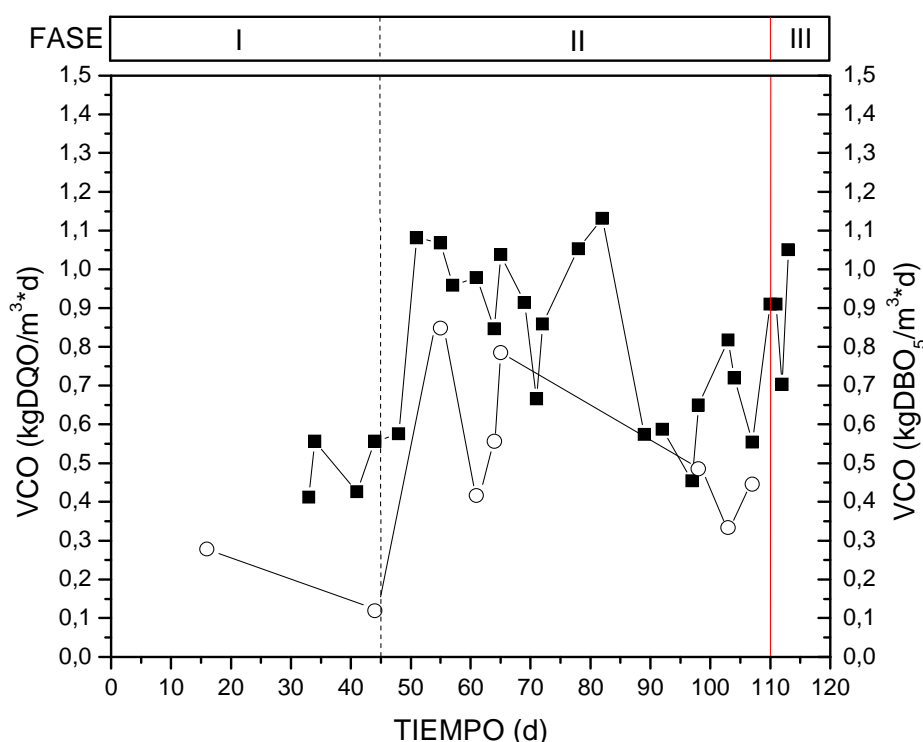
DQO: Demanda Química de Oxígeno, SST: Sólidos Suspendidos Totales, SSV: Sólidos Suspendidos Volátiles.

La concentración de SSV en el inóculo, presentó un valor de  $4,39 \pm 0,42$  gSSV/L, valor adecuado para la correcta inoculación del reactor para una concentración de 2,5 gSSV/L. Asimismo, la razón SSV/SST de  $0,82 \pm 0,01$ , indica el predominio de sólidos orgánicos suficientes para mantener la biodegradación aeróbica (Chu *et al.*, 2010).

Por otro lado, la actividad heterotrófica registró un valor de  $0,043 \pm 0,44$  gO<sub>2</sub>/gSSV•d, el cual es un valor inferior a lo descrito por Henze *et al.* (2002), que indica rangos entre 0,48 - 0,96 gO<sub>2</sub>/gSSV•d para biomasa activa y sustrato (materia orgánica) suficiente. Cabe destacar, que durante la operación del sistema, es esperable que este valor aumente debido a la adaptación de la biomasa a las condiciones del reactor en estudio.

### 5.3. Parámetros operacionales

La VCO y el TRH son parámetros importantes al momento de determinar la eficiencia del sistema. La Figura 8, muestra la evolución de la VCO durante todo el tiempo de operación.



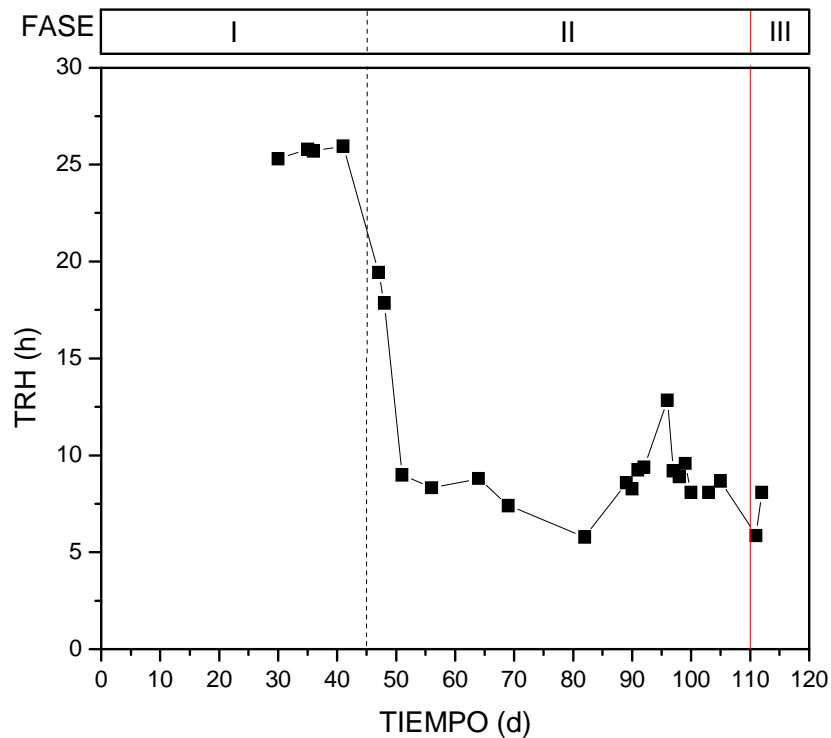
**Figura 8.** Evolución de la Velocidad de Carga Orgánica (VCO) medida como  $\text{kgDQO}/\text{m}^3\cdot\text{d}$  (■) y  $\text{kgDBO}_5/\text{m}^3\cdot\text{d}$  (○), durante la operación del sistema de lodos activados.

Durante la Fase I, Fase II y Fase III, la VCO presentó valores entre 0,41 - 0,56  $\text{kgDQO}/\text{m}^3\cdot\text{d}$ , 0,45 - 1,13  $\text{kgDQO}/\text{m}^3\cdot\text{d}$ , y 0,70 - 1,05  $\text{kgDQO}/\text{m}^3\cdot\text{d}$  respectivamente. Con respecto a la VCO medida como  $\text{kgDBO}_5/\text{m}^3\cdot\text{d}$ , se observa que durante la Fase I, osciló entre 0,12 - 0,28  $\text{kgDBO}_5/\text{m}^3\cdot\text{d}$ , y durante la Fase II, se mantuvo entre 0,33 - 0,85  $\text{kgDBO}_5/\text{m}^3\cdot\text{d}$ . Por último para la Fase III, no se

registraron valores. Cabe destacar, que los valores de la Fase II son semejantes a los reportados como típicos según Metcalf and Eddy, 2003 (0,32 - 0,64 kg DBO<sub>5</sub>/m<sup>3</sup>•d).

La variabilidad de los valores de la VCO se debe al diferente TRH entre la Fase I, II y Fase III, ya que este parámetro determina la carga que entra al sistema diariamente. Lo anterior conlleva a que cuando el TRH es menor, aumente la VCO. En este sentido, otro factor fue la variabilidad de la carga orgánica entrando al sistema medida como DBO<sub>5</sub> o DQO, determinado por las características del influente.

En la Figura 9, se observa el TRH durante los 113 días de operación. La estrategia de operación fue mantener el TRH estable durante el proceso, sin embargo se definió para la Fase I un TRH de  $25 \pm 1,35$  horas, y luego para la Fase II y Fase III un TRH de  $9,53 \pm 2,68$  horas. El TRH de la Fase I, puesta en marcha del reactor, fue para lograr que la biomasa se adaptara adecuadamente a las condiciones del reactor. Luego se estableció un TRH de 9 horas, debido a que es un valor adecuado para lograr eficiencia de eliminación de materia orgánica en un sistema de lodos activados tipo convencional (Vera, 2012).

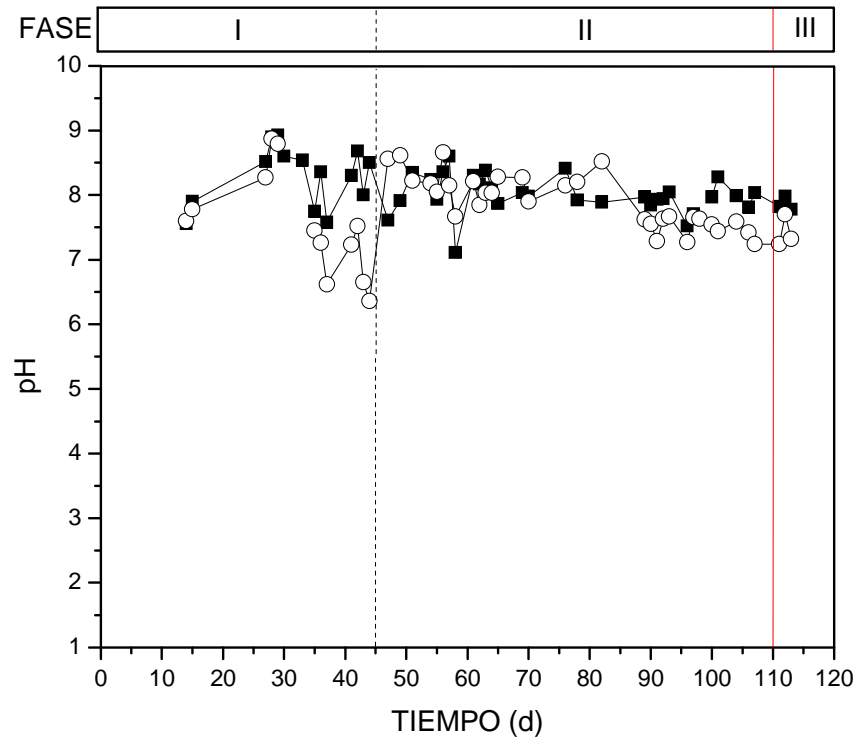


**Figura 9.** Evolución del Tiempo de Retención Hidráulico (TRH) durante la operación del sistema de lodos activados.

Se observan desviaciones en el TRH durante las fases, lo cual se atribuye principalmente al mal funcionamiento de la manguera que alimentó el sistema, así como también a procesos de evaporación, debido a las altas temperaturas del lugar donde se encontraba el reactor. Por otro lado, y como se mencionó anteriormente, el TRH determina la VCO que entra al sistema. Esto se confirma al observar los valores de la Fase I, donde el TRH fue de  $25 \pm 1,35$  h, registrándose una VCO de  $0,49 \pm 0,08$  kgDQO/m<sup>3</sup>•d, y para la Fase II y III, el TRH fue de  $9,53 \pm 2,68$  h, y la VCO aumentó a  $0,83 \pm 0,2$  kgDQO/m<sup>3</sup>•d.

El comportamiento del pH del influente y efluente del reactor se observa en la Figura 10. El valor medio de pH del influente por fase fue:  $7,53 \pm 0,81$  para la Fase I,  $7,91 \pm 0,40$  para la Fase II y  $7,42 \pm 0,25$  para la Fase III, valores similares entre

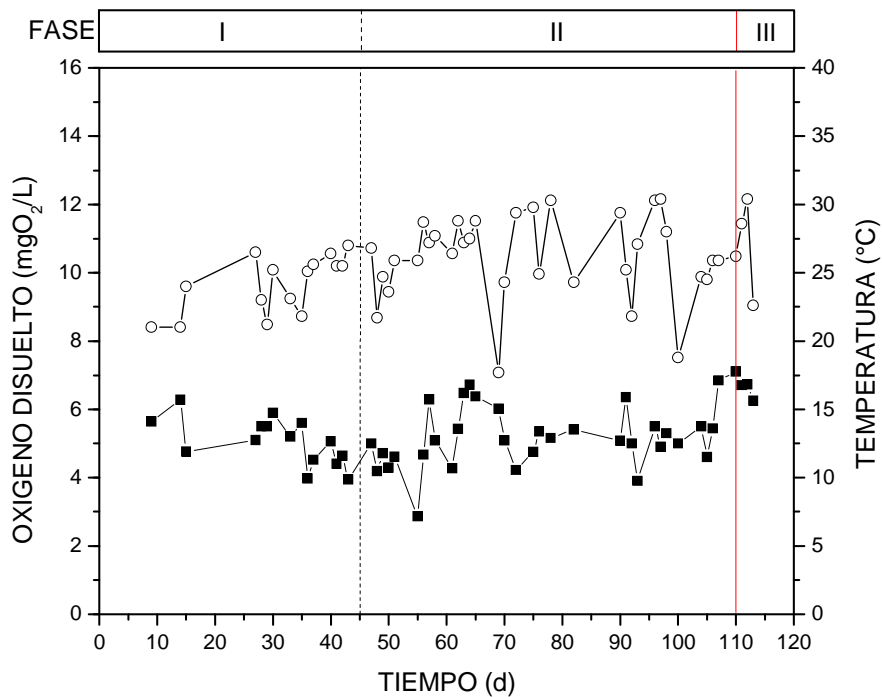
sí. Con respecto al pH de efluente, se observa un valor medio de  $8,28 \pm 0,47$  para la Fase I,  $8,00 \pm 0,32$ , para la Fase II y  $7,86 \pm 0,11$  para la Fase III.



**Figura 10.** Variación del pH del influente (○) y pH del efluente (■) durante la operación del sistema de lodos activados.

El comportamiento del pH tanto del influente como del efluente del reactor, no evidenció cambios significativos en su valor durante las tres Fases, solo se observa que el pH del efluente bajo todas las condiciones de operación, es mayor según los valores medios indicados previamente, y se atribuye a la rápida degradación de ácidos orgánicos presentes en el influente (Rusten *et al.*, 1994). Cabe destacar, que los valores obtenidos para el influente son adecuados para el correcto desarrollo de los microorganismos, es decir cercanos a la neutralidad (Ramalho, 1996).

En la Figura 11, se observa la variación de OD y temperatura en el reactor a lo largo del periodo de operación. La concentración de OD del reactor para la Fase I fue de  $5,07 \pm 0,69$  mgO<sub>2</sub>/L, para la Fase II fue de  $5,15 \pm 0,87$  mgO<sub>2</sub>/L y para la Fase III  $6,85 \pm 0,23$  mgO<sub>2</sub>/L, en tanto la temperatura para la Fase I fue de  $24,11 \pm 2,05$ °C, para la Fase II de  $26,14 \pm 3,03$ °C, y para la Fase III, de  $28,4 \pm 2,11$ °C.



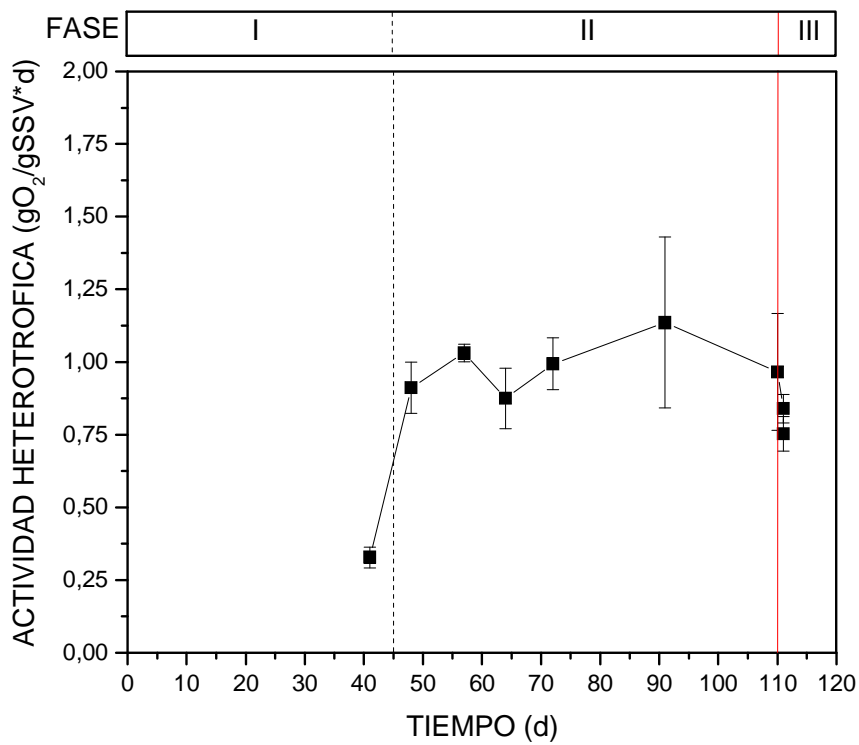
**Figura 11.** Variación de la temperatura (○) y oxígeno disuelto (■) en el reactor, durante la operación del sistema de lodos activados.

Con respecto a la temperatura del reactor, se observa variabilidad atribuida al efecto de la estacionalidad, sin embargo, los valores se encuentran dentro del rango mesófilo (15 - 35°C), el cual permite el óptimo desarrollo de los microorganismos (Ramalho, 1996; Metcalf and Eddy, 2003). Cabe destacar que la temperatura influye directamente en la solubilidad del OD, es decir, las alzas de temperatura disminuyen la solubilidad del OD. A pesar de lo anterior, durante este estudio no se observa esta relación inversa, ya que la aplicación de la aireación se



mantuvo controlada pese a las variaciones de la temperatura, con un valor medio de OD en el reactor siempre superior a 2 mgO<sub>2</sub>/L (5,22 mgO<sub>2</sub>/L ± 0,89), valor reportado como el mínimo para la adecuada degradación de la materia orgánica a través de microorganismos aeróbicos, y que además permite la mezcla completa e intercambio de oxígeno (Metcalf and Eddy, 2003).

Mediante el análisis de respirometría, se determinó la actividad heterotrófica medida como la velocidad específica de utilización de oxígeno (gO<sub>2</sub>/gSSV•d) presentada en la Figura 12. Este parámetro posee un valor medio de 0,33 ± 0,04 gO<sub>2</sub>/gSSV•d para la Fase I, 0,99 ± 0,09 gO<sub>2</sub>/gSSV•d para la Fase II y 0,79 ± 0,07 gO<sub>2</sub>/gSSV•d para la Fase III.



**Figura 12.** Actividad heterotrófica de la biomasa bacteriana durante la operación del sistema de lodos activados.

El rango de la velocidad específica de utilización de oxígeno va desde 0,33 - 1,14  $\text{gO}_2/\text{gSSV}\cdot\text{d}$ , con un valor medio de  $0,87 \pm 0,23 \text{ gO}_2/\text{gSSV}\cdot\text{d}$  durante todo el periodo de operación. Estos valores son similares a los que se reportan como valores indicadores de que la biomasa está activa y que el sustrato es suficiente (Henze *et al.*, 2002). Cabe destacar que el comportamiento de la Fase III, será discutido posteriormente, ya que la ozonización tiene incidencia en las tasas de consumo de oxígeno (Takdastan *et al.*, 2009).

Durante la Fase I se registra el valor más bajo de actividad heterotrófica ( $0,33 \text{ gO}_2/\text{gSSV}\cdot\text{d}$ ), lo cual se relaciona a la baja carga orgánica ( $0,17 \text{ kgDQO}/\text{m}^3\cdot\text{d}$ ). Sin embargo, a medida que transcurre el tiempo, se observa que esta actividad aumenta con las distintas VCO del sistema, indicando una adaptación de la biomasa a los compuestos contenidos en el influente. Por otro lado, los valores observados y considerados altos ( $1,14$  y  $1,03 \text{ gO}_2/\text{gSSV}\cdot\text{d}$ ), se atribuyen a la baja concentración de biomasa ( $< 1,5 \text{ gSSV}/\text{L}$ ) en el reactor biológico, insuficiente para la carga orgánica. Este fenómeno se evidenció a partir del día 36 en determinadas oportunidades, donde se comenzó a perder biomasa por el efluente, debido a la flotación de esta, condición desfavorable en las PTAS, ya que deterioran la calidad de efluente.

Además, se puede comparar la actividad heterotrófica con la eficiencia de eliminación en términos de  $\text{DBO}_5$  y DQO. Así, al observar mayor actividad (rango entre  $0,87 - 1,03 \text{ gO}_2/\text{gSSV}\cdot\text{d}$ ), se registró la máxima eficiencia de eliminación de  $\text{DBO}_5$  reportada ( $90,77\%$ ). De igual forma, se observa que para el día 48, la actividad heterotrófica fue alta ( $0,91 \text{ gO}_2/\text{gSSV}\cdot\text{d}$ ), asociada a la alta eficiencia de eliminación de DQO ( $79,4\%$ ). No obstante, este comportamiento no fue constante, ya que al observar altos valores de actividad para los días 57 y 72 ( $1,03$  y  $0,99 \text{ gO}_2/\text{gSSV}\cdot\text{d}$  respectivamente), la eficiencia de eliminación de DQO fue baja. Lo anterior pudo estar asociado a compuestos de difícil degradación, además de la inconstante concentración de SSV en el reactor, generando variabilidad de la actividad heterotrófica, por no existir una población constante y adecuada para la degradación de la materia orgánica. Del mismo modo, este comportamiento está asociado a perturbaciones, que por ejemplo, en lodos activados están

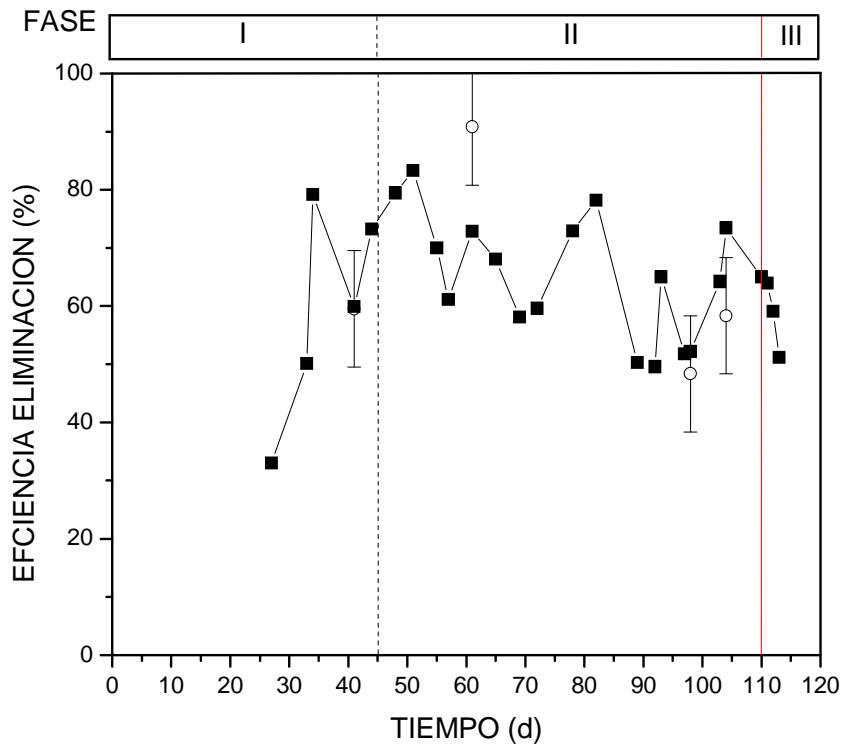
relacionadas con el caudal del influente y cambios en su concentración (Spanjers *et al.*, 1996).

Por último, la actividad de la biomasa está relacionada con la temperatura, siendo los lodos más activos a temperaturas más altas (Davies and Murdoch, 2002). Tal es el caso de este estudio, ya que los valores que indican mayor actividad heterotrófica, concuerdan con altas temperaturas.

#### **5.4. Eficiencia de eliminación de materia orgánica y nutrientes**

A partir de los parámetros operacionales mencionados anteriormente, se obtiene la eficiencia de eliminación para materia orgánica y nutrientes. En la Figura 13, se observa la eficiencia de eliminación de DQO y DBO<sub>5</sub>, con porcentajes que van desde un 33,04 - 83,3% para DQO, y 48,3 - 90,77% para DBO<sub>5</sub>. En particular, la eficiencia de eliminación de DQO fluctuó entre 33,04 - 79,22 % durante la Fase I, entre 49,53 - 83,30 % durante la Fase II y entre 51,20 - 64,98 % durante la Fase III. En la Fase I se registró el valor de eficiencia de eliminación de DQO mínimo (33,04%), sin embargo, esta fase fue un proceso de adaptación al sistema, por lo que no constituye un factor determinante. Es importante mencionar que el error asociado a la eficiencia de eliminación de eliminación de DBO<sub>5</sub>, permite sobrepasar los niveles de eliminación de DQO, ya que en determinadas oportunidades se registró que esta última fue mayor.

Con respecto a la eliminación de DBO<sub>5</sub>, en la Fase I se registró un 59,52% y para la Fase II fluctuó entre 48,33 - 90,77%. Para la Fase III no se registraron valores. Los resultados muestran que la razón DBO<sub>5</sub>/DQO del efluente es cercano a 0,4, lo cual indica que la mayor parte de la materia orgánica biodegradable fue removida durante el tratamiento biológico, dejando atrás aquellos componentes de difícil degradación, sin embargo esta aún puede ser biodegradable.



**Figura 13.** Eficiencia de eliminación de DQO (■) y DBO<sub>5</sub> (○) durante la operación del sistema de lodos activados.

Según Vera (2012), los sistemas de lodos activados alcanzan porcentajes de eliminación de DBO<sub>5</sub> entre el 85 - 95%, con TRH entre 3 - 8 horas y con VCO entre 0,3 - 0,7 kg DBO<sub>5</sub>/m<sup>3</sup>•d. De forma similar, Tandukar *et al.* (2007) registraron eficiencias de eliminación de 97% para DBO<sub>5</sub> y 88% para DQO, bajo un TRH de 12 horas, así como Varila y Díaz (2008), quienes mencionan que el porcentaje de eliminación de DQO aumenta a medida que incrementa el TRH, llegando a un 90% para TRH mayores a 14 horas.

En este estudio, al comenzar la Fase II con un TRH inferior al anterior, la VCO alcanzó valores de (0,92 kgDBO<sub>5</sub>/m<sup>3</sup>•d y 1,08 kgDQO/m<sup>3</sup>•d). Sin embargo, es en este periodo donde se observa la máxima eficiencia de eliminación de DQO. Específicamente, con una VCO de 1,08 kgDQO/m<sup>3</sup>•d, bajo un TRH de 9 h, se obtuvo un 83,3% de eficiencia de eliminación de DQO. Por otro lado, se obtuvo

como máximo valor de eficiencia de eliminación de  $\text{DBO}_5$  un 90,77% con TRH de 9 horas a una VCO de 0,416  $\text{kgDBO}_5$ , valores concordantes con los reportados en literatura.

Sin embargo, los valores medios de eficiencia de eliminación durante todo el periodo solo alcanzaron un 64,24% para  $\text{DBO}_5$ , y 65,29% para DQO, ya que al compararlo con plantas de lodos activados que trabajan con TRH entre 6 - 8 h, se pueden lograr eficiencias de eliminación de DQO y  $\text{DBO}_5$  de aproximadamente 80 y 92% respectivamente (Colmenarejo *et al.*, 2006).

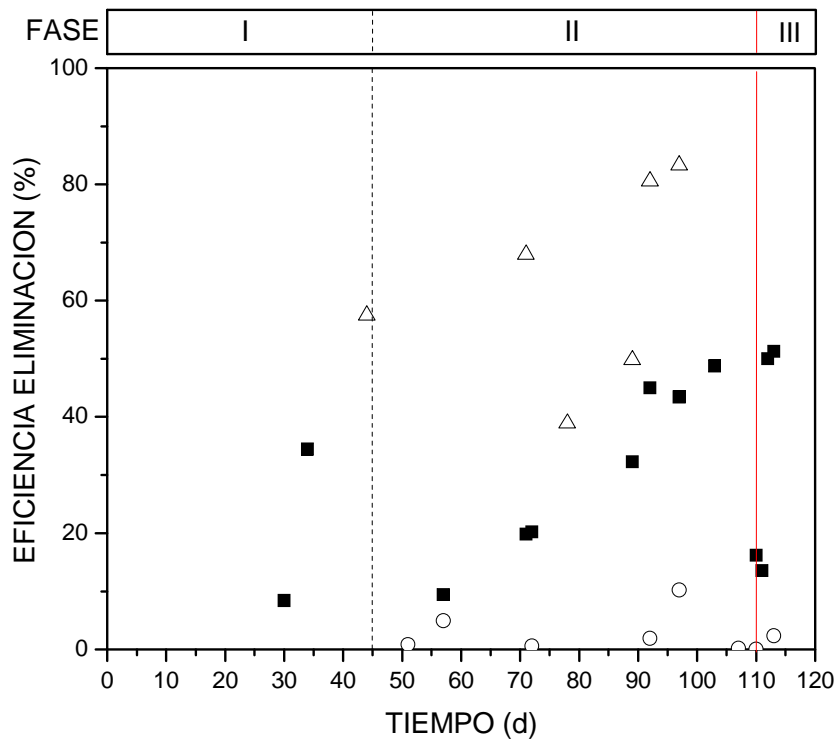
De acuerdo a lo anterior, se puede señalar que el sistema implementado en este estudio no logró la eficiencia de eliminación reportada. Debido a estos resultados, se puede argumentar que el TRH para este estudio no fue suficiente para la adecuada degradación de la materia orgánica, ya que como reporta Ødegaard (2006), en general la disminución en eficiencia de eliminación de materia orgánica, puede ser debido a bajos TRH, donde compuestos de lenta biodegradación no son hidrolizados. Otro factor que pudo influir en la baja eficiencia de eliminación de materia orgánica, fue la existencia de biomasa flotante que se perdía por el efluente, deteriorando la calidad de esta (Loehr and deNavarra, 1969). Por otro lado, la variabilidad del influente que determinó un amplio rango de VCO pudo influenciar la baja eficiencia de eliminación. Esto indica que el tratamiento secundario es un sistema complejo, debido a la interrelación de diversas variables operativas y por la presencia de organismos vivos, susceptibles a cambios.

Con respecto a la eliminación de nutrientes, en la Figura 14 se observa la eficiencia de eliminación de NT,  $\text{NH}_4^+$  y PT. Se observa que la eficiencia de eliminación de NT sigue una tendencia positiva en el tiempo, y en específico, para la Fase I, alcanzó valores entre 8,4 - 34,4%, para la Fase II se mantuvo entre 9,38 - 48,75%, y para la Fase III entre 13,56 - 51,3%. Además, a partir del gráfico se observa que el inicio de la Fase III redujo la eficiencia de eliminación de NT, situación que será discutida posteriormente.

De forma semejante, durante el periodo de estudio la eliminación de  $\text{NH}_4^+$  fue efectiva, en específico, durante la Fase I esta obtuvo un único valor de 57,46%,

durante la Fase II se mantuvo en un rango de 38,86 - 83,28%, y por último, para la Fase III no se detectaron valores.

Por el contrario, para el caso del PT, se observa que la eficiencia de eliminación es mínima. Así, para la Fase II se obtuvo que la eficiencia de eliminación osciló entre 0,6 – 10,2%, y para la Fase III, un único valor de 2,3%.



**Figura 14.** Eficiencia de eliminación de NT (■) PT (○), y NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (△) durante la operación del sistema de lodos activados.

Comúnmente a través de una configuración de lodos activados convencional que es la implementada en este estudio, solo se alcanzan porcentajes de eliminación de nitrógeno alrededor del 25 - 30%, valores proporcionados principalmente por la asimilación bacteriana y el proceso aeróbico de nitrificación (Vera, 2012), así como lo demuestran los datos concluidos por Rodríguez-García *et al.* (2011). Estos valores pueden considerarse bajos, debido a que el sistema está diseñado en principio para la eliminación de materia orgánica (Vera, 2012; Campos *et al.*,

2007). No obstante, durante este estudio se alcanzan óptimos niveles de eliminación de NT, situación que se vio interrumpida por el inicio de la Fase III, restituyéndose al tercer día.

Por otro lado, durante este estudio se evidencian niveles de nitrificación con una tendencia favorable, al observar la eficiencia de eliminación de  $\text{NH}_4^+$  y la presencia de nitrato en el efluente. Lo anterior se atribuye a que la VCO permitió la convivencia de bacterias tipo heterótrofas con autótrofas nitrificantes, así como también a las condiciones de pH, OD y temperatura. En particular, la temperatura durante todo el tiempo de operación fue de  $25,7 \pm 2,9^\circ\text{C}$ , y según Cervantes (2009), es cercana a la adecuada (rango mesófilo entre  $28 - 36^\circ\text{C}$ ). El pH también se encuentra dentro del rango óptimo ( $6,5 - 8$ ), con un valor de  $7,81 \pm 0,65$ . Con respecto al OD, Campos *et al.* (2007) indicaron que en sistemas de lodos activados, el  $\text{NH}_4^+$  puede oxidarse totalmente a  $\text{NO}_3^-$  cuando el sistema es operado a valores de OD  $> 1 \text{ mgO}_2/\text{L}$ . En este estudio, y como se mencionó anteriormente, la concentración media de OD correspondió a  $5,07 \pm 0,69 \text{ mgO}_2/\text{L}$  para la Fase I, obteniendo una eliminación de  $\text{NH}_4^+$  de 57,46% con una concentración de  $\text{NO}_3^-$  de 88,5 mg/L en el efluente. En cuanto a la Fase II, la concentración de OD correspondió a  $5,15 \pm 0,87 \text{ mgO}_2/\text{L}$ , obteniendo una eliminación máxima de  $\text{NH}_4^+$  de 83,28% y concentración máxima de  $\text{NO}_3^-$  de 26,6 mg/L en el efluente. En este sentido, la eficiencia de eliminación de  $\text{NH}_4^+$ , resulta comparable con otros estudios, así por ejemplo Tandukar *et al.* (2007), concluyeron para un sistema de lodos activados, eficiencias de eliminación de  $\text{NH}_4^+$  cercanas al 67% con TRH de 12 h. Asimismo, Gallego *et al.* (2008), indicaron eficiencias de eliminación de  $\text{NH}_4^+$  superiores al 50%.

Con respecto al PT, y según se observa en la Figura 14, la baja eficiencia de eliminación se detecta durante todo el periodo de operación. En general, en sistemas de lodos activados convencionales, el fósforo es eliminado a través de la asimilación bacteriana (entre 1 - 3% del peso seco de la bacteria), observándose una correlación entre la tasa de crecimiento de las células y la eliminación de fósforo (Stall and Sherrard, 1979). Esta asimilación reduce la concentración de fósforo en el agua entre 15 - 20%, que sumado a la sedimentación primaria de los

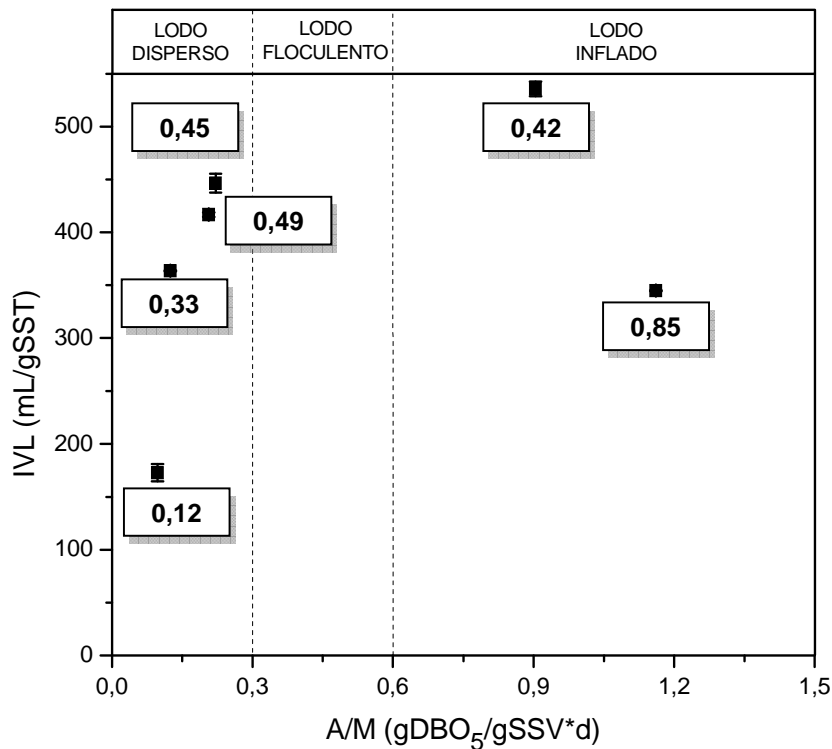
sistemas de tratamiento alcanza entre un 25 - 30%. Así lo ha reportado también Von Sperling (2007), quien menciona que la eficiencia de eliminación de PT en lodos activados diseñados para la eliminación de  $\text{DBO}_5$ , alcanzan eficiencias entre 10 - 40%, valores que no concuerdan con lo obtenido durante este estudio. Cabe destacar, que el influente obtenido para este estudio, no experimentó sedimentación primaria, proceso que pudo disminuir los niveles de fósforo de entrada al tratamiento secundario, y que habría permitido que la eliminación de este fuera mayor respecto a la concentración presente en el agua servida cruda.

La causa de la baja eliminación de fósforo, pudo deberse a que el TRH fue insuficiente para que los compuestos fosfóricos orgánicos sean degradados por actividad microbiana y para que los polifosfatos sean hidrolizados biológicamente provocando la liberación de ortofosfato. Por otro lado, se ha demostrado que el agua servida presentó una razón  $\text{DBO}_5:\text{N}:\text{P}$  de 100:45,4:6,57, la cual indica que los niveles de fósforo son mayores a los requeridos según la estequiometría bacteriana, por lo cual, una gran fracción no serán incorporados a la biomasa y pasará directo al efluente (Sherrard and Schroeder, 1976 ). Además, en este sistema no existió purga de biomasa, mecanismo que permite la eliminación de fósforo, por lo cual, la única forma de salida del sistema fue a través de la biomasa que flotó en el clarificador.

## **5.5. Caracterización microbiológica de la biomasa**

Se evaluó la calidad y capacidad de sedimentación del lodo mediante la relación entre el índice A/M y el IVL. La Figura 15 muestra una estimación de la calidad del lodo para poder determinar si este se encuentra de forma disperso, floculento o en estado de bulking (lodo inflado).





**Figura 155.** Relación A/M e IVL durante la operación del sistema de lodos activados. En los recuadros se destaca la VCO medida como kgDBO<sub>5</sub>/m<sup>3</sup>•d.

En la Fase I se observa que el valor de A/M fluctuó entre 0,09 - 0,26 gDBO<sub>5</sub>/gSSV•d, mientras que para la Fase II osciló entre 0,13 - 1,16 gDBO<sub>5</sub>/gSSV•d. Por último, para la Fase III, no se registraron valores. A través del índice A/M, la biomasa o lodo del reactor se puede caracterizar como un lodo de tipo disperso según el rango establecido por Ramalho (1996), quien define valores de A/M comprendidos entre 0,3 - 0,6 gDBO<sub>5</sub>/gSSV•d para la formación de lodo floculante, es decir, con buenas propiedades de sedimentabilidad.

Respecto al IVL, se identificó para la Fase I, un valor de 172,9 mL/gSST, y para la Fase II fluctuó entre 344,8 - 537,6 mL/gSST, observando que estos valores no concuerdan con lo reportado como óptimo (35 - 135 mL/gSST) (Ramalho, 1996). Así, Pipes (1979), indica que valores de IVL sobre 200 mL/g indican bulking severo.

Se logra observar una relación entre bajos valores de A/M, con malas características de sedimentabilidad medidas a través del IVL. En particular, Logan and Budd (1956), obtuvieron valores mínimos de IVL a razones de A/M entre 0,22 - 0,48 gDBO<sub>5</sub>/gSSV•d, y a medida aumentaba o disminuía esta razón, el IVL aumentaba. De forma similar, Swapnil and Rahul (2012), mencionan que valores de A/M entre 0,2 - 0,4 gDBO<sub>5</sub>/gSSV•d generan un lodo de buenas propiedades de sedimentabilidad, con valores de IVL entre 35 - 80 mL/gSST.

El estrecho rango óptimo de A/M se define así ya que para bajas razones A/M (inferiores a 0,3 gDBO<sub>5</sub>/gSSV•d), la cantidad de alimento presente en el sistema es insuficiente para permitir el crecimiento de microorganismos, por lo que éstos son conducidos a respiración endógena, proceso que deja un residuo compuesto por cápsulas celulares ligeras, y que por lo tanto tienden a promover una mala sedimentabilidad del lodo (Ramalho, 1996). Además, existe un crecimiento excesivo de microorganismos filamentosos causantes de bulking (Tipo 0041, Tipo 0675 y Tipo 0092, entre otras) bajo condiciones de A/M menores a 0,2 gDBO<sub>5</sub>/gSSV•d, ya que estos tienen mayor superficie que los microorganismos floculantes. En consecuencia, cuando hay carencia de alimento, estos son los primeros en captarlo, y por lo tanto proliferan generando bulking filamentoso (Richard, 1997; Jenkins *et al.*, 2003; Martins *et al.*, 2004). En este sentido, los valores de A/M inferiores a 0,2 gDBO<sub>5</sub>/gSSV•d observados en la Fase I y II, se atribuyen a la deficiencia de requerimientos nutricionales para los microorganismos, debido a los bajos valores de VCO registrados (0,12 - 0,33 kgDBO<sub>5</sub>/m<sup>3</sup>•d). Valores similares a los observados son los reportados por Madoni *et al.* (2000), en el cual se evidencia lodo disperso con valores de A/M en un rango de 0,1 - 0,2 gDBO<sub>5</sub>/gSSV•d.

Por otro lado, altos valores de A/M (superiores a 0,6 gDBO<sub>5</sub>/gSSV•d), promueven el crecimiento excesivo de otros tipos de microorganismos filamentosos (*Sphaerotilus*, Tipo 0411 y Tipo 1863), impidiendo de igual manera que el lodo tenga buena capacidad de sedimentar, provocando bulking (Ramalho, 1996; Jenkins *et al.*, 2003). Esto coincide con los altos valores de A/M reportados en

determinadas ocasiones en este estudio, los cuales se atribuyen a la baja concentración de SSV en el reactor.

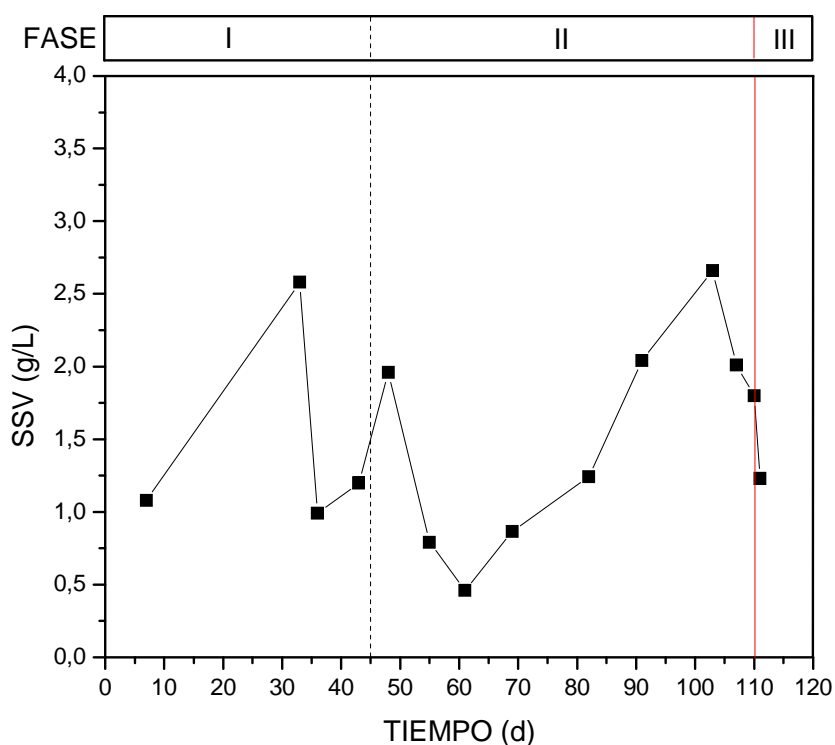
En la Figura 16, se observa la concentración de SSV en el reactor, y en particular, en los días 55 y 61, se perdió gran cantidad de biomasa, reflejado en los bajos valores de SSV (0,79 y 0,46 gSSV/L respectivamente). Lo anterior conlleva a incrementar los valores de A/M, obteniéndose 0,90 gDBO<sub>5</sub>/gSSV•d (valor no reportado en Figura 16) y 1,16 gDBO<sub>5</sub>/gSSV•d, situación que no se logró revertir debido a la baja capacidad de recirculación de biomasa del sistema. A pesar de esto, durante ese periodo, la eficiencia de eliminación de DBO<sub>5</sub> fue alta en una oportunidad (90,77%), cuando lo normal es que el efluente se deteriore debido a la baja concentración de biomasa capaz de oxidar la materia orgánica.

Ambas causas son potenciales de generar las malas propiedades de sedimentabilidad del lodo observado durante este estudio. Sin embargo, bajos valores de A/M fueron los que predominaron. Por otro lado, es importante destacar que en este estudio no se realizó identificación de organismos filamentosos, solo se intenta explicar las potenciales causas asociadas a la flotación de biomasa respecto al índice A/M.

Por otro lado, según Ødegaard (2006), el aumento de la VCO repercute en disminución de la sedimentabilidad del lodo. Pipes, (1979), relaciona valores de VCO inferiores a 0,2 kgDBO<sub>5</sub>/m<sup>3</sup>•d, con lodos con esponjamiento extremo, y a cargas mayores a 0,4 kgDBO<sub>5</sub>/m<sup>3</sup>•d, con defloculación o “lavado” de la biomasa suspendida (Winkler, 1995). En este estudio, y según se observa en la Figura 16, durante la Fase I se utilizó una VCO entre 0,12 – 0,28 kgDBO<sub>5</sub>/m<sup>3</sup>•d, observándose una tendencia hacia un lodo de tipo disperso, con el consecuente IVL de 172,9 mL/gSST. Para la Fase II, la VCO aumentó para mantenerse entre 0,33 - 0,85 gDBO<sub>5</sub>/m<sup>3</sup>•d, y las propiedades de sedimentabilidad declinaron, observando lo que Winkler (1995), define como el lavado de la biomasa suspendida. Lo anterior se confirma al medir el IVL, ya que al comenzar el ensayo, el lodo sedimentó bien, sin embargo, a partir del minuto 10, la totalidad del lodo sedimentado, se trasladaba hacia la superficie de la probeta, incrementando el

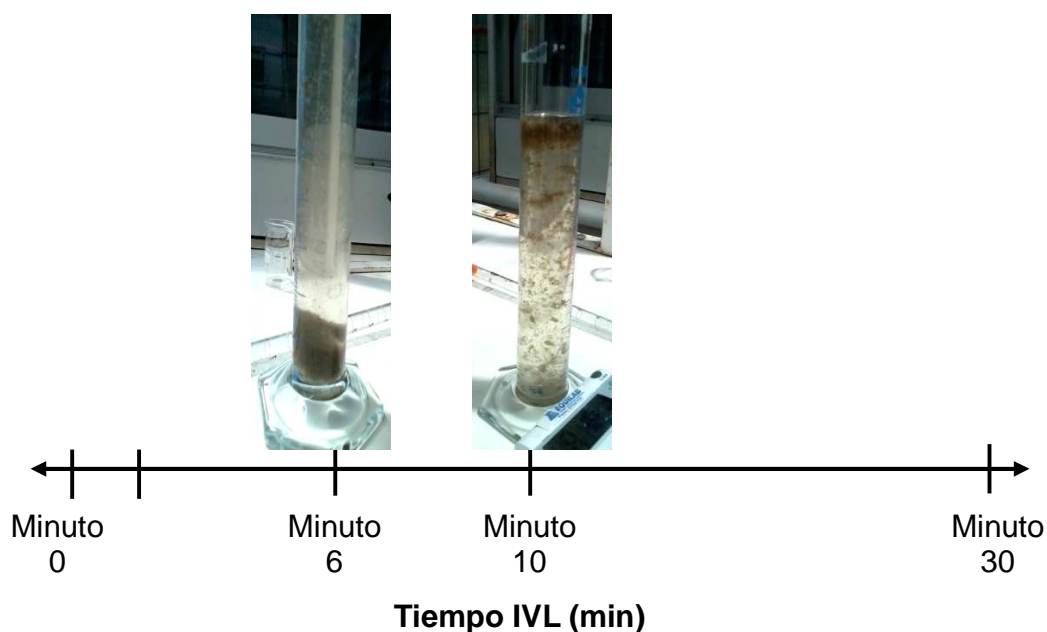
valor del IVL, situación que se observa en la Figura 17. Es debido a este fenómeno que la biomasa del reactor se perdía continuamente del clarificador secundario.

A pesar de lo anterior, según Metcalf and Eddy (2003), los valores de VCO de la Fase II son concordantes, aun así, las malas propiedades de sedimentabilidad se observan durante esta etapa, acorde a lo que describe Pipes, (1979). Así, la condición de bulking se atribuye principalmente a cambios en la relación A/M, la cual es afectada por la gran variabilidad de la concentración de SSV en el reactor, y en menor grado se le atribuye a la variabilidad de la VCO, ya que los rangos obtenidos medidos como  $\text{kgDBO}_5/\text{m}^3\cdot\text{d}$ , bordean a los óptimos (Metcalf and Eddy, 2003). Entre otras potenciales causas se destaca la presencia de grasas en el influente.



**Figura 16.** Concentración de SSV (g/L) en el reactor durante la operación del sistema de lodos activados.

Respecto a la Figura 16, se puede mencionar que la concentración de SSV no fue constante durante el periodo de estudio, con valores entre 0,99 - 2,58 gSSV/ para la Fase I, entre 0,46 - 2,66 gSSV/L para la Fase II, y 1,23 gSSV/L para la Fase III. Además, se identificó una condición de inestabilidad en el reactor debido a la flotación de la biomasa en el clarificador secundario. Por lo anterior, no se pudo determinar el rendimiento de la biomasa ( $\text{gSSV}_{\text{formados}}/\text{gDQO}_{\text{eliminada}}$ ), así como también, la reducción de este frente a una condición de ozonización



**Figura 167.** Flotación de la biomasa, según IVL. Al minuto 6 se observa buena sedimentación, pero con un sobrenadante turbio; y desde el minuto 10, la totalidad de la biomasa sedimentada tiende a flotar, aumentando el IVL.

Los microorganismos identificados durante este estudio se observan en la Figura 18. Durante la Fase I de puesta en marcha y el periodo en el cual se generó pérdida de biomasa a través del efluente, se observa la presencia de protozoos, específicamente ciliados libres del tipo *Colpidium sp.* (Figura 18a). Estos microorganismos suelen aparecer durante la fase de colonización de los sistemas, y por lo tanto no son indicadores de comunidades estables. Asimismo, pero en menor cantidad, se observó la presencia de amebas con teca, específicamente

*Arcella sp.* (Figura 18b), lo cual indica buenos procesos de depuración, buena oxigenación, además de ser comunes en sistemas donde ocurren procesos de nitrificación (Vilaseca, 2001), lo cual concuerda con las eficiencias de eliminación de amonio, y las consecuentes concentraciones de nitrato en el efluente.

A medida transcurre el tiempo se forman los flóculos, y es sabido que disminuye el número de bacterias libres y de protozoos flagelados, predominando los ciliados fijos asociados a los flóculos, con estructuras bucales eficaces para la captura de alimento, desplazando a los ciliados nadadores. Tal es el caso de este estudio, ya que la presencia de ciliados fijos aumenta en la Fase II, asociada a la aparición y establecimiento de flóculos bien formados, indicando un buen proceso de depuración, asociados generalmente a bajas cargas orgánicas (Jenkins *et al.*, 2003). En particular, se identificaron *Zoothamnium*, *Vorticella microstoma* y *Vorticella convallaria* (Figura 18, c, d, e respectivamente).

La presencia de rotíferos (Figura 18f) durante la Fase II, indica un sistema con abundante aireación, y son indicadores de sistemas en equilibrio, ya requieren de más tiempo para estabilizarse en el proceso de tratamiento (Lin *et al.*, 2009; NESCE, 2003). Además, se observó la presencia de nematodos (Figura 18g) alrededor del día 90 de operación, lo cual indica estabilidad en la cadena trófica debido a que pertenecen al nivel tope, y por lo tanto revelan un buen proceso de depuración.

Por otro lado, a partir de día 80, se comenzó a identificar la presencia de *Zooglea ramigera* (Figura 18h), la cual será discutida posteriormente.

Finalmente, se puede concluir que la biomasa presentó un carácter heterogéneo, debido a la presencia de variados organismos, lo cual es favorable para el tratamiento, así como también la presencia de todos los niveles tróficos, y en particular, de los microorganismos que indican mayor estabilidad (ciliados fijos y rotíferos). Sin embargo, estos indicadores microbiológicos no pueden ser analizados por sí solos, ya que los parámetros anteriormente descritos, no indican una condición estable (IVL, A/M, SSV en el reactor), por lo cual es necesaria su

integración para determinar el estado de tratamiento de un sistema de lodos activados.



**Figura 178.** Microorganismos presentes en el lodo, a) *Colpidium sp.*, b) *Arcella sp.*, c) *Zoothamnium*, d) *Vorticella microstoma*, e) *Vorticella convallaria*, f) rotíferos, g) nematodos y h) *Zooglea ramigera*.

La estabilidad del sistema se vio afectada por la flotación de la biomasa en el clarificador, y las causas potenciales se describen a continuación. Como se mencionó anteriormente, en la identificación de microorganismos se observó la presencia de *zoogleas*. Esta estructura celular logró abundar debido a que el agua servida contiene materia orgánica fácilmente biodegradable, compuestos orgánicos solubles, y además, es sabido que son comunes en sistemas de lodos activados que tratan aguas residuales que contienen altas concentraciones de grasas, ácidos oleicos y ácidos grasos volátiles (Jenkins *et al.*, 2003). Esta estructura genera lo que se denomina bulking no filamentoso, y debido a su naturaleza permite la retención de agua dificultando la compactación e incrementando el IVL. Asimismo, produce un lodo viscoso, de mala sedimentabilidad y difícil de filtrar (Salazar, 2001), lo que coincide con las características del lodo observado en este estudio, y que por lo tanto, constituye una eventual causa de bulking.

Cabe destacar que debido a los parámetros operacionales de este estudio, se descarta la flotación de biomasa o bulking debido a insuficientes niveles de OD, pH y nutrientes, debido a que estos parámetros se encuentran en los rangos óptimos para el desarrollo de microorganismos floculantes. Sin embargo, es destacable que la composición del agua servida pudo tener un efecto en este fenómeno debido a la concentración de grasas, pues las propiedades físicas de estas permiten su flotación, junto a otras partículas. La presencia de grasas se atribuye a que el influente obtenido para alimentar el tratamiento secundario, proviene de la etapa de pre-tratamiento, el cual solo incluye remoción de sólidos. Por otro lado, se ha determinado que ciertos tipos de microorganismos filamentosos (Tipo 1863, 021N y *M. Parvicella*), prefieren este sustrato hidrofóbico, proliferando en el medio (Pacheco, 2003; Jenkins *et al.*, 2003). Así lo demuestra Slijkhuis *et al.* (1984), y Mamais *et al.* (1998), quienes indicaron que *M. Parvicella* y *Nocardia*, bacterias filamentosas muy comunes, utilizan materia orgánica de lenta degradación, específicamente grasas y aceites como fuente de carbono y energía. Tal es el caso de un estudio que concluyó que a medida aumentan las



concentraciones de aceites y grasas en el reactor, se produce un aumento en los valores de IVL, por ende una mala sedimentabilidad (Contreras, 2010).

Para concluir, se puede indicar que el sistema no logró la estabilidad deseada, la cual está basada en la calidad del efluente, y que según la US EPA (1981), para considerarse estable, la desviación estándar de la concentración de DBO<sub>5</sub> en el efluente, no debe ser mayor a 10 mg/L. Así, la inestabilidad identificada por la baja eficiencia de eliminación de materia orgánica y fósforo, y la variabilidad en la concentración de DBO<sub>5</sub> en el efluente ( $\pm 34$  mg/L), se atribuye principalmente a las características del influente, el cual presentó alta variabilidad en valores de carga orgánica, y a las características de sedimentabilidad que deterioraron la calidad del lodo, y en consecuencia la del efluente.

## **5.6. Efectos de la aplicación de ozono**

La dosis de ozono ( $0,01 \text{ gO}_3/\text{gSSV}$ ) aplicada al 24,7% de la biomasa total del reactor, repercutió en una reducción del 31,8% de biomasa (SSV), indicando efectiva reducción de biosólidos luego de una primera experiencia. Sin embargo, es destacable el hecho de que solo fue una experiencia, por lo cual no se puede determinar la reducción en cuanto al rendimiento de biomasa en el tiempo. A su vez, durante el proceso de operación, no se observó el crecimiento de la biomasa en el tiempo. Lo anterior, se ve graficado en la Figura 17, y se atribuye a la pérdida de biomasa por el efluente, debido a que este flotaba en el clarificador secundario. Como resultado, no posible asegurar la reducción de biomasa al efecto del ozono. A pesar de lo anterior, diversas investigaciones logran comprobar que a través de la ozonización de lodo se logra reducir la producción de biosólidos, lo cual tiene directa relación con el grado de lisis celular y desintegración generada. Los mejores resultados apuntan hacia la nula generación de biosólidos en exceso. Así, Yasui and Shibata (1994) reportaron que al ozonizar el 30% de la biomasa del reactor diariamente, con una dosis de  $0,05 \text{ gO}_3/\text{gSS}$  no se produce biomasa en exceso. Asimismo, Ried *et al.* (2002), reportó que al tratar el 10% del flujo de

recirculación de lodo, diariamente, y a una dosis de 0,05 gO<sub>3</sub>/gSS, se reduce en un 30% la producción de biomasa en exceso.

Al comparar la razón SSV/SST del reactor biológico, se observa que antes de la aplicación de ozono, el valor era de 0,92 ± 0,05, y luego de la ozonización disminuyó a 0,84. Lo anterior se puede interpretar como una ligera acumulación de sólidos inorgánicos en suspensión, resultado de la mineralización ocurrida en el lodo luego de la aplicación de ozono (Déléris *et al.*, 2000). Este hallazgo es similar a estudios previos (Yasui *et al.*, 1996; Sakai *et al.*, 1997; Chu *et al.*, 2010), y en particular, para Bougrier *et al.*, 2006, la relación SSV/SST, disminuyó de 78 a 73%, luego de la aplicación de 0,16 gO<sub>3</sub>/ST.

En la Tabla 8 se presenta la concentración de DQO, NT y PT en el sobrenadante del lodo centrifugado, en un estado previo a la aplicación de ozono, y luego bajo la acción oxidante de este.

**Tabla 8.** Concentración de DQO, NT y PT de la biomasa antes y luego de la ozonización.

	DQO (mg/L)	NT (mg/L)	PT (mg/L)
Previo O <sub>3</sub>	142,52 ± 42,55	64 ± 22,63	17,1 ± 2,55
Con O <sub>3</sub>	418,65	94	20,90
Aumento (%)	193,8	46,88	22,20

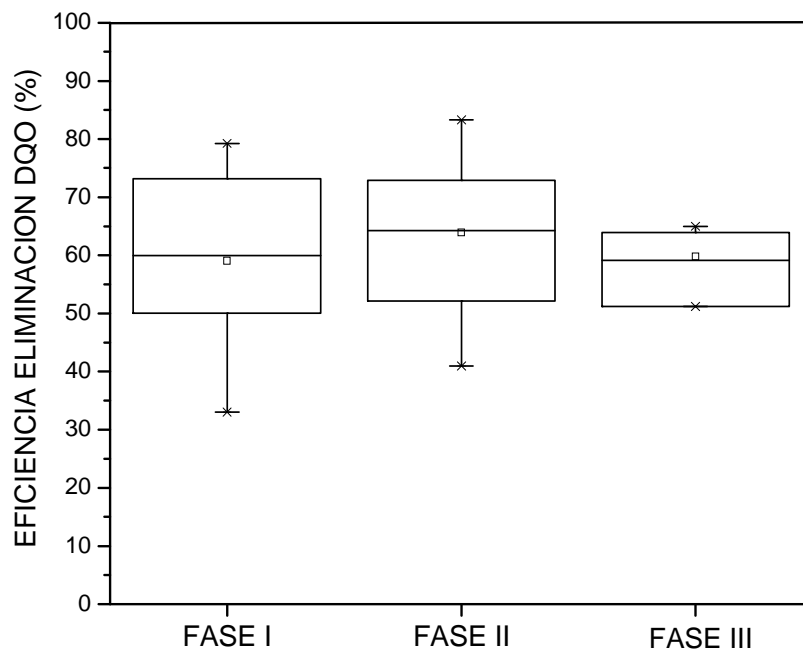
DQO: Demanda Química de Oxígeno, NT: Nitrógeno Total, PT: Fósforo Total.

La Tabla 8 muestra que las concentraciones de DQO, NT y PT del sobrenadante aumentaron considerablemente, alcanzando alzas de 193,8% para DQO soluble, 46,88% para NT y 22,2% para PT. Lo anterior es debido a la solubilización de compuestos orgánicos presentes en el lodo frente a la exposición por ozono, luego de la lisis y destrucción de las paredes celulares de los microorganismos (He *et al.*, 2006; Chu *et al.*, 2009a; Egemen *et al.*, 2009; Demir and Filibeli, 2012). Un

comportamiento similar muestran los resultados de Demir and Filibeli (2012), donde la dosis de ozono aplicada fue 0,05 gO<sub>3</sub>/gST, aumentando la concentración de NT y PT, en el sobrenadante de la muestra ozonizaba, en 144 mg/L y 24,2 mg/L. Al respecto, el mayor contribuyente a aumentar el N y P soluble son el N y P orgánico (Chu *et al.*, 2008). Es así, como se ha establecido un comportamiento lineal entre la DQO liberada y el tiempo de ozonización. De esta forma, a una dosis de 0,05 gO<sub>3</sub>/gST y con tiempo de reacción de 105 minutos, la concentración de DQO, NT y PT en el sobrenadante aumentó significativamente en 699, 169 y 2379% respectivamente (Zhang *et al.*, 2009).

En este estudio, y según se observa en la Figura 19, se identifica una tendencia hacia la disminución de la eficiencia de eliminación de DQO en la Fase III. Sin embargo, aquellos valores son similares a los obtenidos durante la Fase I y II, por lo cual es impreciso asociarlo a la ozonización. No obstante, es esperable que la eficiencia de eliminación de DQO disminuya, debido a la producción de una fracción de DQO poco biodegradable durante la fase de ozonización (Chu *et al.*, 2010; Torregrossa *et al.*, 2012).

Dado que estudios realizados previamente utilizan diferentes reactores de lodos activados, diferentes tipos de aguas servidas y condiciones para la ozonización, la comparación de las capacidades de tratamiento después de la alimentación con lodo ozonizada se hace difícil. Sin embargo, al observar los resultados de la Tabla 8, se puede deducir indirectamente que la calidad del efluente podría verse afectada en sistemas que apliquen ozonización continua como tecnología para la reducción de biosólidos. Así lo indica Egemen *et al.* (2009), quienes registraron que la concentración promedio de DQO en el efluente fue mayor en el reactor de prueba que en un reactor control, al cual se aplicó ozonización intermitente por 4 horas a una concentración de 20 mgO<sub>3</sub>/L, y que permitió determinar que la eficiencia de eliminación de DQO fue un 5% menor. Por su parte, Torregrossa *et al.* (2012), confirmaron que la eficiencia de eliminación de DQO total disminuyó de un 80 a 75%, luego de la aplicación de 0,015 gO<sub>3</sub>/gSST<sub>recirculación</sub> al lodo de recirculación durante 35 minutos de contacto por 50 días.



**Figura 18.** Eficiencia de eliminación de DQO por fase, durante la operación del sistema de lodos activados.

Con respecto a la eliminación de nutrientes del sistema, específicamente NT y PT (Ver Figura 14), se obtuvo que para el día de la ozonización, la eliminación de NT reportó un valor de 16,18%, y para el día siguiente 13,56%, los cuales son valores inferiores a los obtenidos durante la Fase II ( $31,26 \pm 15,14\%$ ), observando una reducción de 52,43%. Sin embargo, luego de aquellos dos días, la eficiencia de eliminación de NT se restituyó alcanzando valores entre 50 - 51,3%. Por lo tanto, se puede asegurar que la ozonización incrementa las concentraciones de NT en el efluente, debido a la liberación del nitrógeno intracelular soluble al medio luego de la lisis celular. Estos resultados concuerdan con los obtenidos por Egemen *et al.* (2009), quienes observaron que la eficiencia de eliminación de NTK disminuyó un 17%. Sin embargo, otros estudios han demostrado que la concentración de NT en el efluente, luego de la aplicación de ozono es similar a lo obtenido anteriormente

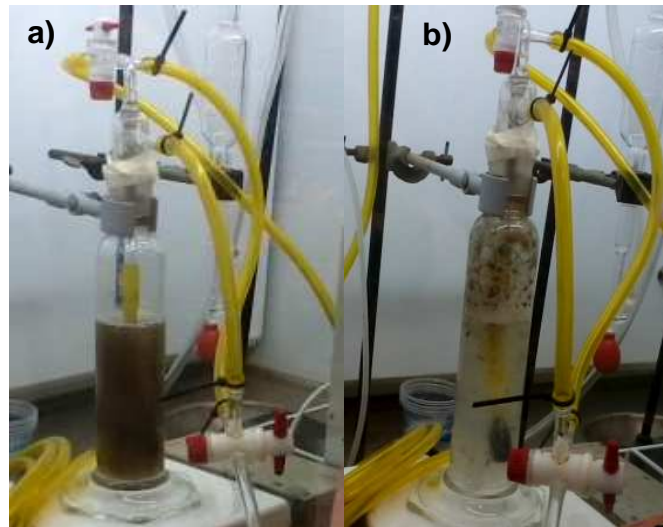
sin ésta (Yan *et al.*, 2009). Al respecto, se puede destacar que diversos estudios han demostrado que las bacterias nitrificantes se ven protegidas por el rápido crecimiento de las heterótrofas y por los flóculos, por lo cual no sufren la misma exposición al ozono. Además, se ha reportado que su actividad resulta afectada en menor proporción que las heterótrofas, y por lo tanto la nitrificación se mantiene (Huysmans *et al.*, 2001; Böhrler and Siegrist, 2004).

En cuanto al PT, se observa que la eficiencia de eliminación fue nula. No obstante, durante las fases de operación, se alcanzaron bajos porcentajes de eficiencias, similares al obtenido luego de la ozonización. La dosis de ozono aplicada contribuyó a la lisis celular, liberando el fósforo intracelular al medio, alcanzando concentraciones de PT en el efluente similares a las de entrada (Chu *et al.*, 2009b). Sin embargo, Yan *et al.*, (2009), concluyeron que la concentración promedio de PT en el efluente aumentó un 30% luego de la aplicación de ozono a una dosis de 0,15 gO<sub>3</sub>/gSS, consecuentemente, debido a la mayor dosis aplicada.

Además, Sakai *et al.* (1997), indican que la eliminación de fósforo en sistemas que apliquen ozono es baja, peor aún, si no se genera lodo en exceso, el fósforo no será efectivamente removido. Por lo tanto, otros métodos tales como la precipitación química y la cristalización deben ser combinados para la eliminación de fósforo. En general, para prevenir el deterioro de la calidad del efluente, existe la posibilidad de integrar tecnologías de eliminación de nitrógeno (Dytczak *et al.*, 2007) y de fósforo (Saktaywin *et al.*, 2005), pero sin duda incrementan los costos de las PTAS. Sin embargo, se ha demostrado que el aumento de DQO en el efluente, puede ser utilizado como fuente de carbono en aquellas PTAS con tratamiento avanzado para eliminación de nutrientes (desnitrificación) (Dytczak *et al.*, 2007).

La inspección visual confirma el hecho de la desintegración de flóculos, al observar la decoloración de la muestra, acorde a lo observado por Yasui and Shibata (1994). En la Figura 20a, se observa la muestra de biomasa en el momento inicial de la ozonización, donde se puede apreciar el color marrón, característico. Durante el transcurso de la ozonización, el color fue cambiando,

hasta volverse transparente con algunos conglomerados que permanecieron, así como se aprecia en la Figura 20b. Esto confirma el hecho de que los flóculos se rompen en partículas finas y dispersas, generando una gran cantidad de micro partículas dispersas en el sobrenadante, además de las sustancias orgánicas solubles.



**Figura 20.** Observación macroscópica de la aplicación de ozono a) antes de ozonizar, b) después de ozonizar.

Luego de la ozonización, la muestra se observó a través de un microscopio óptico para determinar los efectos en la microbiota, los cuales se presentan en la Figura 21. Se pudo observar que la mayoría de los ciliados fijos (vorticellas) y rotíferos, estaban inmovilizados al igual que los nematodos. Para el caso específico de ciliados fijos como vorticellas, las cabezas de los organismos estaban separadas de su tallo de fijación, y libres en todo el espacio de muestra. Además, la abundancia de flóculos disminuyó considerablemente. Sin embargo, en aquellos que permanecieron, se logró observar la presencia de rotíferos activos. Resultados de Albuquerque *et al.* (2008), indican que luego de la ozonización intermitente a una concentración de  $50 \text{ mgO}_3/\text{L}$ , solo algunos organismos fueron inmovilizados, sin afectar su abundancia.



**Figura 191.** Observación microscópica de la biomasa ozonizada. La flecha apunta hacia partes de las vorticellas, indicando efectiva separación de sus tallos de fijación.

Finalmente, los resultados obtenidos de la actividad heterotrófica demuestran un decaimiento en la velocidad específica de utilización de oxígeno luego de la aplicación de ozono. Se pudo observar que esta disminuyó un 17,6% en comparación al último valor registrado el mismo día antes de la oxidación. Debido a este resultado, se puede concluir que la concentración de ozono aplicada, fue suficiente para promover la inactivación de colonias bacterianas así como también la ruptura celular. Este comportamiento del decaimiento de la actividad de la biomasa luego de un tratamiento con ozono, puede referirse a una alteración de la permeabilidad de la membrana celular, y a la directa reacción del ozono con las proteínas involucradas en la respiración (Dziurla *et al.*, 2005). Sin embargo, el valor obtenido ( $0,79 \pm 0,06 \text{ gO}_2/\text{gSSV}\cdot\text{d}$ ), aún coincide con los rangos óptimos de actividad heterotrófica (Henze *et al.*, 2002). Este resultado es comparable con un estudio de Chu *et al.* (2010), el cual indicó que al aplicar una dosis de ozono de  $0,1 \text{ gO}_3/\text{gSST}$  al lodo de un reactor biológico, la tasa de respiración disminuyó un 27%. Por otro lado, Torregrossa *et al.* (2012) indicaron que la velocidad específica de utilización de oxígeno antes de la ozonización, mostró un valor medio de  $0,48 \text{ gO}_2/\text{gSSV}\cdot\text{d}$ , mientras que la aplicación de ozono produjo una disminución de la

tasa de respiración a un valor medio de  $0,29 \text{ gO}_2/\text{gSSV}\cdot\text{d}$ , es decir, casi 40% más bajo. De igual forma, Takdastan *et al.* (2009) demostraron que la velocidad específica de utilización de oxígeno disminuyó desde  $0,43$  a  $0,07 \text{ gO}_2/\text{gSSV}\cdot\text{d}$ , a una dosis de  $0,02 \text{ gO}_3/\text{gSS}$  debido a que el ozono logró matar a gran porción de microorganismos.

La variabilidad en los resultados dependerá de las características del estudio, dosis aplicada, tiempo de contacto, y a que las interacciones de ozono con lodos activados son difíciles de comprender, ya que implica una mezcla compleja de material orgánico y mineral, como también de diversos microorganismos (procariontes, eucariontes y polímeros orgánicos) (Dziurla *et al.*, 2005).

Por otro lado, la disminución de la actividad heterotrófica presentó una relación directa con la ligera reducción en la eficiencia de eliminación de DQO observada luego de la ozonización, ya que es sabido que el hecho de que la actividad decline, tiene como consecuencia una capacidad de tratamiento menor (Davies, 2005).



## 6. CONCLUSIONES

El comportamiento del oxígeno disuelto, pH y temperatura en el reactor durante el tiempo de estudio, indican una buena condición para la formación y desarrollo de microorganismos encargados del tratamiento de aguas servidas.

La eficiencia de eliminación de DQO y DBO<sub>5</sub> no alcanzó el nivel de depuración esperado, con valores de eficiencia de eliminación de DQO entre 33,04 - 79,22 % durante la Fase I, 65,29 - 83,30 % durante la Fase II y entre 51,20 - 64,98 % durante la Fase III; y respecto a la DBO<sub>5</sub>, un valor de 59,52% para la Fase I y entre 48,33 - 90,77% para la Fase II.

Se observó el deterioro de la calidad del lodo, con valores de IVL entre 172,9 - 537,6 mL/gSST, asociado a valores de A/M inferiores a 0,3 gDBO<sub>5</sub>/gSSV•d, y además, por el eventual contenido de grasas y aceites del influente, afectando la estabilidad del sistema.

La observación de microorganismos indica una condición estable dentro del reactor debido a la presencia de individuos de todos los niveles tróficos, bajo todas las condiciones de operación.

Como resultado de la ozonización del lodo, se observa la reducción de un 31,8% de SSV en relación a la lisis generada. Además, aumentan las fracciones solubles de DQO, NT, PT en el sobrenadante de la muestra ozonizada en 193,8, 46,88 y 22,2% respectivamente. Por otro lado, se observó que la velocidad específica de utilización de oxígeno disminuyó en un 17,6%.

Luego de la aplicación de ozono, no se observó reducción significativa en la eliminación de DQO, ya que el valor obtenido (64,98%), es similar a los obtenidos durante el transcurso del estudio. Respecto al NT, se observó que la eficiencia de eliminación disminuyó un 52,43%, y la eliminación de PT fue nula.

## **7. RECOMENDACIONES**

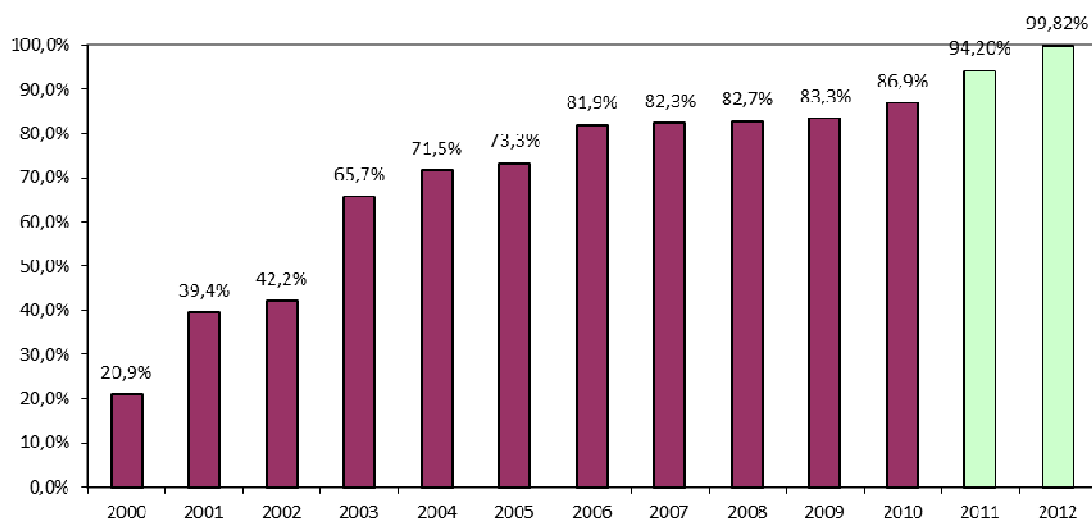
Para futuras investigaciones, se recomienda realizar más experimentos de aplicación de ozono, y a una concentración que permita alcanzar las dosis reportadas como óptimas (0,05 - 0,5 gO<sub>3</sub>/gSS).

De igual manera, se recomienda evaluar el rendimiento de lodos, y la eficiencia de eliminación de DQO, NT y PT en el tiempo, luego de la aplicación intermitente de este.

Por último, es recomendable generar condiciones de mayor estabilidad en el sistema, antes de la aplicación de ozono, para así evaluar claramente las consecuencias.

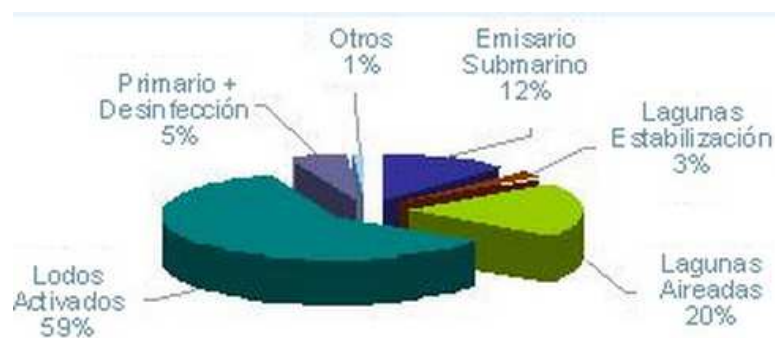
## 8. ANEXOS

### Anexo 1. Cobertura urbana de tratamiento de aguas servidas efectiva.



Fuente: SISS, 2012

### Anexo 2. Tipos de sistemas de tratamiento de aguas servidas utilizados en Chile.



Fuente: SISS, 2012

**Anexo 3.** Destino de lodos PTAS Región del Biobío.

<b>Destino</b>	<b>Lodos (ton/año)</b>		
	<b>2006</b>	<b>2007</b>	<b>2008</b>
Relleno sanitario	38.367	38.895	9.817
Aplicación en suelo forestal	0	0	28.566

Fuente: ESSBIO, 2009.

## 9. BIBLIOGRAFIA

Aiyuk, S., Forrez, I., deLieven, K., vanHaandle, A. and Verstraete, W. 2006. Anaerobic and complementary treatment of domestic sewage in regions with hot climates- A review. *Bioresource Technology*, 97(17): 2225-2241.

Albuquerque, J., Domingos, J., Sant'Anna, G. and Dezotti, M. 2008. Application of ozonation to reduce biological sludge production in an industrial wastewater treatment plant. *Water Science and Technology*, 58(10): 1971-1976.

Andreasen, K. and Nielsen, P. 1998. In situ characterization of substrate uptake by *Microthrix parvicella* using microautoradiography. *Water Science and Technology*, 37(4-5): 19-26.

APHA, 2005. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 19th Ed. Washington. DC.

Baraño P., y Tapia L. 2004. Tratamiento de las Aguas Servidas: Situación en Chile. *Ciencia y Trabajo*, 6(13): 111-117.

Beutelspacher, E. and Calderón, J. 2005. Diseño y construcción de un generador de ozono para aplicaciones de purificación de agua. Tesis para obtener el grado de Maestreo en Ciencias de Ingeniería Mecatrónica. Centro Nacional de Investigación y Desarrollo Tecnológico, 151 pp.

Bitton, G. 2011, Wastewater Microbiology, Wiley-Blackwell, New York, 800 pp.

Bohler, M. and Siegrist, H. 2004. Partial ozonation of activated sludge to reduce excess sludge, improve denitrification and control scumming and bulking. *Water Science and Technology*, 49(10): 41-49.

Bougrier, C., Albasi, C., Delgenès, J. and Carrère, H. 2006. Effect of ultrasonic, thermal and ozone pre-treatments on waste activated sludge solubilisation and anaerobic biodegradability. *Chemical Engineering and Processing: Process Intensification*, 45(8): 711-718.

Callejas, A. 2008 .Estudio del compostaje aeróbico como alternativa para la estabilización de lodos procedentes de una planta de tratamiento de aguas

servidas de la región del Bío Bío. Tesis para optar al grado académico de Magister en Ciencias de Recursos Naturales, Universidad de la Frontera, Chile, 101 pp.

Campos, J., Garrido, J., Mosquera-Corral, A. and Méndez, R. 2007. Stability of a nitrifying activated sludge reactor. *Biochemical Engineering Journal*, 35(1): 87-92.

Canales, A., Pareilleux, A., Rolls, J.L., Goma, G. and Huyard, A. 1994. Decreased sludge production strategy for domestic wastewater treatment. *Water Science and Technology*, 30(8): 96-106.

Cervantes, F. 2009. Environmental Technologies to Treat Nitrogen Pollution. IWA Publishing, London, England, 420 pp.

Chu, L.-B., Yan, S.-T., Xing, X.-H., Yu, A.-F., Sun, X.-L. and Jurcik B. 2008. Enhanced sludge solubilization by microbubble ozonation. *Chemosphere*, 72(2): 205-212.

Chu, L.-B., Wang, J., Wang, B., Xing, X.-H., Yan, S.T., Sun, X.-L. and Jurcik, B. 2009a. Changes in biomass activity and characteristics of activated sludge exposed to low ozone dose. *Chemosphere*, 77(2): 269-272.

Chu, L.-B., Yan, S.-T., Xing, X.-H., Sun, X.-L. and Jurcik, B. 2009b. Progress and perspectives of sludge ozonation as a powerful pretreatment method for minimization of excess sludge production, *Water Research*, 43(7): 1811-1822.

Chu, L.-B., Wang J., Xing, X.-H., Sun, X. and Jurcik, B. 2010. Evaluation of biodegradation of soluble and particulate matter produced during sewage sludge ozonation by a combination of chemical and microbial approaches. *Journal of Environmental Science and Health, Part A: Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering*, 45(11): 1315-1231.

Colmenarejo, M.F., Rubio, A., Sánchez, E., Vicente, J., García, M.G. and Borja, R. 2006. Evaluation of municipal wastewater treatment plants with different technologies at Las Rozas, Madrid (Spain) *Journal of Environmental Management*, 81(4): 399-404.

CONAMA. 2005. Política de Gestión Integral de Residuos Sólidos, 72 pp.

Cortez, E. 2003. Fundamentos de ingeniería para el tratamiento de los biosólidos generados por la depuración de aguas servidas de la Región Metropolitana. Memoria para optar al título de Ingeniero Civil Químico, Universidad de Chile, 184 pp.

CNE/GTZ (Comisión Nacional de Energía/Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit). 2007. Potencial de biogás, identificación y clasificación de los distintos tipos de biomasa disponibles en Chile para la generación de biogás, Chile, 80 pp.

Crites, R. and Tchobanoglous, G. 2000. Sistemas de manejo de aguas residuales para núcleos pequeños y descentralizados, Mc. Graw Hill, Santafé de Bogota, Colombia, 350 pp.

Davis, M. 2000. Water and Wastewater Engineering, Design, Principles and Practice. McGraw-Hill, 1296 pp.

Davies, P. and Murdoch, F. 2002. The role of respirometry in maximising aerobic treatment plant efficiency. Strathkelvin Instruments Ltd. Glasgow, UK, 14 pp.

Davies, P. 2005. The Biological Basis of Wastewater Treatment. Strathkelvin Instruments Ltda. Glasgow, UK. 19 pp.

Déléris, S., Paul, E., Audic, J., Roustan, M. and Debellefontaine, H. 2000. Effect of Ozonation on Activated Sludge Solubilization and Mineralization. *Ozone: Science & Engineering*, 22(5): 473-486.

Demir O., and Filibeli, A. 2012. Fate of Return Activated Sludge after Ozonation: an Optimization Study for Sludge Disintegration. *Environmental Technology*, 33(16): 1869-1878.

Diocaretz, M. 2010. Aspectos técnicos y económicos de procesos de higienización de lodos provenientes del tratamiento de aguas servidas. Tesis presentada para optar al título de Ingeniero Ambiental, Universidad de Concepción, Chile, 119 pp.

Dytczak, M., Londry, K., Siegrist, H. and Oleszkiewicz, J. 2007. Ozonation reduces sludge production and improves denitrification. *Water Research*, 41(3): 543-550.

Dziurla, M.A., Salhi, M., Leroy, P., Paul, E., Ginestet, Ph. and Block, J. C. 2005. Variations of respiratory activity and glutathione in activated sludges exposed to low ozone doses. *Water Research*, 39(12): 2591–2598.

Eckenfelder, W. and Musterman, J.L. 1995. Activated Sludge Treatment of Industrial Wastewater, Technomic Publishing Co. Inc., Pennsylvania, 281 pp.

Egemen, E., Corpening, J., Padilla, J., Brennan, R. and Nirmalakhandan N. 1999. Evaluation of Ozonation and cryptic growth for biosolids management in wastewater treatment. *Water Science and Technology*, 39(10-11): 155-158.

Egemen, E., Hanson, A. and Hernandez, J. 2009. Ozonation of Continuous-Flow Activated Sludge for Reduction of Waste Solids. *Ozone: Science & Engineering*, 31(3): 247-256.

Erazo, A. 2007. Opciones de uso y disposición de biosólidos en la Región Metropolitana. Memoria para optar al título profesional de Ingeniero en Recursos Naturales Renovables, Universidad de Chile, 75pp.

ESSBIO S.A. 2009. Plan Regional de Manejo de Residuos Sólidos Orgánicos. Declaración de Impacto Ambiental, 69 pp.

Fall, C., Cuenca, M., Bâ, K. and Solís, C. 2006. Respirometry-based evaluation of the fate and possible effects of antifreeze on activated sludge. *Journal of Environmental Management*, 80(1): 83-89.

Gallego, A., Hospido, A., Moreira, M. and Feijoo, G. 2008. Environmental performance of wastewater treatment plants for small populations. *Water Research*, 52(6): 931-940.

Gerardi, M. 2006. Nitrogen, Phosphorus, and Sulfur Bacteria. Wastewater Bacteria. John Wiley and Sons, Inc., Hoboken, New Jersey.

Hagman, M. and LaCour Jansen, J. 2007. Oxygen uptake rate measurements for application at wastewater treatment plants, *Water Science and Technology* 63:131-138.



He, S., Xue, G. and Wang, B. 2006. Activated sludge ozonation to reduce sludge production in membrane bioreactor (MBR). *Journal of hazardous materials*, 135(1-3): 406-411.

He, J., Wan, T., Zhang, G. and Yang, J. 2011. Ultrasonic reduction of excess sludge from activated sludge system: energy efficiency improvement via operation optimization. *Ultrasonics sonochemistry*, 18(1): 99-103.

Henze, M., Harremoës, P., La Cour Jansen, J., y Arvin, E. 2002. Wastewater treatment: biological and chemical processes. Heidelberg Springer, 430 pp

Huysmans, A., Weemaes, M., Fonseca, P. and Verstraete, W. 2001. Short communication Ozonation of activated sludge in the recycle stream. *Journal of Chemicals Technology and Biotechnology*, 76(3): 321-324.

Inchauste-Daza, A., Saroj, D., Lopez-Vazquez, C. and Brdjanovico D. 2011. Ozonation for sludge reduction and improved biological nutrient removal. *Journal of Residuals Science and Technology*, 8(2): 71-78.

Jenkins, D., Richard, M.G., Daigger, G. 2003. Manual on the Causes and Control of Activated Sludge Bulking, Foaming and Other Solids Separation Problems. Lewis Publishing, Boca Raton, FL.

Kamiya, T. and Hirotsuji, J. 1998. New Combined System of Biological Process and Intermittent Ozonation for Advanced Wastewater Treatment, *Water Science and Technology*, 38(8-9): 145-153.

Lee, N. and Welander, T. 1996. Use of protozoa and metazoan for decreasing sludge production in aerobic wastewater treatment. *Biotechnology Letters*, 18(4): 429-434.

Lee, J., Cha, H.-Y., Park, K., Song, K.-G. and Ahn, K.-H. 2005. Operational strategies for an activated sludge process in conjunction with ozone oxidation for zero excess sludge production during winter season. *Water Research*, 39(7): 1199-1204.

- Lin, S., Jin, Y., Fu, L., Quan, C. and Yang, Y.-S. 2009. Microbial community variation and functions to excess sludge reduction in a novel gravel contact oxidation reactor. *Journal of hazardous materials*, 165(1-3): 1083-1090.
- Loehr, R. and de Navarra, C. 1969. Grease removal at a municipal treatment facility. *Journal Water Pollution Control Federation*, 41(5): 142-154.
- Logan, R. and Budd, W. 1956. Effect of BOD loading on activated sludge plant operation. In biological treatment of sewage and industrial wastes, Vol.I: Aerobic Oxidation. J. McCabe and W. Eckenfelder, Jr (Eds), Reinhold Publishing Corp., New York.
- Low, W., Chase, H., Milner, M. and Curtis, T. 2000. Uncoupling of metabolism to reduce biomass production in the activated sludge process. *Water Research*, 34(12): 3204–3212.
- Madoni, P., Davoli, D. and Gibin, G. 2000. Survey of filamentous microorganisms from bulking and foaming in activated-sludge plants in Italy. *Water Research*, 34(7): 1767-1772.
- Mahamud, M. 1996. Biosólidos generados en la depuración de aguas: Planteamiento del problema. *Ingeniería del Agua*, 3(2): 47-62.
- Mamais, D., Andreadakis, A., Noutsopoulos and Kalergis, C. 1998. Causes of and Control Strategies for *Microthrix parvicella* Bulking and Foaming in Nutrient Removal Activated Sludge Systems. *Water Science and Technology*, 37(4-5): 9-17.
- Martins, A., Pagilla, K., Heijnen, J. and Van Loosdrecht, M. 2004. Filamentous Bulking Sludge- A Critical Review. *Water Research*, 38(4): 793-817.
- Mason, C., Hamer, G. and Bryers, D. 1986. The death and lysis of microorganisms in environmental processes. *FEMS Microbiology Letters*, 39(4): 373-401.
- McKinney, R. and Gram, A. 1956. Protozoa and Activated Sludge. *Sewage and Industrial Wastes*, 28(10):1219-1231.

Metcalf and Eddy. 2003. *Wastewater Engineering: Treatment, and Reuse*. McGraw-Hill, New York, USA, 1485 pp.

Metcalf and Eddy. 2007. *Water Reuse: Issues, Technologies, and Applications*. Irwin/Mcgraw Hill; Edición: 1, 1570 pp.

Mosquera, A., González, F., Campos, J. and Méndez, R. 2005. Partial nitrification in a SHARON reactor in the presence of salts and organic carbon compounds. *Process Biochemistry*, 40(9): 3109-3118.

NESC (National Environmental Services Center). 2003. Explaining the Activated Sludge Process. *Pipeline*, 14(2): 1-8.

Ødegaard, H. 2006. Innovations in wastewater treatment: the moving bed biofilm process. *Water Science & Technology*, 53(9): 17-33.

Okafor, N. 2011. *Environmental Microbiology of Aquatic and Waste Systems*, Springer; 1st edition 2011. 323 pp.

Okey, R. and Stensel, D. 1993 Uncouplers and activated sludge - the impact on synthesis and respiration. *Toxicological & Environmental Chemistry*, 40(1-4): 235-254.

Pacheco, V., Jaureghi, B., Pavón, T. and Mejia, G. 2003. Control del crecimiento de microorganismos filamentosos en una planta de tratamiento de aguas residuales industriales. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 19(1): 47-53.

Park, K., Ahn, K., Maeng, S., Hwang, J. and Kwon, J. 2003. Feasibility of sludge ozonation for stabilization and conditioning. *Ozone: Science & Engineering*, 25(1): 73-80.

Paul, E. and Debellefontaine, H. 2007. Reduction of Excess Sludge Produced by Biological Treatment Processes: Effect of Ozonation on Biomass and on Sludge. *Ozone: Science & Engineering*, 29(6): 415-427.

Pérez-Elvira, S., Nieto, P. and Fdz-Polanco, F. 2006. Sludge minimisation technologies. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 5(4): 375-398.

Pipes, W. 1979. Bulking, deflocculation, and pinpoint floc. *Journal Water Pollution Control Federation*, 51(1): 62-70.

Pozo, G. 2009. Optimización de la operación de un reactor aeróbico de biopelícula bacteriana inmovilizada: incidencia de los nutrientes en la biosíntesis de polihidroxialcanoato (PHA) como producto del tratamiento de fluentes de celulosa Kraft. Tesis magister, 56 pp.

Ramalho, R. 1996. Tratamiento de Aguas. Residuales. Editorial Reverté, Barcelona, España, 707 pp.

Ried, A., Stapel, H., Koll, R., Schettlinger, M., Wemhöner, F., Hamann-Steinmeier, A., Miethe, M. and Brombach, A. 2002. Optimierungsmöglichkeiten beim Betrieb von biologischen Kläranlagen durch den Einsatz von Ozon. *KA*, 49(5): 648-661.

Richard, M. 1997. Recent changes in the prevalence and causes of bulking filamentous bacteria in pulp and papermill activated sludge systems. *TAPPI Proceedings - Environmental Conference & Exhibition*, 553-556.

Rocher, M., Goma G., Pilas Gegue A., Louvel L. and Rolls J.L. 1999. Towards a reduction in excess sludge production in activated sludge processes: biomass physicochemical treatment and biodegradation. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 51(6): 883-890.

Rocher M., Roux, G., Goma, G., Begue, A.P., Louvel, L. and Rols J.L. 2001. Excess sludge reduction in activated sludge reduction in activated sludge processes by integrating biomass alkaline heat treatment. *Water Science and Technology*, 44(2-3): 437-444.

Rodríguez-García, G., Molinos-Senante, M., Hospido, A., Hernández-Sancho, F., Moreira, M. and Feijoo, G. 2011. Environmental and economic profile of six typologies of wastewater treatment plants. *Water Research*, 45(18): 5997-6010.

- Romero, J. 2004. Tratamiento de Aguas Residuales (Tercera Edición). Editorial Escuela Colombiana de Ingeniería, Bogotá, Colombia, 1248 pp.
- Rusten, B., Siljudalen J.G. and Nordeidet B. 1994. Upgrading to nitrogen removal with the KMT moving bed biofilm process. *Water Science and Technology*, 29(12): 185-195.
- Sabya, S., Djafera, M. and Chen, G. 2002. Feasibility of using a chlorination step to reduce excess sludge in activated sludge process. *Water Research*, 36(3): 656-666.
- Salazar, E. 2001. Modelado de lodos activados en estado estacionario. Trabajo especial de grado para optar al título de Ingeniero Químico, Universidad Central de Venezuela, 186 pp.
- Sakai, Y., Fukase, T., Yasui, H. and Shibata, M. 1997. An activated sludge process without excess sludge production. *Water Science and Technology*, 36(11): 163-170.
- Saktaywin, W., Tsuno, H., Nagare, H., Soyama, T. and Weerapakkaron, J. 2005. Advanced sewage treatment process with excess sludge reduction and phosphorus recovery. *Water Research*, 39(5): 902-910.
- Sherrard, J. and Schroeder, E. 1976. Stoichiometry of industrial biological wastewater treatment. *Journal Water Pollution Control Federation*, 48(4):742-747.
- Shiota, N., Akashi, A. and Hasegawa, S. 2002. A strategy in wastewater treatment process for significant reduction of excess sludge production. *Water Science and Technology*, 45(12): 127-134.
- Singh, R. and Agrawal, M. 2007. Potential benefits and risks of land application of sewage sludge. *Waste Management*, 28(2): 347-358.
- SJijkhuis, H., van Groenestijn, W. and Kylstra, D. 1984. *Microthrix parvicella*, a Filamentous Bacterium from Activated Sludge: Growth on Tween 80 as Carbon and Energy Source. *Journal of general Microbiology*, 130(8): 2035-2042.

Smith, S. 2002. Management Use and Disposal of Sewage Sludge. Waste management and minimization. In: UNESCO encyclopedia of life support systems (EOLSS), Oxford, EOLSS Publishers Co. Ltd. 10 pp.

Spanjers, H., Vanrolleghem, P., Olsson, G. and Dold, P. 1998. Respirometry in control of the activated sludge process. *Water Science and technology*, 34(3-4):117-126.

Spellman, F. 2009. Handbook of Water and Wastewater Treatment Plant Operations. CRC Press, Taylor and Francis Group, Boca Raton, USA, 791 pp.

Stall, T. and Sherrard, J. 1979. Effect of wastewater composition and cell residence time on phosphorus removal in activated sludge. *Journal of Water Pollution Control Federation*, 48(2): 307-322.

Swapnil, D. and Rahul, P. 2012. Minimization of Excess Sludge Production for Biological Waste Water Treatment using Activated Sludge Process. *International Research Journal of Biological Sciences*, 1(5): 13-17.

Takdastan, A., Mehrdadi, N., Azimi, A., Torabian, A. and Nabi Bidhendi, G. 2009. Investigation of the Excess Sludge Reduction in SBR by Oxidizing Some Sludge by Ozone. *Iranian Journal of Chemical Engineering*, 28(4): 95-104.

Tandukar, M., Ohashi, A. and Harada, H. 2007. Performance comparison of a pilot-scale UASB and DHS system and activated sludge process for the treatment of municipal wastewater. *Water Research*, 41(12): 2697-2705.

Torregrossa, M., Di Bella, G. and Di Trapani, D. 2012. Comparison between ozonation and the OSA process: analysis of excess sludge reduction and biomass activity in two different pilot plants. *Water science and technology*, 66(1): 185-192.

Torrescano, J. (2009). Parámetros de operación en el tratamiento de agua residual por lodos activados. *Aquaforum* 52: 14-19.

US EPA. 1981. Project Summary, Performance of activated sludge processes: Reliability, Stability and Variability. Municipal Environmental research laboratory, 11 pp.

US EPA. 1994. Guide to Septage Treatment and Disposal. EPA/625/R-94/002. Office of Research and Development, Washington, DC. 76 pp.

US EPA. 1999. Folleto informativo de tecnología de aguas residuales, Desinfección con ozono. EPA 832/F-99/063. Office of Research and Development, Washington, DC., 9 pp.

van Leeuwen, J. 1988. Ozonation for non-filamentous bulking control in an activated sludge plant treating fuel synthesis wastewater. *Water SA*, 15(2): 127-132.

Varila, J. y Díaz, F. 2008. Sewage treatment by activated sludge at laboratory scale. *Journal of Technology*, 7(2): 21-28.

Vera, L. 2012. Análisis de funcionamiento y Patrones Asociativos de Sistemas de Tratamiento Convencionales y Naturales de Aguas Servidas para la eliminación de materia orgánica y nutrientes. Tesis presentada para al grado de Doctor en Ciencias Ambientales mención Sistemas Acuáticos Continentales de la Universidad de Concepción, Chile, 236 pp.

Vera, I., Sáez, K. and Vidal, G. 2012. Performance of 14 full-scale sewage treatment plants: Comparison between four aerobic technologies regarding effluent quality, sludge production and energy consumption. *Environmental Technology*, 34(15): 2267-2275.

Vilaseca, M., 2001. Observación microscópica de fangos activados en los tratamientos de depuración biológica. Boletín INTEXTERRII (U.P.C.) N° 119, 6 pp.

Von Sperling, M. 2007. Biological Wastewater Treatment. Volumen 3: Waste stabilization ponds, IWA Publishing, London, England, 292 pp.

Wang, G., Sui, J., Shen, H., Liang, S., He, X., Zhang, M., Xie, Y., Li L., Hu, Y. 2011. Reduction of excess sludge production in sequencing batch reactor through incorporation of chlorine dioxide oxidation. *Journal of hazardous Materials*, 192(1): 93-8.

Water Environment Federation (WEF). 2008. Operation of municipal wastewater treatment plants, McGraw-Hill Professional, Virginia, 1296 pp.

Wei, Y., Van Houten, R. T., Borger, A. R., Eikelboom, D. H., and Fan, Y. 2003. Minimization of excess sludge production for biological wastewater treatment. *Water Research*, 37(18): 4453-4467.

Winkler, M. 1995. Tratamiento biológico de aguas de desecho. Cuarta Edición. Editorial Limusa, México DC, México. 325 pp.

Yan, S.-T., Zheng, H., Li, A., Zhang, X., Xing, X.-H., Chu, L.-B., Ding, G., Sun, X.-L. and Jurcik, B. 2009. Systematic analysis of biochemical performance and the microbial community of an activated sludge process using ozone-treated sludge for sludge reduction, *Bioresource Technology*, 100(21): 5002-5009.

Yasui, H. and Shibata, M. 1994. An innovative approach to reduce excess sludge production in the activated sludge process. *Water Science and Technology*, 30(9): 11-20.

Yasui, H., Nakamura, K., Sakuma, S., Iwasaki, M. and Sakai, Y. 1996. A full-scale operation of a novel activated sludge process without excess sludge production. *Water Science and Technology*, 34 (3-4): 395-405.

Yeoman, S., Stephenson, T., Lester, J.N., Perry, R. 1988. The removal of phosphorus during wastewater treatment: A review. *Environmental Pollution*, 49(3): 182-233.

Zaror, C. 2002. Introducción a la ingeniería ambiental para la industria de procesos, Departamento de ingeniería química, Facultad de ingeniería, Universidad de Concepción. Chile, 75 pp.

Zhang, G., Yang, J., Liu, H. and Zhang, J. 2009. Sludge ozonation: Disintegration, supernatant changes and mechanism. *Bioresource Technology*, 100(3): 1505-1509.

#### Información electrónica:

SISS (Superintendencia de Servicios Sanitarios). 2012. Sistemas de Tratamiento de Aguas Servidas: <http://www.siss.gob.cl/577/w3-article-4373.html>