



**UNIVERSIDAD DE CHILE  
FACULTAD DE CIENCIAS FÍSICAS Y MATEMÁTICAS  
DEPARTAMENTO DE INGENIERÍA CIVIL**

---

**TECNOLOGIAS PARA EL TRATAMIENTO DE  
OLORES EN AGUAS SERVIDAS**

**MEMORIA PARA OPTAR AL TÍTULO DE INGENIERO CIVIL**

**ALONSO ARRIAGADA MONREAL**

**PROFESOR GUÍA:  
MARÍA PÍA MENA PATRI**

**MIEMBROS DE LA COMISIÓN:  
ANA MARÍA SANCHA FERNÁNDEZ  
JAVIER ALBERTO NANNIG BRICEÑO**

---

**SANTIAGO DE CHILE  
MAYO 2008**

*Dedicada a mi familia y a todos los que  
creen en mi.*

RESUMEN DE LA MEMORIA  
PARA OPTAR AL TÍTULO DE  
INGENIERO CIVIL  
POR: ALONSO ARRIAGADA  
MONREAL  
FECHA: 14/05/2008  
PROF. GUÍA: MARÍA PIA MENA  
PATRI

## TECNOLOGÍAS PARA EL TRATAMIENTO DE OLORES EN AGUAS SERVIDAS

El trabajo que aquí se presenta tiene por objetivo desarrollar una descripción de alternativas de tratamiento de olores en plantas de tratamiento de aguas servidas que permita el control eficaz de las emisiones odoríferas.

Adicionalmente se planteó realizar un estudio de caso en la etapa de tratamiento preliminar de una planta de aguas servidas, en el cual se utilizó el modelo de emisiones *Water9* para estimar el nivel de emisiones de acuerdo a ciertas condiciones en las aguas servidas.

Se realizó una descripción del modelo de emisiones, exponiendo cuales son las bases teóricas del modelo. Posteriormente, con los resultados del modelo y con valores limitantes de concentraciones de emisiones odoríferas, se determinaron porcentajes de remoción de contaminantes en el aire. Estos porcentajes de remoción son la base para el diseño de dos alternativas de tratamiento del aire contaminado por las emisiones de las unidades del tratamiento preliminar.

Las dos tecnologías propuestas fueron dimensionadas y luego valorizadas a través de una estimación de los costos de cada una de las alternativas.

A partir de los resultados se realizan comparaciones que revelan distintas ventajas y desventajas relacionadas al diseño, el costo y la factibilidad técnica y económica de ambas tecnologías.

Finalmente, se concluye a partir de lo expuesto y de los resultados obtenidos, entregando además algunas recomendaciones.

## AGRADECIMIENTOS

Quiero agradecer a mi madre y a mi padre por darme la motivación y el apoyo incondicional, y por el cariño entregado que me ayudó a cumplir con esta difícil etapa de mi vida. Gracias por entenderme y por mostrarse siempre orgullosos de lo que he logrado.

Gracias a mi hermana por el apoyo, su entereza ejemplar y por su sencillez para darme ánimo.

Gracias a Dayan Sanhueza por todo el cariño, el amor, la confianza y el apoyo a pesar de nuestras visiones confrontadas. Gracias por tu ayuda con la química.

Gracias a mis compañeros y amigos de la universidad por darle a la carrera un valor más humano, que me ayudó a que gran parte de ella fuera más que un buen recuerdo: a Juan José Lizama, a Carlos Guzmán, a Leonardo Moreno, a Mauricio Durán, a Viviana Avendaño, a Andrés Rojas, a Roy Aravena, a Diego Vargas, a Sebastián Ríos, a Carlos Hurtado, a Álvaro Parra, a Oscar Peredo y a Rodrigo Zúñiga. A Mariana Villegas por darme los consejos para un camino no tan complicado.

Gracias al resto de mi familia por confiar en esta mente pesimista: a mi abuelo Julio Monreal por ser una tremenda inspiración; a mis abuelos Silvia Morales y Lautaro Arriagada por estar siempre preocupados y orgullosos de sus nietos; a mi tío Julio Monreal por su ayuda y sus contactos; a mi tía Eugenia Monreal por su ayuda y sus consejos; al resto de mis tíos y a mis primos.

Un agradecimiento especial a Jorge Castillo Guzmán, por enseñarme que los docentes de esta facultad podían ser personas sencillas sin perder su calidad profesional, por creer en mi trabajo en el laboratorio de fluidos y por su verdadero aporte a esta tesis. Gracias por ayudarme a entender que es importante *“aun creer en los sueños”*.

Gracias a mi profesora guía María Pía Mena por darme esta oportunidad y por su comprensión en los momentos difíciles.

Agradezco a Miguel Sanhueza por la ayuda prestada.

Un agradecimiento a Rapaces por la paciencia y por darle a esta etapa de mi vida algo por lo que sentirme realmente capaz y motivado.

Gracias a Matías Fernández por ayudar a entenderme a mi mismo.

Gracias a todos los que me acompañaron por el amor entregado.



UNIVERSIDAD DE CHILE  
FACULTAD DE CIENCIAS FÍSICAS Y MATEMÁTICAS  
DEPARTAMENTO DE INGENIERÍA CIVIL

---

TECNOLOGIAS PARA EL TRATAMIENTO DE  
OLORES EN AGUAS SERVIDAS

MEMORIA PARA OPTAR AL TÍTULO DE INGENIERO CIVIL

ALONSO ARRIAGADA MONREAL

PROFESOR GUÍA:  
MARÍA PÍA MENA PATRI

MIEMBROS DE LA COMISIÓN:  
ANA MARÍA SANCHA FERNÁNDEZ  
JAVIER ALBERTO NANNIG BRICEÑO

---

SANTIAGO DE CHILE  
MAYO 2008

## TABLA DE CONTENIDO

1. INTRODUCCION.....	4
2. EMISION DE COMPUESTOS ODORIFEROS EN EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES .....	6
2.1 PRINCIPALES COMPUESTOS ODORÍFEROS.....	6
2.1.1 Ácido Sulfhídrico.....	8
2.1.2 Compuestos Sulfurosos Orgánicos .....	10
2.1.3 Amoniaco y Compuestos Nitrogenados .....	11
2.1.4 Otros Compuestos Odoríferos Presentes en Aguas Servidas.....	12
2.2 EMISION DE OLORES DURANTE EL TRATAMIENTO DE AGUAS SERVIDAS.....	13
2.2.1 Liberación de Olores.....	13
2.2.2 Emisión de Olores en la Línea Líquida de los Procesos de Tratamiento de Aguas Servidas .....	15
2.2.3 Emisión de Olores en la Línea de Lodos de los Procesos de Tratamiento de Aguas Servidas .....	18
3. TECNOLOGÍAS PARA LA CONTENCIÓN DE EMISIONES ODORIFERAS EN PLANTAS DE TRATAMIENTO DE AGUAS SERVIDAS .....	27
3.1 ALTERNATIVAS DE CUBRIMIENTO: USO DE CUBIERTAS .....	27
3.2 CONTROL BIOLÓGICO DE OLORES .....	29
3.2.1 Bioquímica del Tratamiento Biológico del Olor.....	30
3.2.2 Biofiltros.....	32
3.2.3 Difusión en Lodos Activados .....	43
3.3 TRATAMIENTO FÍSICO-QUÍMICO DE OLORES.....	44
3.3.1 Lavadores de Gases Mediante Absorción ( <i>Scrubbers</i> ) ....	44
3.3.2 Air Strippers.....	48
3.3.3 Lavadores de Gases Mediante Vapor o “Misting Scrubbers” .....	50
3.3.4 Adsorción con Carbón Activado.....	51
3.3.5 Oxidación Térmica .....	53

<b>4. ESTIMACIÓN DE LAS EMISIONES DE COMPUESTOS ODORÍFEROS MEDIANTE EL PROGRAMA WATER9.....</b>	<b>55</b>
4.1 DESCRIPCIÓN DEL PROGRAMA WATER9 .....	55
4.2 MODELOS DE EMISIONES DE WATER9.....	56
4.3 APLICACIÓN A UNA ETAPA DE UNA PLANTA DE TRATAMIENTO DE AGUAS SERVIDAS .....	62
<b>5. DIMENSIONAMIENTO DE ALTERNATIVAS DE TRATAMIENTO DE OLORES .....</b>	<b>68</b>
5.1 DISEÑO DE UNA COLUMNA DE ABSORCIÓN DE EMPAQUES	69
5.2 DISEÑO DE UN BIOFILTRO CON MEDIO ORGANICO .....	71
5.3 ESTIMACIÓN DE COSTOS DE LOS SISTEMAS PROPUESTOS	75
5.4 VENTAJAS Y DESVENTAJAS DE LOS SISTEMAS PROPUESTOS .....	78
<b>6. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES .....</b>	<b>79</b>
6.1 CONCLUSIONES.....	79
6.2 RECOMENDACIONES .....	80
<b>7. BIBLIOGRAFIA Y REFERENCIAS.....</b>	<b>81</b>
<b>ANEXOS.....</b>	<b>85</b>
ANEXO A: METODOLOGÍA DE DISEÑO Y DIMENSIONAMIENTO DE LA COLUMNA DE ABSORCIÓN DE EMPAQUES .....	86
ANEXO B: METODOLOGÍA DE DISEÑO Y DIMENSIONAMIENTO DEL BIOFILTRO .....	100
ANEXO C: MODELACIÓN MEDIANTE WATER9.....	112
ANEXO D: DETALLE DEL COSTEO DE LAS ALTERNATIVAS DISEÑADAS .....	118

## 1. INTRODUCCION

El tratamiento de olores en plantas de tratamiento de aguas servidas debe realizarse de acuerdo a las necesidades de cada etapa dentro del proceso de tratamiento, a saber; se deben identificar las principales fuentes de emisión, los principales compuestos odoríferos, las condiciones que favorecen la producción, liberación y dispersión de olores, las alternativas de prevención, control y atenuación, entre otros factores.

También se debe tener en cuenta factores no relacionados a las plantas que puedan tener injerencia en el control de los olores, como las condiciones climáticas, cercanía de las obras con zonas pobladas, niveles de tolerancia de la población, etc.

Factores importantes son los que dicen relación con la prevención de olores mediante una correcta planificación urbana, normativas y exigencias para industrias y para otras fuentes previas a la descarga, y los tratamientos y las medidas de mitigación en sistemas colectores y conductores de aguas servidas.

Los olores emitidos por plantas de tratamiento ya instaladas, y la falta de control y de normativas al respecto, han generado polémica y conflictos con la ciudadanía debido a los impactos producidos sobre ella.

De este modo, además de la necesidad de identificar, cuantificar y controlar los compuestos odoríferos más comunes en sistemas de tratamiento de aguas servidas, existe la necesidad de evaluar la factibilidad de aplicar tecnologías y de mejorar condiciones de plantas en funcionamiento, así como definir alternativas para nuevos diseños, que son aspectos que aún no han sido estudiado en nuestro país.

El objetivo planteado para este trabajo es desarrollar una descripción de alternativas de tratamiento de olores en plantas de tratamiento de aguas servidas que permita el control eficaz de las emisiones, considerando además, la factibilidad técnica-económica y la posibilidad de hacer un aporte a la problemática referida al control y tratamiento de olores.

Adicionalmente se planteó realizar un estudio de caso, específicamente en una planta de tratamiento aguas servidas, en el cual se propone utilizar el modelo de emisiones *Water9*, con cuyos resultados se pretende diseñar alternativas para el tratamiento de olores, realizar una valorización y comparación de los diseños propuestos, con el objetivo de analizar la factibilidad técnica y económica de estos.

Los objetivos específicos definidos para alcanzar las metas de esta memoria son los siguientes:

- Describir compuestos odoríficos más comunes en aguas servidas;

- Entregar una reseña sobre las distintas tecnologías disponibles para el control de olores en el tratamiento de aguas servidas;
- Efectuar evaluación de una etapa del tratamiento de olores en una planta seleccionada como ejemplo, a fin de determinar la concentración de los compuestos odoríferos emitidos, mediante un modelo de emisiones;
- Evaluación de los resultados del modelo de emisiones;
- Diseño de las alternativas de tratamiento propuestas para el caso;
- Valorización de los diseños propuestos;
- Comentarios y recomendaciones a partir del estudio y los resultados.

Los resultados de este estudio se presentan en 6 capítulos. En el Capítulo 2 se describen los principales compuestos odoríferos y se describe la emisión de olores durante el tratamiento de aguas residuales. En el Capítulo 3 se describen tecnologías para el control de olores: cubiertas, alternativas de control biológico y métodos de tratamiento físico-químico. Una vez terminada la descripción de las tecnologías, se realizará en el Capítulo 4 una descripción del modelo *Water9* y una estimación de las emisiones mediante dicho modelo para el ejemplo de caso evaluado. En el Capítulo 5 se presenta el diseño de las tecnologías propuestas para tratar las emisiones resultantes del modelo del Capítulo 4 y la valorización de estas alternativas. Finalmente en el Capítulo 6 se exponen los comentarios y conclusiones del trabajo realizado.

## **2. EMISION DE COMPUESTOS ODORIFEROS EN EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES**

### **2.1 PRINCIPALES COMPUESTOS ODORÍFEROS**

A pesar de que el ácido sulfhídrico o sulfuro de hidrógeno ( $H_2S$ ) es considerado el compuesto odorífero que predomina en aguas servidas, no se debe suponer que, en todos los casos en que existen problemas de olores, éstos sean causados exclusivamente por el ácido sulfhídrico. Otros compuestos odoríferos como los mercaptanos, sulfuros orgánicos y aminas también pueden contribuir, significativamente, a la emisión de olores. Los compuestos odoríferos como los ácidos orgánicos, aldehídos y cetonas están relacionados a compuestos químicos presentes en descargas industriales y/o a la generación de lodos, provenientes del tratamiento de éstos.

La Tabla 2.1 muestra compuestos odoríferos comúnmente encontrados en aguas servidas, sus límites de detección y reconocimiento, así como su volatilidad (que se relaciona directamente a la presión de vapor) y el peso molecular. Mientras más bajo sea el peso molecular de un compuesto, mayor es su presión de vapor y potencial para ser emitido a la atmósfera. Generalmente las sustancias con alto peso molecular son menos volátiles y, por lo tanto, tienen menos potencialidad para causar molestias debidas a olores.

**Tabla 2.1: Compuestos odoríferos en aguas servidas (Fuente: AIHA, 1989, Moore et al., 1983; & Sullivan, 1969)**

Nombre del compuesto	Fórmula	Peso molecular	Volatilidad a 25 °C Ppm (v/v)	Límite de detección ppm (v/v)	Límite de reconocimiento ppm (v/v)	Descripción del olor
Acetaldehído	CH <sub>3</sub> CHO	44	gas	0,067	0,21	Picante, frutoso
Alil mercaptano	CH <sub>2</sub> :CHCH <sub>2</sub> SH	74		0,0001	0,0015	Desagradable, ajo
Amoniaco	NH <sub>3</sub>	17	gas	17	37	Picante, irritante
Amilmercaptano	CH <sub>3</sub> (CH <sub>2</sub> ) <sub>4</sub> SH	104		0,0003	-	Molesto, podrido
Benzilmercaptano	C <sub>6</sub> H <sub>5</sub> CH <sub>2</sub> SH	124		0,0002	0,0026	Molesto, fuerte
n-Butilamina	CH <sub>3</sub> (CH <sub>2</sub> ) <sub>3</sub> NH <sub>2</sub>	73	93.000	0,08	1,8	Acido, amoniaco
Cloro gas	Cl <sub>2</sub>	71	gas	0,08	0,31	Picante, sofocante
Dibutilamina	(C <sub>4</sub> H <sub>9</sub> ) <sub>2</sub> NH	129	8.000	0,016	-	Pescado
Diisopropilamina	(C <sub>3</sub> H <sub>7</sub> ) <sub>2</sub> NH	101		0,13	0,38	Pescado
Dimetilamina	(CH <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> NH	45	gas	0,34	-	Podrido, pescado
Dimetilsulfuro	(CH <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> S	62	830.000	0,001	0,001	Repollo descompuesto
Difenilsulfuro	(C <sub>6</sub> H <sub>5</sub> ) <sub>2</sub> S	186	100	0,0001	0,0021	Desagradable
Etilamina	C <sub>2</sub> H <sub>5</sub> NH <sub>2</sub>	45	gas	0,27	1,7	Tipo amoniaco
Etilmercaptano	C <sub>2</sub> H <sub>5</sub> SH	62	710.000	0,0003	0,001	Repollo descompuesto
Ácido sulfhídrico	H <sub>2</sub> S	34	gas	0,0005	0,0047	Huevos podridos
Indol	C <sub>6</sub> H <sub>4</sub> (CH) <sub>2</sub> NH	117	360	0,0001	-	Fecal, nauseabundo
Metilamina	CH <sub>3</sub> NH <sub>2</sub>	31	gas	4,7	-	Podrido, pescado
Metilmercaptano	CH <sub>3</sub> SH	48	gas	0,0005	0,001	Repollo podrido
Ozono	O <sub>3</sub>	48	Gas	0,5	-	Picante, irritante
Fenilmercaptano	C <sub>6</sub> H <sub>5</sub> SH	110	2.000	0,0003	0,0015	Podrido, ajo
Propilmercaptano	C <sub>3</sub> H <sub>7</sub> SH	76	220.000	0,0005	0,02	Molesto
Piridina	C <sub>5</sub> H <sub>5</sub> N	79	27.000	0,66	0,74	Picante, irritante
Skatole	C <sub>9</sub> H <sub>9</sub> N	131	200	0,001	0,05	Fecal, nauseabundo
Dióxido de azufre	SO <sub>2</sub>	64	Gas	2,7	4,4	Picante, irritante
Tiocresol	CH <sub>3</sub> C <sub>6</sub> H <sub>4</sub> SH	124		0,0001	-	Zorrillo, irritante
Trimetilamina	(CH <sub>3</sub> ) <sub>3</sub> N	59	Gas	0,0001	-	Picante, pescado

Numerosos compuestos odoríferos están asociados a olores producidos en aguas servidas e industriales. Los olores relacionados a aguas residuales se generan típicamente debido a compuestos sulfurosos o nitrogenados, ácidos orgánicos o cetonas (Gostelow et al., 2001). Los olores más asociados a plantas de tratamiento de aguas servidas (PTAS) se generan por ácido sulfhídrico y compuestos sulfurosos orgánicos (mercaptanos, dimetildisulfuro y dimetilsulfuro).

Las concentraciones umbrales o límites de detección de olores para cualquier compuesto pueden diferir, significativamente, entre distintos autores o publicaciones. Por ello existe la necesidad de comparar datos existentes en la literatura y los obtenidos de un estudio con el equipo y la metodología adecuada, realizados en el lugar donde ocurre el problema.

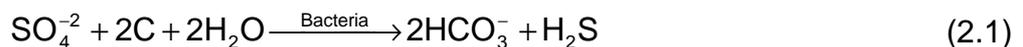
La existencia de diferentes compuestos odoríferos asociados a las PTAS genera problemas cuando se utilizan compuestos individuales como base para evaluar olores y dar soluciones a partir de esa información.

Las aguas servidas frescas contienen muchos compuestos odoríferos como ácidos orgánicos, indol, skatole, éteres, alcoholes y aldehídos. Cuando

el oxígeno es consumido y se generan condiciones anaeróbicas, los olores en aguas servidas se vuelven más intensos y generan mayores concentraciones de compuestos odoríferos. Por ello, la discusión sobre la generación de olores se enfoca principalmente en las condiciones anaeróbicas que se pueden generar en sistemas colectores y en algunas etapas del tratamiento de las aguas servidas, como clarificadores primarios, espesadores gravitacionales, y estanques de almacenaje de lodos.

### 2.1.1 Ácido Sulfhídrico

El ácido sulfhídrico ( $H_2S$ ) es el compuesto odorífero más común en los sistemas colectores de aguas servidas y en sistemas de tratamiento. Sus características son conocidas y sus concentraciones en el aire pueden ser bien medidas con instrumentos portátiles. El ácido sulfhídrico se genera de la reducción biológica del sulfato ( $SO_4^{-2}$ ) o tiosulfato bajo condiciones anaeróbicas. La bacteria estrictamente anaeróbica *Desulfovibrio*, es responsable de la mayoría de la reducción del sulfato a sulfuro, de acuerdo a la ecuación 2.1.



En los sistemas colectores, la mayor parte de la generación del  $H_2S$  ocurre en la capa de lodo que se forma en las paredes de la tubería o en los depósitos que se forman en la base de ésta. Si el agua servida contiene poco o nada de oxígeno disuelto, la difusión del  $H_2S$  se produce debido a las condiciones anaeróbicas existentes. Los parámetros que afectan la generación del  $H_2S$  son:

- Concentración de material orgánico y nutrientes;
- Concentración de sulfuro;
- Temperatura;
- Oxígeno disuelto;
- Tiempo de retención.

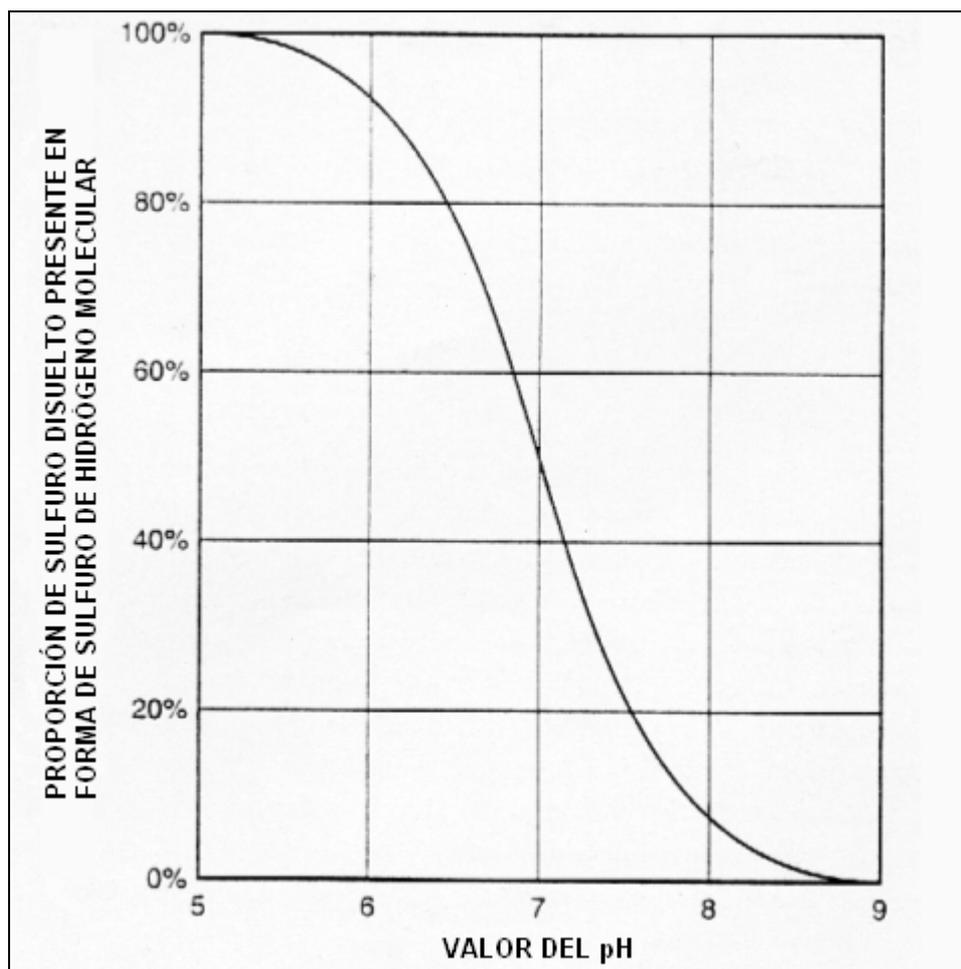
El pH del agua servida cumple un rol importante en la determinación de la cantidad de  $H_2S$  gas a nivel molecular que será liberado a la atmósfera del alcantarillado. A pH 6, sobre el 90% del  $H_2S$  disuelto está presente como gas. A pH 8, menos del 10% está disponible como gas para ser liberado desde el agua servida (Ver Figura 2.1). Por lo tanto, una baja de una unidad en el pH en el agua servida puede aumentar significativamente la liberación de gas  $H_2S$ , lo que puede causar problemas de olores y de corrosión. En sistemas colectores se recomienda un pH entre 8.3 y 8.5 para mantener en la fase líquida al  $H_2S$  y hacer menos productiva a la bacteria que produce sulfuros disueltos (Wef, 2004). Por otro lado, en PTAS el pH óptimo, y cualquier ajuste de éste, dependen del requerimiento de cada proceso. El gas  $H_2S$  es moderadamente soluble en agua y su difusión depende del pH, como lo muestran las ecuaciones 2.2 y 2.3 (Garrido, 2006).



En la ecuación 2.2 y 2.3 el ácido sulfhídrico  $\text{H}_2\text{S}$  es un compuesto odorífero, pero el ión hidrosulfito  $\text{HS}^-$  y el sulfuro  $\text{S}^{-2}$  no producen olores molestos. Las características específicas del ácido sulfhídrico se indican en la Tabla 2.2. La Figura 2.1 muestra la concentración relativa de ácido sulfhídrico molecular disuelto en función del pH.

**Tabla 2.2: Características del ácido sulfhídrico (Fuente: Control of Odors and Emissions from Wastewater Treatment Plants, WEF, 2004).**

Peso molecular	34,08
Presión de vapor, -0,4 °C	10 atm
25,5 °C	20 atm
Umbral de detección	Aprox. 1 ppbv
Umbral de reconocimiento	Aprox. 5 ppbv
Característica del olor	Huevo podrido
Nivel al que es letal	300 ppbv



**Figura 2.1: Concentración relativa de ácido sulfhídrico molecular disuelto (Fuente: Thistlethwayte, 1972).**

La turbulencia también puede causar liberación de H<sub>2</sub>S. Altos niveles de turbulencia puede aumentar la liberación de H<sub>2</sub>S en cámaras de uniones, pozos, canales aireados, vertederos, etc.

### 2.1.2 Compuestos Sulfurosos Orgánicos

Las aguas servidas y sus residuos expuestos a condiciones anaeróbicas normalmente contienen compuestos sulfurosos reducidos distintos al H<sub>2</sub>S que pueden contribuir al olor característico del material que lo genera. En la conducción y tratamiento del líquido estos compuestos tienen menos importancia que el H<sub>2</sub>S, con relativamente bajas concentraciones de compuestos sulfurosos orgánicos como el metilmercaptano y el dimetilsulfuro. Remover el H<sub>2</sub>S de estas emisiones puede reducir significativamente el olor. A pesar de ello, en procesos de manejo de lodos como espesado, almacenaje, y deshidratado, los compuestos sulfurosos distintos al H<sub>2</sub>S se vuelven más relevantes, a menudo generando el olor dominante del material. Algunos de estos compuestos son menos solubles que el H<sub>2</sub>S y puede ser difícil su tratamiento, llegando a requerir procesos múltiples para lograr una adecuada reducción de olor.

La turbulencia también promueve la liberación de estos compuestos odoríferos del líquido al aire. Por esta razón, las áreas con mayor potencial de emisión pueden ser vertederos, estanques de mezcla, cámaras de unión, y muchos procesos de mezcla y deshidratación.

En la Tabla 2.3 se presenta una lista de estos compuestos y sus características.

**Tabla 2.3: Compuestos sulfurosos que producen olor en las emisiones del tratamiento de aguas servidas (Fuente: WEF, 1979)**

Sustancia	Fórmula	Descripción del olor	Umbral del olor ppbv	Peso molecular
<i>Orgánicos</i>				
Alil mercaptano	CH <sub>2</sub> =C-CH <sub>2</sub> -SH	Ajo fuerte, café	0,05	74,15
Amil mercaptano	CH <sub>3</sub> -(CH <sub>2</sub> ) <sub>3</sub> -CH <sub>2</sub> -SH	Desagradable, podrido	0,3	104,22
Benzil mercaptano	C <sub>6</sub> H <sub>5</sub> CH <sub>2</sub> -SH	Desagradable, fuerte	0,19	124,21
Crotil mercaptano	CH <sub>3</sub> -CH=CH-CH <sub>2</sub> -SH	Tipo zorrillo	0,029	90,19
Dimetil sulfuro	CH <sub>3</sub> -S-CH <sub>3</sub>	Vegetales descompuestos	0,1	62,13
Dimetil disulfuro	CH <sub>3</sub> -S-S-CH <sub>3</sub>	Vegetales descompuestos	1	94,2
Etil mercaptano	CH <sub>3</sub> CH <sub>2</sub> -SH	Repollo descompuesto	0,19	62,1
Metil mercaptano	CH <sub>3</sub> SH	Repollo descompuesto	1,1	48,1
Propil mercaptano	CH <sub>3</sub> -CH <sub>2</sub> -CH <sub>2</sub> -SH	Desagradable	0,075	76,16
Tert-butil mercaptano	(CH <sub>3</sub> ) <sub>3</sub> C-SH	Tipo zorrillo, desagradable	0,08	90,1
Tiocresol	CH <sub>3</sub> -C <sub>6</sub> H <sub>4</sub> -SH	Tipo zorrillo, rancio	0,062	124,21
Tiofenol	C <sub>6</sub> H <sub>5</sub> SH	Podrido, ajo	0,062	110,18
<i>Inorgánicos</i>				
Acido sulfhídrico	H <sub>2</sub> S	Huevos podridos	0,47	34,1

### 2.1.3 Amoníaco y Compuestos Nitrogenados

Las aguas servidas y sus residuos pueden contener varias formas de nitrógeno. La mayoría está presente como amoníaco o nitrógeno orgánico. El amoníaco se encuentra típicamente en concentraciones de 35 a 60 mg/L (Metcalf and Eddy, 1972). A pesar de este nivel de concentración, sólo una pequeña cantidad de amoníaco presente en el gas producido por las aguas servidas, a pH neutro, contribuye a las emisiones de olores, debido a que los olores son dominados por compuestos sulfurosos. Debido a esto, cuando se trata el gas emitido por el tratamiento de las aguas servidas, sólo a veces es necesario remover el amoníaco, a menos que se utilice en el proceso cal u otro material alcalino para elevar el pH. En la Figura 2.2 se muestra una comparación de la solubilidad del amoníaco y el ácido sulfhídrico dependiendo del pH.

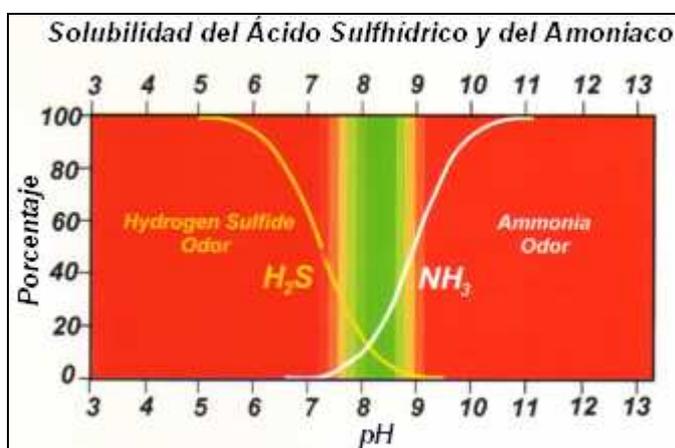


Figura 2.2: Solubilidad del ácido sulfhídrico y del amoníaco (Fuente: Hill Brothers, 2007).

Como se puede ver en la ecuación 2.4, el amoníaco pasa de estado iónico acuoso o amonio ( $\text{NH}_4^+$ ), a gaseoso o amoníaco ( $\text{NH}_3$ ) y viceversa, dependiendo del pH. A  $\text{pH} > 10$  mayor cantidad de amoníaco y a  $\text{pH} < 9$  mayor es la cantidad de amonio. La elevación de la temperatura facilita la liberación de amoníaco como gas, ya que lo hace menos soluble a un mismo pH (Garrido, 2006).



Cuando los sólidos producidos en el tratamiento de aguas servidas son tratados en un proceso a alto pH como estabilización con cal, o procesos a altas temperaturas como el compost, la liberación de amoníaco y de otros compuestos nitrogenados que producen olor, se transforman en factores importantes en la emisión de olores. La digestión anaeróbica también puede producir la generación y liberación de amoníaco y compuestos como aminas.

Las aminas son una clase de compuestos odoríferos nitrogenados que se caracterizan generalmente por tener un olor a pescado. Compuestos tipo aminas medidos en procesos de estabilización de lodos a alto pH incluyen dimetilamina y trimetilamina. En la Tabla 2.4 se listan compuestos nitrogenados odoríferos y sus características.

**Tabla 2.4: Compuestos nitrogenados que producen olor en aguas servidas (Fuente: IWA, 2001; WEF, 1979)**

Sustancia	Fórmula	Descripción del olor	Umbral del olor ppbv	Peso molecular
Amoniaco	NH <sub>3</sub>	Picante, punzante	130 a 15.300	17,03
Metilamina	CH <sub>3</sub> NH <sub>2</sub>	Pescado, podrido	0,9 a 53	31,05
Etilamina	C <sub>2</sub> H <sub>5</sub> NH <sub>2</sub>	Amoniacal	2.400	45,08
Dimetilamina	(CH <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> NH	Pescado	23 a 80	45,08
Trimetilamina	(CH <sub>3</sub> ) <sub>3</sub> N	Pescado		59,12
Piridina	C <sub>6</sub> H <sub>5</sub> N	Desagradable, irritante	3,7	79,1
Skatole	C <sub>9</sub> H <sub>9</sub> N	Fecal, repulsivo	0,002 a 0,06	131,2
Indol	C <sub>2</sub> H <sub>6</sub> NH	Fecal, repulsivo	1,4	117,15

#### 2.1.4 Otros Compuestos Odoríferos Presentes en Aguas Servidas

Existen otros compuestos odoríferos presentes en aguas servidas que contribuyen a las emisiones de olor. Entre ellos están los ácidos, incluyendo ácidos grasos volátiles, los aldehídos y las cetonas. A pesar de que estos compuestos contribuyen al olor de las aguas residuales y los lodos, ellos constituyen rara vez el olor dominante o el objetivo de esfuerzos de control de olores. La Tabla 2.5 entrega una lista de estos compuestos.

**Tabla 2.5: Otros compuestos odoríferos presentes en aguas servidas (Fuente: IWA, 2001; Verschueren, 1983)**

Sustancia	Fórmula	Descripción del olor	Umbral del olor Ppbv	Peso molecular
<i>Ácidos</i>				
Ácido acético	CH <sub>3</sub> COOH	Vinagre	0,16	60
Ácido butírico	CH <sub>3</sub> (CH <sub>2</sub> ) <sub>2</sub> COOH	Rancio	0,09 a 20	74
Ácido valérico	CH <sub>3</sub> (CH <sub>2</sub> ) <sub>3</sub> COOH	Sudado	1,8 a 2.630	102
<i>Aldehídos y cetonas</i>				
Formaldehído	HCHO	Áspero, sofocante	370	30
Acetaldehído	CH <sub>3</sub> CHO	Frutoso, manzana	0,005 a 2	44
Butiraldehído	CH <sub>3</sub> (CH <sub>2</sub> ) <sub>2</sub> CHO	Rancio, sudado	4,6	72
Isobutiraldehído	(CH <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> CHCHO	Frutoso	4,7 a 7	72
Valeraldehído	CH <sub>3</sub> (CH <sub>2</sub> ) <sub>3</sub> CHO	Frutoso, manzana	0,7 a 9	86
Acetona	CH <sub>3</sub> COCH <sub>3</sub>	Frutoso, dulce	4.580	58
Butanona	CH <sub>3</sub> (CH <sub>2</sub> ) <sub>2</sub> COCH <sub>3</sub>	Manzana verde	270	86

## 2.2 EMISION DE OLORES DURANTE EL TRATAMIENTO DE AGUAS SERVIDAS

### 2.2.1 Liberación de Olores

Los factores que afectan mayormente la liberación de gases odoríferos a la atmósfera incluyen (IWA, 2001):

- Solubilidad del gas disuelto;
- Concentración del compuesto en la fase gaseosa y líquida;
- Conjunto de coeficientes de transferencia de masa volumétricos (afectados por la turbulencia);
- Temperatura (mayor temperatura causa descenso de la solubilidad del gas y mayor tasa de transferencia);
- pH (pH ácido favorece liberación de H<sub>2</sub>S, pH alcalino favorece liberación de amoníaco).

La transferencia de un gas odorífero de la fase líquida a la fase gaseosa es descrita por la ecuación de transferencia de masa, que corresponde a la ecuación 2.5.

$$r_v = K_L a \cdot (C - C^*) \quad (2.5)$$

Donde

- $r_v$  = tasa de volatilización (mg/hr);
- $K_L$  = coeficiente de transferencia de masa (m/hr);
- $a$  = área específica entre fases para la transferencia de masa (m<sup>2</sup>);
- $C$  = concentración del compuesto volátil en agua (mg/m<sup>3</sup>);
- $C^*$  = concentración del compuesto volátil en agua en equilibrio con la fase gaseosa (mg/m<sup>3</sup>).

La Ley de Henry predice la concentración máxima teórica en la fase gaseosa y se representa mediante la ecuación 2.6.

$$p = H_A \cdot X_A \quad (2.6)$$

Donde

- $p$  = presión parcial;
- $X_A$  = fracción molar del compuesto A en la fase líquida;
- $H_A$  = constante de Henry para el compuesto A.

En la práctica, las concentraciones de compuestos que producen olor en la parte superior de alcantarillados y estanques cerrados rara vez se aproximan a valores de equilibrio predichos por la Ley de Henry debido a que existen muchos factores variables, como caudales de aguas servidas y sus características, tasas de ventilación de la zona superior y gradientes de temperatura. Típicamente, superficies inactivas como las encontradas en

lagunas y clarificadores poseen tasas relativamente bajas de emisión por unidad de área, a pesar de que el viento puede aumentar las tasas de emisión desde esas fuentes. Las tasas más altas de emisión ocurren típicamente bajo condiciones de alta turbulencia o agitación (estructuras de caída de los alcantarillados, uniones o unidades de separación, vertederos, canales aireados de arenas, operaciones de mezcla de lodos, etc.).

En los sistemas colectores, los olores molestos se producen y son liberados debido a varios factores, entre ellos la presencia de tuberías en presión, largos sistemas de alcantarillados gravitacionales construidos con una pendiente muy baja, largos tiempos de retención debido al sobredimensionamiento para el futuro aumento del caudal, reducción del diámetro de las tuberías, descarga de tuberías en presión, sifones invertidos, bombas elevadoras y descargas industriales. Dentro de estos complejos sistemas, con varios vertederos y estructuras de caídas asociadas, el aire sobre la superficie libre del escurrimiento es presurizado, forzando la salida de aire odorífero por ventilaciones, pozos o entradas para mantenimiento y otras estructuras que permitan la salida del aire.

Las soluciones a estos problemas pueden ser costosas e incluyen la adición de químicos al agua servida, inyección de aire u oxígeno, y recolección y tratamiento del aire que se acumula en la parte superior de estos sistemas.

Los sistemas colectores conducen las aguas que serán llevadas a las plantas de tratamiento de aguas servidas, cuyas etapas se esquematizan en el siguiente diagrama de flujo en la Figura 2.3, donde se separa por Línea Líquida del tratamiento y Línea de Lodos del tratamiento.

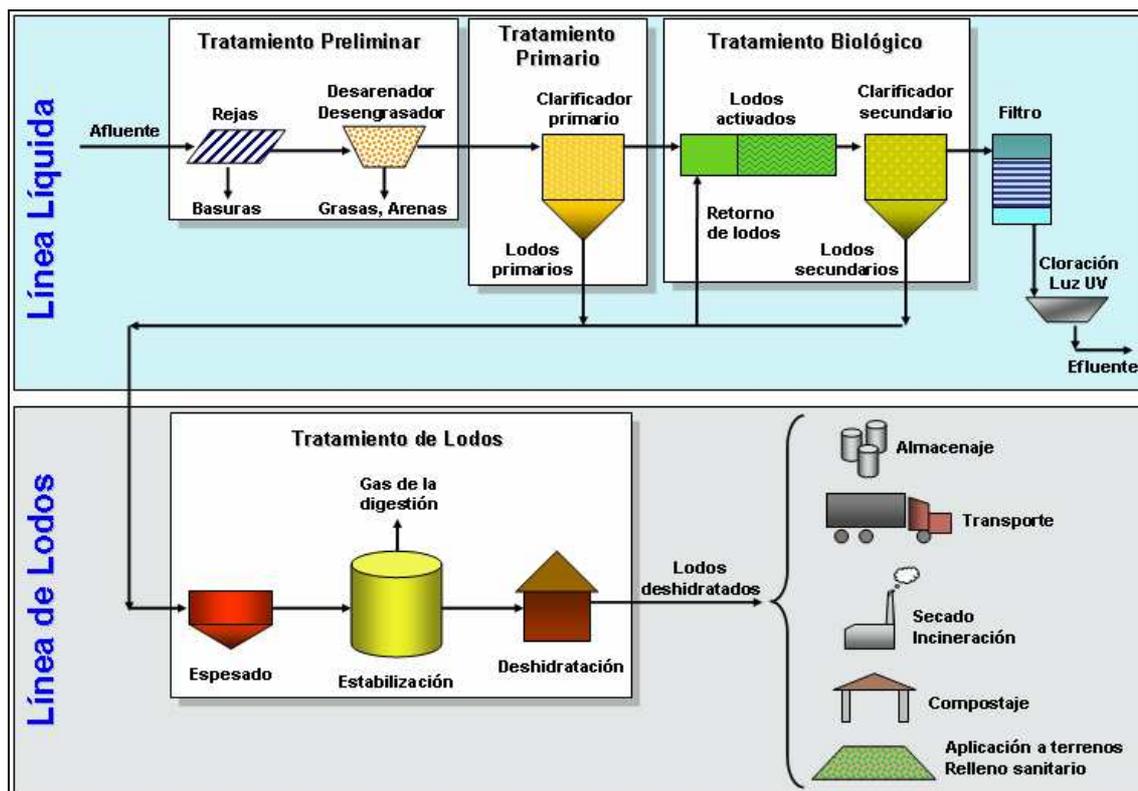


Figura 2.3: Diagrama de flujo del tratamiento de aguas servidas.

## 2.2.2 Emisión de Olores en la Línea Líquida de los Procesos de Tratamiento de Aguas Servidas

### Tratamiento Preliminar

El tratamiento preliminar de aguas servidas incluye estaciones de elevación o bombeo, desarenadores, estanques de preaireación, canales afluentes y de distribución, y estanque de eequalización de flujo. Las características de las emisiones liberadas desde estas unidades son altamente dependientes de las características de las aguas servidas afluentes, tiempo de retención en el sistema colector, nivel de turbulencia, y las características y el volumen de los retornos desde aguas abajo de estas etapas del proceso.

### Arena, basura y espumas

Las arenas, basuras y otros residuos retenidos en rejas y desarenadores en plantas de tratamiento de aguas servidas también producen olor. La basura y arena que no es procesada, normalmente emite malos olores, sobre todo durante el almacenaje. Existen equipos de lavado y compactación de estos materiales que reducen el contenido de materia orgánica y agua, permitiendo menos descomposición y menos producción de olores durante el almacenaje. A veces se espolvorea cal sobre el lodo deshidratado, arena y residuos de las rejas como una medida temporal para reducir olores.

La espuma y las grasas producidas en clarificadores y espesadores pueden resultar en una fuente de olores, sobre todo si se les mantiene en superficie en los estanques por largos períodos. Muchas plantas experimentan algunas dificultades en manejar estos materiales, ya que ellos pueden obstruir vertederos y unidades para la recolección y removerlas normalmente requiere la asistencia de operadores equipados con mangueras de alta presión.

### **Tratamiento Primario**

Los clarificadores primarios pueden ser una importante fuente de emisión de olores, sobre todo si el afluente contiene niveles importantes de sulfuro disuelto. Estas unidades representan una amplia superficie de emisión de olores y el carácter del olor se considera objetable. Gran parte de las emisiones se producen en las zonas donde existen turbulencias o caídas a la entrada y en los vertederos a la salida de la unidad. Una solución a estos problemas puede ser cubrir las zonas del vertedero del efluente y tratar el aire que es capturado.

Se supone que la práctica de retornar lodo secundario a estas unidades aumenta la emisión de olores desde el clarificador, aunque los efectos no han sido bien documentados. La teoría es que la biomasa activa, que es retornada al clarificador, causa un rápido decaimiento del oxígeno disuelto con la adicional generación de sulfuro (WEF, 2004).

### **Tratamiento Biológico**

El tratamiento biológico de aguas servidas generalmente genera olores menos objetables que el tratamiento preliminar, primario o el manejo de lodos. A pesar de que compuestos sulfurosos reducidos pueden ser componentes del gas emitido, el carácter del olor normalmente es descrito como terroso o húmedo en vez de olores tipo "huevo podrido" o aquellos emitidos por alcantarillados.

Las emisiones desde estanques de lodos activados están directamente afectadas por el tipo de aireación utilizada. Los aireadores mecánicos y los de alta turbulencia, producen altos niveles de emisiones, seguidos de los difusores de burbuja gruesa. Si se asume que los factores son todos iguales (las características de las aguas servidas, SSLM y área superficial) los difusores de burbuja fina son los que producen menos emisiones debido a la baja turbulencia producida.

Procesos de lodos activados de baja carga, como los de aireación extendida o zanjas de oxidación tienen menores niveles de olores en la superficie comparados con lodos activados convencionales o los de alta carga.

Los procesos de film fijo como los filtros por goteo o *trickling* y *roughing filters*, y los discos biológicos rotatorios de contacto, típicamente tienen mayor potencial de producir efectos odoríficos que los procesos de crecimiento aeróbico suspendido.

Los clarificadores secundarios tienen bajas tasas de emisión de olores y el olor es de carácter levemente húmedo o fresco. Mientras que los estanques de cloración tienen un potencial limitado de producción de olores.

Las lagunas de estabilización aireadas son típicamente de baja carga y generan poco olor. Si la laguna recibe cargas de aguas residuales industriales, esta puede llegar a tener mayores tasas de emisión de olores y puede hacerse anaeróbica durante cierto período del año.

La Tabla 2.6 presenta un resumen de las características de las emisiones odoríferas en la línea líquida.

**Tabla 2.6: Procesos de la línea líquida y características de las emisiones odoríferas.**

<b>Proceso</b>	<b>Mecanismos de emisión</b>	<b>Potencial de emisiones odoríferas</b>	<b>Compuestos emitidos</b>	<b>Observaciones</b>
Tratamiento preliminar (Alcantarillados afluentes, bombeo, rejillas, remoción de basuras y canales)	Volatilización desde superficies quietas y turbulentas, emisiones por caídas y turbulencia asociada, stripping de COV's causado por burbujas de aireación.	Variable	COV's	Influenciado por retornos desde aguas abajo de la PTAS.
Arena, basura y espumas	Emisiones desde material orgánico podrido.	Medio		Lavar y deshidratar correctamente arenas y basuras. Cuidado con tiempos de retención de grasas y espumas
Tratamiento primario	Emisiones por turbulencia y stripping en caídas, volatilización desde superficies quietas en estanques de sedimentación.	Alto	COV's	Amplia superficie de emisión. Se producen zonas de emisión donde existen turbulencias.
Tratamiento biológico	Volatilización desde superficies y transferencia de COV's del A. S. a las burbujas del proceso de aireación. Caídas y turbulencias.	Bajo	COV's	El olor "terroso" emitido. Baja emisión de olores si están bien operadas. Olores sépticos en lagunas facultativas en zonas anaeróbicas. Olores excesivos se deben a sobrecargas o toxicidad en el sistema.

### **2.2.3 Emisión de Olores en la Línea de Lodos de los Procesos de Tratamiento de Aguas Servidas**

Los olores producidos en procesos de manejo de lodos están típicamente conformados por una mezcla de compuestos sulfurosos reducidos en los que se incluyen H<sub>2</sub>S, mercaptanos, dimetilsulfuro, dimetildisulfuro, entre otros; el amoníaco también podría estar presente. La incidencia y concentración de los compuestos sulfurosos reducidos dependen del tipo de proceso de tratamiento de lodos (sobre todo procesos de estabilización), así como de la operación de las unidades del proceso.

## **Espesado**

Los espesadores gravitacionales que tratan lodo primario generalmente son el objetivo principal de los esfuerzos para controlar olores. Puede ayudar a reducir olores adicionar un lavado con agua o agregar cloro para evitar que el sobrenadante se ponga séptico, minimizar la acumulación de lodo decantado para evitar la generación de sulfuro, aplicar chorros de agua frecuentes en la superficie y en el vertedero. Los espesadores de tambor rotatorio, que se utilizan para lodo primario o una mezcla de lodo secundario y primario, también pueden ser fuentes significativas de olor.

Los procesos de espesado usados para lodos secundarios como flotación por aire disuelto, filtros de banda y tambores rotatorios son menos odoríferos debidos a las características del material a tratar. El olor de los lodos secundarios, específicamente de los desechos de los lodos activados, tiene un olor terroso o húmedo que es menos intenso que el olor del lodo primario. A pesar de ello, si los lodos secundarios sépticos, las emisiones de olor de estos procesos pueden ser significativos son almacenados en clarificadores o estanques de almacenado y se les deja volverse.

## **Mezclado y retención**

El mezclado y almacenado no sólo puede ser una fuente de olores, sino que además su operación puede afectar dramáticamente el carácter y la intensidad del olor emitido aguas abajo de los procesos de espesado, estabilización y disposición. Tiempos de retención mayores a 24 horas pueden causar un aumento significativo de los compuestos sulfurados reducidos. Esto no sólo aumenta las emisiones de olor en estos procesos, sino que también en los procesos subsecuentes. Si en los estanques los olores son capturados por cubiertas y luego dirigidos a un sistema de control de olores, el rendimiento de este sistema puede ser afectado, de manera adversa, por la presencia de compuestos como el dimetilsulfuro, dimetildisulfuro y mercaptanos de cadena larga. Otros compuestos odoríferos como los ácidos grasos volátiles también pueden aumentar, promoviendo un olor ácido.

## **Estabilización de lodos**

Dependiendo de la naturaleza del proceso, la característica e intensidad de las emisiones de olor pueden variar ampliamente. A continuación se presentan tipos de procesos de estabilización de lodos y las características de las emisiones de olor resultantes.

- ***Digestión aeróbica***

Si se operan con adecuadas concentraciones de oxígeno disuelto, los olores emitidos por estas unidades son similares a los producidos en los estanques de aireación de lodos activados, aunque pueden ser un poco más fuertes. Hay que tener cuidado cuando se utilizan como decantadores y se

suspende el suministro de aire, ya que cuando se vuelve a iniciar, pueden aparecer olores bastante objetables e intensos en los primeros minutos de operación.

- ***Digestión anaeróbica***

La digestión anaeróbica ocurre en reactores cerrados y hay poca oportunidad de que un gas odorífero escape. A pesar de ello, debido a las condiciones en que los lodos son digeridos, altos niveles de H<sub>2</sub>S, de otros compuestos sulfurosos reducidos y de amoníaco pueden estar presentes en el gas del digestor. Se debe tener cuidado con lugares donde pueda escapar el olor, como escotillas mal cerradas o válvulas reductoras de presión mal ajustadas y con fugas. Quemar las emisiones de gases ha sido reportado como efectivo en la reducción de H<sub>2</sub>S (destrucción de más del 99%) (WEF, 2004).

- ***Estabilización alcalina***

La estabilización alcalina de lodos mediante la adición de materiales como la cal, se considera como un método que produce menos olores que el resto de los sistemas. A pesar de ello, el amoníaco y las aminas pueden ser liberados en altos niveles durante el proceso, y los compuestos sulfurosos reducidos están aun presentes en el lodo y en el producto final. La trimetilamina, que produce un olor a pescado desagradable, puede ser asociada con procesos de estabilización alcalina. Si se va a utilizar estabilización alcalina para estabilizar los lodos, no se deben utilizar polímeros tipo *Mannich* (floculantes aminometilados acidificantes, que poseen alta viscosidad) durante la deshidratación del lodo, ya que la presencia de trimetilamina puede ser resultado del uso de polímeros en el proceso de deshidratación.

### **Deshidratación**

Las características de olores emitidos en este tipo de procesos dependen de las características del lodo entrante. A continuación se presentan varios sistemas de deshidratación asociados a las características de los olores emitidos en cada uno.

- ***Filtros prensa de banda***

Estas unidades son importantes fuentes de olores. Esto se debe a la descarga turbulenta del filtrado bajo la prensa, que promueve la liberación de olores y la exposición del área superficial del lodo que alimenta esta unidad. Estas unidades pueden adquirirse completamente cubiertas para facilitar la captura y tratamiento del aire odorífero.

- **Centrífugas**

Estas unidades pueden producir grandes niveles de olores y de H<sub>2</sub>S en la ventilación del centrifugado, dependiendo de las características del lodo que alimenta la unidad. A pesar de que el olor es objetable e intenso, el volumen de aire emitido es menor. Otro punto de emisión es la rampa de la torta de lodos. La ventaja de estas unidades es que son selladas, a excepción de la rampa y la ventilación del centrifugado, lo que permite capturar olores en un volumen de aire menor, por lo que habría menos aire odorífero a tratar.

- **Filtros prensas de placas**

Estas prensas típicamente liberan poco olor debido a que hay bajo nivel de turbulencia. El lodo deshidratado en esta unidad es acondicionado con cal y cloruro férrico, que suprime la liberación de H<sub>2</sub>S. El pH elevado resultante de la adición de cal puede causar liberación de amoníaco.

- **Eras o lechos de secado**

Esta forma de secar los lodos puede ser una importante fuente de olores debido a la larga exposición del área superficial del lodo. La emisión de olores va a depender del tipo de estabilización utilizada antes del secado. La liberación de olores es una gran preocupación durante la colocación de los lodos en estas áreas y durante la retirada del material deshidratado. Esta metodología es apropiada para zonas rurales donde la planta está lejos de los receptores. El control de olores en este proceso es muy difícil. Para prevenir la emisión de olores el lodo debe estar bien estabilizado una vez que es llevado a los lechos de secado. Se puede aplicar cal antes del deshidratado y una vez que ha terminado este proceso, lo que puede aportar al control de las emisiones de olores.

### **Manipulación, almacenamiento y transporte de tortas de lodo**

Las emisiones de olor desde las instalaciones de acarreado, almacenaje y transporte de tortas de lodo dependen de las características del material que sea manipulado. Los lodos estabilizados tienen menos olores que los lodos crudos. El nivel de agitación y temperatura es otro factor importante. Algunas instalaciones pueden producir muchas quejas por el transporte en camiones de lodos deshidratados a través de zonas residenciales, incluso si los camiones llevan su carga cubierta con algún tipo de sistema cobertor, es difícil evitar liberación de olores de un vehículo en movimiento. Algunas plantas han optado por remover los lodos de la planta en estado líquido en camiones con estanques sellados, para eliminar olores debido al deshidratado, al manejo de tortas y a las operaciones de transporte.

## Compostaje

Los olores producidos en los sistemas de compostaje son una mezcla compleja de compuestos odoríferos formados bajo condiciones aeróbicas y anaeróbicas. A pesar de que las emisiones del compostaje contienen solo trazas de H<sub>2</sub>S, también son comunes altas concentraciones de amoníaco, dimetilsulfuro y dimetildisulfuro. Adicionalmente, son detectados otros compuestos odoríferos como terpenos, limoneno y alfa-pineno. De todos estos compuestos el dimetildisulfuro es el que se considera como compuesto odorífero objetivo, debido a que tiene un umbral de olor bajo, es relativamente insoluble, es líquido a temperatura ambiente y es difícil de tratar efectivamente en sistemas convencionales de control de olores, que son usualmente especificados para la remoción del H<sub>2</sub>S.

A continuación se presentan tipos de procesos de compostaje y sus características con respecto al aporte a las emisiones de olores.

- ***Pila estática aireada***

En este proceso de compostaje flujos de aire cruzan a través de las pilas, que consisten en una mezcla de lodo deshidratado y chips de madera, y el aire es descargado en una pila de compost, que ya ha pasado por el proceso de compostaje, para tratar los olores. Muchos de estos sistemas operan con descarga de aireación negativa, es decir que se hace pasar el aire hacia dentro de la pila, donde luego el aire es conducido a un biofiltro. El proceso de aireación negativa captura parte del olor y sus tasas de emisión de olores son un 30 a 40% más bajas que para los sistemas con aireación positiva, donde el aire se fuerza a pasar a través de la pila, pero hacia afuera de esta y para evitar mayores emisiones la pila debe estar dentro de un contenedor para que las emisiones sean capturadas. Otras fuentes de olor típicas del proceso de compostaje son:

- Mezcla del lodo y el agente abultador en la construcción de la pila;
- Remoción de la pila;
- *Screening* de los chips de madera para facilitar su reutilización;
- “Tratado” de las pilas;
- Cargado final del compost.

En la mayoría de los casos anteriores, la liberación de olor es resultado directo de la agitación. La mayoría de las operaciones para las pilas estáticas se realizan dentro de estructuras tipo granero, o sea de techo sin paredes, promoviendo un pequeño impedimento a la transmisión del olor fuera del sitio donde se ubica la planta.

- ***Pilas de volteo o “windrows”***

Este tipo de sistema de compostaje se realiza en pilas alargadas que contienen una mezcla de lodo y un agente abultante. No se provee aireación forzada. Periódicamente, las pilas son volteadas usando un vehículo

especial para lograrlo. Este proceso se realiza al aire libre e incrementa la liberación de olores. Es este caso, al igual que en el caso de las pilas estáticas, cualquier operación que signifique agitación del material puede producir emisión de olores.

- **Compostaje “in-vessel”**

Este tipo de compostaje se refiere al sistema donde el proceso ocurre en reactores parcial o totalmente cubiertos. Estos sistemas típicamente utilizan aireación forzada de la mezcla de compost y material abultante. Los sistemas totalmente cubiertos son más comunes y en ellos el flujo de aire es retirado y dirigido a un sistema de control de olores, previniendo la liberación de olores a la atmósfera.

Al igual que en los casos de compostaje anteriores, emisiones adicionales se producen por operaciones que impliquen agitación y que no puedan ser contenidas.

### **Secado térmico**

Estos procesos son ventajosos por el alto volumen de reducción que logran, en términos del secado. A pesar de esto, las temperaturas típicas de secado son sólo suficientes para volatilizar compuestos odoríferos presentes en el material de alimentación, pero inadecuadas para oxidar estos compuestos a productos secundarios menos odoríferos. Por ello es necesario el control de olores y de partículas emitidas para la mayoría de estos procesos de secado. La oxidación térmica se utiliza comúnmente para tratar los gases producidos, luego el gas debe pasar por una etapa de enfriamiento para bajar su temperatura, antes de que sea introducido en sistemas de control de olores como biofiltros o lavadores húmedos.

### **Incineración**

Los procesos térmicos de oxidación más comunes, usados para la incineración de lodos, son hornos tipo “*multiple-hearth*” o multiplaza y reactores de lecho fluidizado. Los hornos emiten tasas variables de olores, los gradientes de temperatura pueden ser difíciles de controlar, y operaciones de encendido y apagado están asociadas normalmente a un aumento de las emisiones de olor.

Los reactores de lecho fluidizado son sistemas de oxidación térmica más eficientes. Las emisiones son menos odoríferas y el volumen de aire odorífero descargado es significativamente menor.

En la Tabla 2.7 se presenta un cuadro que resume los procesos de la línea de lodos del tratamiento de aguas servidas y las características de las emisiones odoríferas producidas por cada tipo de proceso.

**Tabla 2.7: Procesos de la línea de lodos y características de las emisiones odoríferas.**

<b>Proceso</b>	<b>Mecanismos de emission</b>	<b>Potencial de emisiones odoríferas</b>	<b>Factores que aumentan emisión</b>	<b>Compuestos emitidos</b>	<b>Observaciones</b>
Espesado	Volatilización desde superficies de biosólidos y en vertederos de control de flujo.	Variable	Área superficial, diseño de vertederos y tiempo de retención.	Compuestos sulfurosos reducidos (H <sub>2</sub> S, metilmercaptano, dimetilsulfuro, dimetildisulfuro, etc) y amoníaco.	Evitar septicidad del sobrenadante y de los lodos almacenados
Mezclado y retención		Alto		Compuestos sulfurosos reducidos	Puede aumentar el potencial odorífero de unidades aguas abajo de estas unidades. Cuidado con tiempos de retención.
Estabilización de lodos <i>-Digestión aeróbica</i>	Stripping de compuestos recalcitrantes.	Medio	Razón gas/líquido, área superficial, grado de mezcla.		Cuidar correcta operación con cantidades suficientes de oxígeno disuelto.
<i>- Digestión anaeróbica</i>	Volatilización por superficie y stripping de compuestos recalcitrantes.	Alto	Área superficial, grado de mezcla.	Compuestos sulfurosos reducidos y amoníaco.	Si existe una correcta contención de las emisiones odoríferas disminuye la dispersión de olores. Cuando la digestión anaeróbica no ha sido completada los olores son muy nocivos (no ha sido consumada fermentación anaeróbica y hay exceso de humedad en el lodo), trasladando el problema de las emisiones a las etapas de deshidratado y disposición.
<i>- Estabilización alcalina</i>		Media a alta	Concentración de NH <sub>4</sub> en fase líquida	Amoníaco y trimetilamina.	Cuidado con el uso de polímeros en la deshidratación.

**Tabla 2.7 (Continuación): Procesos de la línea de lodos y características de las emisiones odoríferas.**

<b>Proceso</b>	<b>Mecanismos de emisión</b>	<b>Potencial de emisiones odoríferas</b>	<b>Factores que aumentan emisión</b>	<b>Compuestos emitidos</b>	<b>Observaciones</b>
Deshidratación - <i>Filtros prensa de banda</i>	Volatilización desde superficies de biosólidos.	Medio	Cantidad de sólidos, área y ventilación		
- <i>Centrífugas</i>	Volatilización desde superficies de biosólidos.	Bajo	Cantidad de sólidos, área y ventilación	H <sub>2</sub> S	Contención de olores es más sencilla que en los filtros prensa banda. Menor volumen de aire oloroso.
- <i>Prensas prensas de placas</i>	Volatilización desde superficies de biosólidos.	Medio	Cantidad de sólidos, área y ventilación	Amoníaco	
- <i>Eras o lechos de secado</i>	Volatilización en la superficie del biosólido, volatilización por mezclado mecánico.	Alto	Área superficial, mezcla y tasa de recambio.		Cuidado con colocación y retirada del lodo. Emisiones difíciles de controlar.
Manipulación, almacenamiento y transporte de tortas de lodo	Volatilización en la superficie del biosólido.	Variable	Área superficial, velocidad de ventilación.		Depende si se acarrea lodo crudo o lodo estabilizado, deshidratado o líquido.

**Tabla 2.7 (Continuación): Procesos de la línea de lodos y características de las emisiones odoríferas.**

<b>Proceso</b>	<b>Mecanismos de emisión</b>	<b>Potencial de emisiones odoríferas</b>	<b>Factores que aumentan emisión</b>	<b>Compuestos emitidos</b>	<b>Observaciones</b>
Compostaje <i>-Pila estática aireada</i>		Variable		Amoníaco, dimetilsulfuro, dimetildisulfuro.	Liberación de olor por agitación del material y por aireación negativa.
<i>-Pilas de volteo o windrows</i>		Alto		Amoníaco, dimetilsulfuro, dimetildisulfuro.	Liberación de olor por agitación del material.
<i>-Compostaje in-vessel</i>		Bajo		Amoníaco, dimetilsulfuro, dimetildisulfuro.	Proceso dentro de reactores cubiertos.
Secado térmico	Volatilización por altas temperaturas.	Medio	Temperatura, mezcla.		Necesidad de controlar olores y partículas emitidas.
Incineración		Variable			Menor volumen de aire oloroso que en el caso del secado termal.

### **3. TECNOLOGÍAS PARA LA CONTENCIÓN DE EMISIONES ODORIFERAS EN PLANTAS DE TRATAMIENTO DE AGUAS SERVIDAS**

Las primeras acciones para controlar olores en una planta de tratamiento incluyen ajustes operacionales, adición de químicos y dilución de aire. Cuando estas acciones para el control de olores fallan en alcanzar una reducción en los efectos producidos por los olores, en el vecindario, y las quejas de los ciudadanos siguen siendo continuas, se requiere una segunda y más exhaustiva etapa de control de olores. Esta segunda etapa involucra mayor capital y construcción, por lo que implica mayores costos. Esta segunda etapa consiste en:

- Contención de los olores a través del encierro o cubrimiento de canales abiertos, superficies de estanques o equipos;
- Transporte de los olores proporcionando ventilación a presión negativa dentro del espacio encerrado;
- Tratamiento de los olores en el dispositivo adecuado;
- Descarga del aire tratado con la dispersión adecuada para minimizar olores y efectos visuales en los alrededores.

Las alternativas para lograr la contención de olores, una vez identificadas las fuentes, se describen brevemente a continuación.

#### **3.1 ALTERNATIVAS DE CUBRIMIENTO: USO DE CUBIERTAS**

El sistema de cubierta y contención debe ser seleccionado una vez que se ha identificado la fuente de olores y se ha elegido el sistema de control de olores. La elección del sistema apropiado de cubierta y contención depende de los siguientes factores:

- Unidades específicas del proceso que deben ser controladas;
- Clima de la zona;
- Seguridad de los trabajadores;
- Facilidad de construcción;
- Equipo necesario;
- Estética;
- Efectividad;
- Durabilidad;
- Costo.

Existe una variedad de cubiertas y recintos disponibles, las principales diferencias entre ellas son el nivel de acceso y el volumen de aire contenido. Las opciones son las siguientes:

- Cubiertas planas;
- Cubiertas arqueadas;
- Cubiertas en forma de tienda de campaña;

- Extensión de la construcción o recinto cerrado;
- Recintos para equipos de mayor complejidad.

En las Figuras 3.1 a 3.5 se presentan imágenes con algunos ejemplos de las cubiertas con distintas geometrías.



**Figura 3.1: Cubiertas planas.**



**Figura 3.2: Cubiertas arqueadas.**



**Figura 3.3: Cubiertas en forma de tienda de campaña.**



**Figura 3.4: Extensión de la construcción o recinto cerrado.**



Figura 3.5: Recintos con otras geometrías.

Además de considerar el tipo de encierro o cubierta, se debe elegir el material para la construcción adecuado, definir el nivel de acceso y los accesos y el método para ventilar y conducir el gas a la etapa de tratamiento. Los materiales más comunes utilizados en plantas de tratamiento de aguas servidas para la contención de olores son: concreto, aluminio, plástico reforzado con fibra de vidrio, acero inoxidable, lona, lona soportada en el aire y madera (WEF, 2004). Una comparación de estos materiales de construcción que considera elementos clave para tomar una decisión como facilidad de mantenimiento, durabilidad, resistencia a la corrosión, aplicación de largo y corto plazo, y costos se presenta en la Tabla 3.1.

Tabla 3.1: Comparación de materiales de construcción para cubiertas (Fuente: Control of Odors and Emissions from Wastewater Treatment Plants, WEF, 2004).

Material de construcción	Facilidad de mantenimiento <sup>a</sup>	Durabilidad <sup>a</sup>	Resistencia a la corrosión <sup>a</sup>	Aplicación		Costo <sup>c</sup>
				Aplicación a corto plazo <sup>b</sup>	Aplicación a largo plazo <sup>b</sup>	
Concreto	E	E	P	N	S	A
Aluminio	E	E	B-E	S-N	S	A
Plástico reforzado con fibra de vidrio	B-E	B-E	E	S-N	S	A
Acero inoxidable	E	E	B-E	N	S	A
Lonas	B	P	B-E	S	S-N	M
Lonas soportadas en el aire	P-G	P	E	S	N	B-M
Madera	P	P-B	P	S	N	B
Plástico	B	P	E	S	N	B

<sup>a</sup> Pobre-P      <sup>b</sup> Si-S      <sup>c</sup> Alto-A  
Buena-B      No-N      Medio-M  
Excelente-E      Bajo-B

### 3.2 CONTROL BIOLÓGICO DE OLORES

Cierto tipo de bacterias y otros microorganismos pueden llevar a cabo la remoción de olores de manera mucho más eficiente con menor necesidad

de control operacional. Las tecnologías de tratamiento biológico del olor también poseen otras ventajas sobre los sistemas de tratamiento químicos y físicos convencionales. La mayoría de los químicos utilizados para el control de olores de las aguas servidas son oxidantes fuertes o poseen rangos de pH que los hacen peligrosos o incluso nocivos si son manejados, transportados y almacenados. Las tecnologías de tratamiento biológico de olores operan típicamente con agua y nutrientes comunes para generar productos secundarios seguros y compatibles con el medio ambiente.

### **3.2.1 Bioquímica del Tratamiento Biológico del Olor**

Las tecnologías para el control biológico del olor operan a través de los siguientes tres procesos bioquímicos: proceso autotrófico, heterotrófico y consumo o demanda biológica.

Los procesos biológicos autotróficos tienen la habilidad de remover rápidamente compuestos inorgánicos, por lo que las tecnologías de control biológico de olores utilizan organismos autotróficos para remover compuestos inorgánicos odoríferos como el  $H_2S$  y el  $NH_3$ . Algunos organismos autotróficos también pueden degradar algunos compuestos orgánicos de bajo peso molecular como disulfuro de carbón, metilmercaptano y etilmercaptano. A pesar de ello, en el caso de compuestos orgánicos, los autótrofos solo degradan los grupos funcionales sulfurosos del compuesto, dejando las cadenas de carbón-carbón intactas.

Por otro lado, los organismos heterotróficos tienen la habilidad de degradar una amplia variedad de compuestos orgánicos, por lo que son utilizados en los procesos de control biológico de olores, para remover compuestos orgánicos y compuestos orgánicos volátiles (COVs). Se ha demostrado que los biofiltros heterotróficos poseen la habilidad de remover una gran gama de COVs y de compuestos potencialmente tóxicos que se encuentran en sistemas de aguas servidas. En general, si se proporciona un tiempo de retención del gas suficiente en el medio y se aseguran condiciones apropiadas para la operación, los biofiltros pueden degradar la vasta mayoría de los COVs y compuestos tóxicos volátiles que se encuentran en el ambiente de las aguas servidas.

El tercer proceso, llamado proceso de consumo biológico, es responsable de la remoción del  $H_2S$  gaseoso en lagunas de aireación y en procesos de reciclaje de retorno de lodos activados.

Los tres procesos biológicos mencionados son utilizados en varios sistemas de tratamiento biológico del olor. La base de diseño primaria de las tecnologías de tratamiento biológico del olor en la fase gaseosa, es la construcción de un hábitat, que sea idealmente adecuado para el tipo o tipos específicos de organismos que se desea criar y proveer las condiciones y nutrientes necesarios para el óptimo desarrollo de los microorganismos: oxígeno, dióxido de carbono, temperatura y humedad.

Es importante notar que los microorganismos, en todos los sistemas de control biológico de olores, no pueden remover compuestos odoríferos directamente desde el aire. Las sustancias olorosas deben ser primero disueltas en una matriz líquida, antes de que cualquiera de los procesos anteriormente mencionados se lleve a cabo. Una vez que esto suceda, la solubilidad del compuesto odorífero a ser removido puede influir a veces en la tecnología de control de olor utilizada.

### **Tipos de compuestos odoríferos a remover**

Los compuestos odoríferos a ser removidos pueden influenciar la decisión acerca de la tecnología de control biológico a utilizar. Los compuestos odoríferos se dividen en dos grupos: orgánicos e inorgánicos. En términos generales, los compuestos orgánicos de alto peso molecular, son menos solubles en agua que los compuestos orgánicos o inorgánicos de bajo peso molecular. Debido a que los compuestos odoríferos deben ser disueltos en una matriz de agua para ser degradados biológicamente, compuestos odoríferos insolubles o parcialmente insolubles no pueden ser tratados biológicamente. A pesar de ello, la literatura da cuenta que los procesos de control biológico han mostrado ser efectivos en la remoción de una gran gama de compuestos odoríferos comunes encontrados en las instalaciones relacionadas a aguas servidas y varios compuestos peligrosos, potencialmente tóxicos y relacionados a procesos industriales.

### **Tecnologías para el control biológico de olores**

Existen diferentes tecnologías para remover compuestos odoríferos en instalaciones de tratamiento de aguas servidas. El tratamiento biológico del olor incluye tecnologías para tratar las fases líquida y gaseosa, siendo el tratamiento biológico de la fase gaseosa, el más utilizado.

En la Tabla 3.2 se listan distintos sistemas para el tratamiento biológico del aire y una breve descripción.

**Tabla 3.2: Tecnologías de tratamiento biológico de la fase gaseosa (Fuente: Control of Odors and Emissions from Wastewater Treatment Plants, WEF, 2004).**

<b>Tecnología</b>	<b>Descripción del proceso</b>
Biofiltro	Tecnología de control del olor en la fase gaseosa que utiliza típicamente un medio orgánico de compost o chips de madera, pero que puede utilizar otro tipo de medio. Un biofiltro puede ser construido en terreno o puede ser una unidad prefabricada.
Filtro de lecho de suelo	Tecnología de control del olor en la fase gaseosa que utiliza típicamente un medio formado por material del suelo, minerales u otro medio de bajo contenido orgánico.
<i>Bioscrubber</i> (Lavador biológico)	Tecnología de control del olor en la fase gaseosa que utiliza un medio inorgánico en un contenedor, para poder mantener los microorganismos o para lograr la transferencia de masa de olores desde la fase gaseosa a la fase líquida reciclada. La biodegradación de olores puede ocurrir directamente en el medio o en un estanque separado de oxidación. Si se utiliza el estanque separado de aireación, los flujos del proceso líquido son reciclados de vuelta al contenedor.
<i>Biotrickling filter</i> (Filtros biológicos por goteo)	Tecnología de control del olor en la fase gaseosa que utiliza un medio inerte permeable exclusivamente para el crecimiento de los microorganismos fijos y la directa biodegradación de los compuestos odoríferos. No se utiliza un estanque separado de oxidación y la irrigación del medio se realiza con agua limpia.
Difusión en lodos activados	Es una metodología de bajo costo, en este caso los olores son recolectados y forzados a pasar por sistemas de aireación existentes o fabricados para ese propósito, dentro de digestores aeróbicos del licor mezclado de lodos activados o de estanques estabilizadores de contacto. Esta es una forma de consumo o demanda biológica.

### 3.2.2 Biofiltros

Los biofiltros están compuestos por los siguientes elementos más comunes:

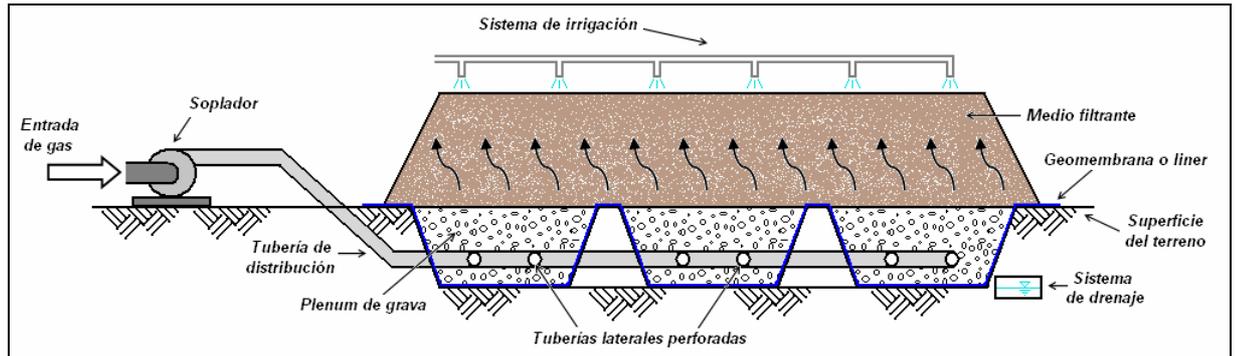
- Sistema de soplador y ductos para el aire;
- *Plenum* (espacio para la distribución del aire);
- Sistema de drenaje;
- Sistema de soporte del medio filtrante;
- Medio filtrante;
- Sistema de irrigación y humidificación.

Los biofiltros pueden estar equipados con diversos equipos e instrumentación, dependiendo de las condiciones específicas para las cuales son diseñados. Los biofiltros pueden tener distintas configuraciones dependiendo de su aplicación, tamaño, ubicación específica y requerimientos de operación. Las tres configuraciones básicas son:

- Biofiltros construidos sobre el terreno;

- Biofiltros construidos dentro de contenedor (sobre el terreno y bajo el terreno);
- Biofiltros prefabricados en contenedores (sobre el terreno y bajo el terreno).

En la Figura 3.6 se muestra un esquema de un corte longitudinal de un biofiltro con el medio filtrante ubicado sobre el terreno, donde se pueden identificar los componentes más importantes de dicha unidad.



**Figura 3.6: Esquema de un biofiltro y sus componentes.**

A continuación se describen los componentes básicos de un biofiltro, indicando algunas recomendaciones de diseño y selección de materiales.

### **Sistema de ductos para el aire y circulación del aire**

Los ductos afluentes al biofiltro deben ser de un tamaño suficiente y de un material que resista los esfuerzos impuestos por la aplicación. Si el aire maloliente contiene  $H_2S$  gaseoso, habrá producción de ácido dentro del ducto debido a la oxidación por *Thiobacillus*. Los materiales y métodos de construcción utilizados en los ductos del biofiltro deben diseñarse considerando que pueden estar expuestos en ciertas ocasiones a un pH interno tan bajo como 0,5. Los ductos y cualquier pieza asociada al sistema de ductos deben ser resistentes al ácido sulfúrico al 10 % debido a la oxidación biológica del  $H_2S$  en las superficies internas. Típicamente, el PVC o el polietileno de alta densidad (HDPE), son usados cuando se necesitan aplicaciones bajo tierra. Por otro lado, el plástico reforzado con fibra de vidrio es usado cuando los ductos son construidos sobre el terreno.

Se recomienda construir biofiltros distribuidos en varias unidades, ya que esto resulta ventajoso al momento de reemplazar el medio filtrante. El medio filtrante debe ser removido cuando el flujo de aire disminuya bajo un mínimo definido para la correcta operación del biofiltro, lo que está asociado a cierto nivel de compactación del medio filtrante. Para determinar la disminución del flujo de aire los operadores deben medir el flujo de aire periódicamente y deben existir monitores de presión o de pérdidas de carga para monitorear la existencia de problemas. La compactación del medio filtrante depende de la calidad del compost, de la descomposición del medio, de las condiciones ambientales y del tránsito de personas sobre el material.

En zonas lluviosas son comunes hasta 5 años de vida y en zonas áridas el período puede extenderse a más de 10 años (WEF, 2004).

Los sopladores son utilizados para conducir el aire hacia las tuberías o ductos de distribución de las unidades de biofiltración. Las pérdidas en los ductos son típicamente fijadas de acuerdo a los flujos de aire, diámetros, largos, válvulas y otros accesorios utilizados. Los sopladores también sufren de la corrosión si transportan H<sub>2</sub>S gaseoso, por lo que todas las superficies expuestas al flujo de aire deben ser capaces de resistir ácido sulfúrico hasta un pH de 0,5, que es equivalente a una solución de ácido sulfúrico al 7% en peso.

### **Air plenum**

Los *air plenums* son espacios de separación entre la base del contenedor y la parte inferior del medio filtrante, y están destinados a la circulación y distribución adecuada del aire bajo el medio filtrante. Los *plenums* que son usados en biofiltros están llenos de algún material (como grava) o son abiertos, es decir, son espacios vacíos donde circula el aire. Los que poseen algún material contienen algún tipo de elemento que rodea a los ductos del sistema de distribución de aire y soporta el medio orgánico, mientras que los abiertos no contienen material alguno y utilizan algún sistema especial de soporte para el medio orgánico.

Los *plenums* abiertos requieren de una superficie dura y firme para soportar las columnas que resisten el soporte grillado que soporta el medio filtrante, sin deformarse. Normalmente se utiliza concreto en el fondo para este propósito. Debido a la producción de ácido, el concreto de las superficies bajo el soporte del medio filtrante debe ser fabricado con materiales resistentes al ácido.

En el caso de *plenums* con material de relleno, las tuberías de PVC perforadas están rodeadas de un material granular resistente al ácido. La producción de ácido en el material granular del *plenum* y en el medio filtrante del biofiltro que está encima, hace necesario que todos los materiales en el *plenum* sean resistentes al ácido.

Las dimensiones del diámetro y del espaciamiento de los orificios distribuidores, en los ductos o tuberías perforadas, están determinadas por el volumen del flujo de aire y por las pérdidas debidas a las características del diseño del sistema. Normalmente, los orificios son hechos a 45° medidos desde la vertical, en cabeceras de plástico para la distribución. Estos orificios son colocados en la parte inferior de los tubos para prevenir la entrada de material del relleno. Estas tuberías también deben tener orificios de drenaje en el fondo, a intervalos regulares, para permitir la liberación de agua condensada dentro del ducto.

Los *plenums* bajo los biofiltros también acumulan una cantidad considerable de agua de los sistemas de irrigación y humidificación del

biofiltro. La condensación también aporta a esta agua acumulada, la cual debe ser removida para evitar inundaciones del *plenum* que produzca una falla en el biofiltro. Debido a que la bacteria *Thiobacillus* coloniza todas las superficies, si el flujo de aire contiene H<sub>2</sub>S, habrá producción de ácido y de agua de bajo pH en el *plenum*.

### **Sistema de tuberías bajo el drenaje**

El agua de los excesos de irrigación y condensación debe ser recolectada y llevada fuera de la unidad, para su disposición en un alcantarillado o en algún proceso de tratamiento. *Liners* de plástico impermeables en el *plenum* de aire facilita la recolección de agua. En el caso de *plenums* con enrocado el piso normalmente está en pendiente y cubierto con *liners* de HDPE, de esta manera el agua es recolectada en tuberías de drenaje y drenadas gravitacionalmente desde el biofiltro.

En el caso de biofiltros con *plenums* abiertos, el drenaje es simple. Debido a que el *plenum* del biofiltro está bajo presión, el drenaje puede transformarse en una ruta de salida del aire si no es adecuadamente atrapado para resistir la presión en el biofiltro. Normalmente, una trampa sifón tipo P con dimensiones adecuadas para proveer el control anticipado de las presiones máximas en el *plenum* es suficiente para prevenir este problema.

### **Sistema de soporte del medio filtrante**

El sistema de soporte del medio filtrante provee el soporte estructural para el medio biológico sobre él y es típicamente un componente integral del *plenum* de aire. Como se mencionó antes, los dos sistemas básicos de soporte del medio filtrante, son el sistema de soporte basado en un medio enrocado y grillas de soporte de *plenums* abiertos.

El material natural granular más comúnmente usado es un mineral puro de sílice como grava de río común. El medio granular utilizado en un *plenum* debe ser probado para asegurar su resistencia a los efectos del ácido sulfúrico.

El sistema con medio de soporte de roca ofrece ventajas y desventajas sobre los sistemas de soporte de grilla de *plenums* abiertos. El medio de roca provee de mayor área superficial para la colonización bacteriana y la remoción del olor. Cuando el aire maloliente contiene altas concentraciones de H<sub>2</sub>S gaseoso, una cantidad significativa de este último puede ser removida en la zona del medio de roca.

### **Zonas neutrales y ácidas**

Cuando un flujo de aire con mal olor, que contiene H<sub>2</sub>S y compuestos orgánicos odoríferos, está siendo tratado en un biofiltro, las bacterias en el medio filtrante se estratifican de acuerdo al tipo microorganismo. Existe un

punto en el medio filtrante que separa una zona de pH ácido inferior y otra superior de pH neutro, este punto define la línea delimitante entre estas dos zonas. Los COVs y otros compuestos orgánicos no son removidos significativamente bajo esta línea. El H<sub>2</sub>S gaseoso y el NH<sub>3</sub> son removidos en la zona ácida, y los compuestos orgánicos y los COVs son removidos en la zona neutra.

También es importante notar que la delimitación entre ambas zonas se moverá hacia arriba o hacia abajo proporcionalmente con la concentración de H<sub>2</sub>S gaseoso entrante. El uso de un medio rocoso como soporte y un *plenum* de aire en un biofiltro proveen un área superficial adicional para la remoción de una fracción del ácido y para la colonización de *Thiobacillus* productora de ácido, antes de que el aire llegue al medio orgánico. Esto puede reducir el tamaño de la zona ácida en el biofiltro, aumentando el tamaño de la zona heterotrófica neutra, y mejorando la remoción de compuestos orgánicos y COVs.

Típicamente el medio de soporte de roca bajo el medio orgánico del biofiltro, no debe ser de tamaño nominal agregado menor que 19 mm y mayor que 38 mm (WEF, 2004). El material granular soporta el medio filtrante y ayuda a ecualizar la presión de aire para distribuir el aire maloliente, incluso a través del medio orgánico. Las tuberías perforadas y el material granular es omitido en el caso de un arreglo de *plenum* abierto.

### **Medio filtrante del biofiltro**

Existen diferentes tipos de materiales filtrantes que pueden ser utilizados exitosamente en biofiltros, pero todos tienen sus ventajas y desventajas. Varios materiales han sido utilizados con éxito, tales como el compost, cáscaras de arroz, turba (abono), suelo, astillas de madera y diversas mezclas de estos materiales. Las condiciones locales y los compuestos odoríferos específicos a ser removidos, son los principales factores a considerar cuando se selecciona el medio filtrante del biofiltro. La disponibilidad y economía local del medio filtrante pueden influir mayormente en la composición de la mezcla final. La Tabla 3.3 muestra distintos medios filtrantes utilizados en biofiltros y sus características.

**Tabla 3.3: Características de medios filtrantes para biofiltración (Fuente: Deviny et al., 1999).**

<b>Parámetro</b>	<b>Compost</b>	<b>Turba</b>	<b>Suelo</b>	<b>Carbón activo, perlita</b>	<b>Material sintético</b>
Densidad de población microbiana	Alta	Media-Baja	Alta	Ninguna	Ninguna
Area superficial	Media	Alta	Baja-Media	Alta	Alta
Permeabilidad al aire	Media	Alta	Baja-Media	Media-Alta	Muy alta
Contenido de nutrientes asimilables	Alta	Media-Alta	Alta	Ninguna	Ninguna
Absorción de contaminantes	Media	Media	Media	Alta	Alta
Tiempo de vida útil	2-4 años	2-4 años	>30 años	>5 años	>15 años
Costo	Bajo	Bajo	Muy bajo	Medio-Alto	Muy alto

### **Medio filtrante de material del suelo o tierra**

El medio filtrante de tierra o inorgánico del biofiltro, como arena o grava, cumple la misma función que el medio orgánico, ya que provee una superficie para que la bacteria pueda crecer. El medio inorgánico no contiene típicamente nutrientes solubles disponibles para la demanda o consumo biológico, por lo que se deben adicionar nutrientes al agua para irrigar el medio inorgánico. Nutrientes como nitrógeno, fósforo, potasio, hierro, y otros micronutrientes son típicamente adicionados al agua de irrigación para ser utilizados por las bacterias adheridas.

Una de las características más atractivas de los filtros de lechos de suelo es la simpleza de su diseño y construcción. Muchos biofiltros de lechos de suelo no poseen *plenums* y el sistema de ductos de distribución esta ubicado sencillamente enterrado en el medio filtrante.

Los medios inorgánicos deben resistir condiciones ácidas causadas por oxidación del H<sub>2</sub>S gaseoso. La arena de sílice, el granito, el basalto y otros minerales de sílice puro son utilizados como medios inorgánicos debido a su resistencia a fuertes ácidos minerales como el ácido sulfúrico. Los materiales inorgánicos para biofiltros son más duros que los materiales orgánicos y pueden resistir deformaciones a largo plazo del medio filtrante de mejor manera bajo condiciones de humedad y agua. Por esta razón, los materiales del suelo, las arenas y otros medios inorgánicos no requieren de reemplazo debido a la compactación, que es la mayor desventaja de los medios orgánicos en los biofiltros.

## Medio filtrante orgánico

La mayoría de los biofiltros utilizan un medio orgánico para mantener a los microorganismos. Sin considerar el origen, el medio orgánico debe cumplir los siguientes requerimientos de todos los biofiltros:

- Área superficial y porosidad;
- Soporte estructural;
- Retención de humedad;
- Disponibilidad de los nutrientes.

Los biofiltros con medios orgánicos exhiben una relación inversa entre área superficial y transporte de aire (porosidad). A medida que el medio filtrante se hace más fino, el transporte o transmisión de aire disminuye, debido a las pérdidas a través de los poros más pequeños. La compactación y el asentamiento son los mayores enemigos de los medios orgánicos y conforman el único gran factor para la falla del medio filtrante y su reemplazo. Una manera de aumentar la capacidad estructural del medio filtrante es incorporar algunas partículas de madera de mayor tamaño en la mezcla.

En la Tabla 3.4 se presenta una lista con materiales orgánicos utilizados como medios filtrantes en biofiltros y sus características.

**Tabla 3.4: Materiales orgánicos típicos de medios filtrantes de biofiltros (Fuente: Control of Odors and Emissions from Wastewater Treatment Plants, WEF, 2004).**

Material	Calidad	Comentarios y observaciones
Compost de desecho de jardín	Excelente	Debe estar absolutamente compostado. Tamaños menores que 1,27 cm deben ser cribados.
Astillas de madera	Buena	Es mejor cuando se utiliza como un componente y no como un medio filtrante individual. Debe ser madurado o compostado y nunca verde.
Compost de lodos	Pobre	Muy fino. Puede haber problemas de colmatación. El medio filtrante se vuelve barroso en las zonas inferiores. Grandes pérdidas.
Abono	Pobre	Muy absorbente y tiende a compactarse fácilmente.
Cáscaras de arroz	Pobre	Puede ser utilizado como constituyente pero tiene poca resistencia estructural cuando está húmedo y tiende a compactarse fácilmente.
Corteza de árbol	Buena	Resiste bien la compactación. Es comúnmente utilizado en la parte superior de un biofiltro para evitar el crecimiento de pasto y la pérdida de humedad.

## Mecanismos de remoción del olor

El tiempo de contacto del medio filtrante es un factor importante en la eficiencia del biofiltro. Este parámetro es comúnmente expresado en términos del tiempo de contacto del lecho vacío (EBRT: *Empty Bed*

*Retention Time*) para evitar la utilización de factores de porosidad del medio filtrante. La tasa de carga de aire en un biofiltro es comúnmente expresada en metros cúbicos por metros cuadrados ( $m^3/m^2$ ), mientras que el factor EBRT es comúnmente expresado en segundos de tiempo de contacto.

Los organismos autotróficos en biofiltros son rápidos oxidadores y requieren de entre 15 a 25 segundos de EBRT en un medio orgánico, para llevar a cabo su proceso metabólico. La remoción de compuestos orgánicos en el medio orgánico de un biofiltro, puede necesitar un tiempo de contacto de 30 a 60 segundos, dependiendo de la solubilidad de los compuestos particulares presentes. Compuestos orgánicos de difícil degradación, pueden requerir un tiempo de contacto de hasta 75 segundos en un medio orgánico, antes de que se complete la remoción (WEF, 2004).

El EBRT es uno de los parámetros de diseño más valioso para un biofiltro, debido a que la remoción de olores ocurre sólo mientras el aire está en contacto con el medio filtrante. Una vez que los volúmenes de las zonas autotróficas y heterotróficas han sido establecidos a través de análisis con el EBRT, otros factores de diseño pueden ser calculados.

Otro parámetro de diseño importante es la tasa superficial de carga, expresada en metros cúbicos por tiempo y por metros cuadrados ( $m^3/min/m^2$ ). Si se tienen una profundidad del medio orgánico de 1,0 m, el rango típico de la tasa superficial de carga es de 1,0 a 1,7  $m^3/min/m^2$ . Un valor de 1,0  $m^3/min/m^2$  es equivalente a 60 segundos de EBRT (WEF, 2004). Para iniciar el cálculo puede seleccionarse un valor de la profundidad, y luego calcular el EBRT y la tasa superficial de carga, que están relacionados entre ellos.

- ***Irrigación y humidificación***

El control de la irrigación y de la humedad es crítico en un biofiltro. Si hay mucha agua, ésta llena los poros, lo que puede causar el desarrollo de zonas anaeróbicas y aumentar el peso unitario del medio filtrante. Esto reduce el área superficial disponible para los microorganismos y compacta el medio filtrante debido al peso. El medio filtrante del biofiltro debe ser mantenido en una condición húmeda para remover olores. La excesiva irrigación y humidificación pueden saturar el medio filtrante si no son controladas adecuadamente, lo que genera aumento del peso unitario y se puede causar compactación prematura como en un evento de lluvias.

Los biofiltros son normalmente irrigados y humidificados de las siguientes tres maneras:

- Humidificación del flujo de aire entrante;
- Irrigación profunda con mangueras;
- Irrigación de la superficie con regadores.

Cualquiera de las tres puede ser necesaria en distintas ocasiones.

Los sistemas de humidificación son sencillamente una manera de proveer de humedad al flujo de aire si es necesario. Este sistema puede ser de tres tipos generales: cascadas, atomizadores dentro de los ductos o irrigación profunda del lecho.

La irrigación profunda del lecho es la segunda manera de proveer de humedad al biofiltro. El beneficio de este sistema es que utiliza menos agua, lo que evita la formación de zonas saturadas del medio filtrante. Si se aplica agua directamente a la zona que lo necesita, se evitan los excesos de agua.

Se recomienda que el medio orgánico se mantenga con una humedad de entre un 40 y 60% en una base de peso seco (WEF, 2004). Los requerimientos típicos del musgo del abono son de entre un 40 a 60% de humedad, del compost seleccionado son de entre un 20 a 40% de humedad y del material del suelo y arenas son de entre un 15 a 25% de humedad (Iranpour et al., 2002).

La irrigación de la superficie es comúnmente usada solo en épocas de verano o cuando se producen condiciones extremadamente secas.

- **Control del pH**

Cuando el  $H_2S$  gaseoso es removido en un biofiltro, se produce ácido sulfúrico. Cuando altas concentraciones de  $H_2S$  son tratadas, la producción de ácido puede ser excesiva. El ácido es determinante en la capacidad estructural del medio orgánico, dependiendo de su espesor.

Varios intentos se han hecho para modificar o ajustar el pH bajo de un biofiltro. Algunos investigadores han reportado el uso de irrigación periódica con soluciones de alto pH o con una solución *buffer* para aumentar el pH del medio filtrante.

Modificaciones al medio carbonaceo, como conchas marinas y calizas, rápidamente pasan a sulfato de calcio (yeso), el cual existe en un biofiltro como una pasta densa (Logue and Kowalski, 1994). La irrigación elevada de pH matará a la *Thiobacillus* y requiere de un periodo de reaclimatación. La experiencia indica que los ajustes del medio y otros intentos para ajustar o aumentar el pH del medio filtrante no son necesarios y pueden, en efecto, dañar la flora biológica del biofiltro.

La mayoría de las especies de bacterias del género *Thiobacillus* poseen la habilidad única de convertir  $H_2S$  gaseoso a ácido sulfúrico en presencia de oxígeno. Debido a que cada especie de *Thiobacillus* puede sobrevivir bajo una serie de condiciones específicas, la especie particular que habita el medio filtrante, cambia con el tiempo. La especie que produce la mayoría del ácido es también la que más rápido convierte el  $H_2S$ , lo cual es un efecto deseado. El aumento del pH del medio filtrante, cambia las condiciones del medio a una condición que favorece a los oxidantes menos

robustos del  $H_2S$  y puede matarlos bajo ciertas circunstancias. La experiencia ha mostrado que, con una selección apropiada del medio filtrante y un esquema adecuado de irrigación, el medio orgánico no requiere de modificaciones del pH para cumplir con su función (WEF, 2004).

Si el control del pH es requerido debido a altas concentraciones de  $H_2S$  gaseoso, es preferible la irrigación profunda del lecho, sobre la adición de un ajustador, que cambiará a una masa pastosa de sulfato de calcio cuando entre en contacto con ácido.

- ***Control de los nutrientes***

Los microorganismos en un biofiltro requieren de nutrientes para el crecimiento y reproducción óptimas. Los nutrientes requeridos son principalmente nitrógeno y fósforo, con una pequeña cantidad de sulfuro, hierro, manganeso, magnesio, calcio y otros metales en trazas que también son requeridos. Típicamente, los efluentes del tratamiento de aguas servidas contienen la mayoría de los nutrientes y trazas de minerales necesarios para mantener la población del biofiltro en excelentes condiciones.

En el caso de medios inorgánicos de biofiltros, como los de arena o grava, el medio filtrante no ofrece nutrientes a las bacterias. Para proveer los nutrientes necesarios para el crecimiento y funcionamiento de las células en biofiltros de lechos de suelo, una solución de nutrientes debe ser adicionada periódicamente (cada una o dos semanas). En biofiltros con medio orgánico la mayoría o la totalidad de los nutrientes requeridos para el crecimiento normal serán proveídos por el medio filtrante.

- ***Vida útil del medio filtrante***

Los medios orgánicos en biofiltros requieren ser reemplazados, de vez en cuando, debido a la compactación. El tiempo en que un biofiltro puede operar con una sola carga de medio filtrante, depende de la mezcla inicial del medio filtrante, de las condiciones climáticas a las que será expuesto, de la producción de ácido en el medio filtrante y de la cantidad y tipo de irrigación proporcionada. El medio filtrante necesita ser reemplazado cuando llega al punto en que una cantidad suficiente de aire no puede ser movido a través del lecho. El monitoreo de la presión o de las pérdidas de carga y mediciones periódicas del flujo de aire, indicarán cuando esto ocurra.

- ***Remoción del medio filtrante***

Es aspecto más problemático asociado al mantenimiento del biofiltro es la remoción y reemplazo del medio filtrante. Los asuntos del manejo de materiales utilizados en biofiltros pueden ser simplificados y realizarse sin consumir mucho tiempo con un diseño adecuado de las instalaciones y una planificación apropiada. Las siguientes recomendaciones deben seguirse donde sean posibles y factibles de aplicar según el lugar y aplicación particular:

- Proporcionar espacios de giro y vías de acceso para camiones largos desde y hacia el biofiltro;
- Proporcionar vías de acceso y caminos con la capacidad de soportar cargas de grandes camiones;
- Proporcionar una rampa estable, para a lo menos un lado del biofiltro, para camiones o cargadores;
- Diseñar las dimensiones de las unidades, de manera que el equipamiento disponible pueda alcanzar todo el medio filtrante desde la rampa, sin tener que bajar hasta el *plenum*;
- Proporcionar lugares de carga y descarga del medio filtrante.

Es importante considerar en el diseño del biofiltro, la mejor manera de remover y reemplazar el medio filtrante, lo que hará mucho más sencilla la operación y mantenimiento del biofiltro.

### ***Disposición del medio filtrante***

Cuando el medio filtrante es reemplazado, el medio filtrante viejo puede ser enviado a un terreno de cultivo. No existen instancias en las que un medio de un biofiltro haya sido clasificado como peligroso o haya requerido de procedimientos especiales de disposición (WEF, 2004).

- ***Monitoreo e instrumentación del medio filtrante***

Como mínimo, los biofiltros deben estar equipados con medidores de presión en cada cabecera de distribución. El monitoreo de la presión de aire que va hacia cada unidad del biofiltro y el seguimiento de las lecturas de presión en el tiempo, van a indicar cuando el medio filtrante ha alcanzado el término de su vida útil. La necesidad de reemplazo del medio filtrante puede ser considerada, cuando el flujo de aire de diseño mínimo, no puede ser alcanzado por la máxima presión de diseño del soplador.

- ***Cortocircuito***

Para biofiltros construidos utilizando un *liner* o forro plástico como membrana, el aire seguirá el límite del *liner* hasta el punto de mínima presión. El cortocircuito a través del *liner* puede ser evitado extendiendo los límites del medio filtrante para sobreponer el término del *liner*. Normalmente, si el medio filtrante se ubica con taludes en un ángulo de 45° y se gira el *liner* hacia adentro, se puede prevenir cualquier escape de aire desde esta dirección.

Para paredes verticales rectas, una cubierta de *liner* se adjunta a la pared del biofiltro, de manera que extienda horizontalmente 0,3 m dentro del medio filtrante, a aproximadamente 250 mm bajo la superficie del medio filtrante.

- **Geomembranas**

En algunas ocasiones se utiliza una geomembrana opcional para separar el medio rocoso del medio orgánico y prevenir la migración de material fino del medio filtrante hacia abajo, al material granular del *plenum*. Se deben considerar cuidadosamente las características de permeabilidad y la capacidad de atrapar finos de la geomembrana, antes de utilizarlas para prevenir la colmatación prematura.

- **Control de las hierbas o pastos**

Los biofiltros proveen de un medio excelente para el crecimiento de plantas de semillero y otras plantas verdes. El efecto más nocivo del crecimiento de vegetación en un biofiltro, es el cortocircuito del aire maloliente a la superficie por las raíces de plantas más extensas. Si las raíces se entierran profundamente en el medio orgánico, se formará un canal para el cortocircuito del aire.

Si se desea mantener un biofiltro sin el crecimiento de hierbas o de vegetación, puede realizarse el retiro de la hierba a mano cuidando de prevenir una compactación excesiva del medio filtrante causada por el tráfico a pie.

### **3.2.3 Difusión en Lodos Activados**

La difusión del aire odorífero en el licor mezclado de estanques de aireación de lodos activados (LA) es una alternativa de bajo costo, que puede aprovechar el sistema de difusión de aire en los estanques de aireación de LA y solo tiene costos por energía del soplador y en algunos casos por el reemplazo de los materiales del sistema de distribución del aire por materiales anticorrosivos. Esta estrategia implica la contención previa de las emisiones desde las secciones de la PTAS que emiten gases olorosos, que luego son impulsados a los difusores en los estanques de aireación de lodos activados. Los olores son removidos a través de una combinación de procesos que incluyen absorción, adsorción y oxidación biológica (Bowker and Burgess, 2001).

Hay que tener algunos cuidados con esta metodología en lo que respecta a la efectividad del proceso de LA para degradar los compuestos odoríferos, a los efectos de estos compuestos en el proceso de lodos activados en términos de parámetros convencionales como remoción de la demanda bioquímica de oxígeno (BOD), nitrógeno, etc. y a la influencia de los odorantes en la dinámica de la biomasa del lodo activado. La presencia de compuestos sulfurosos reducidos puede inhibir la nitrificación de amoníaco o favorecer de manera selectiva el crecimiento de microorganismos filamentosos que perjudican el proceso de LA. Otros problemas asociados a esta metodología se relacionan con la corrosión de los sopladores y del equipo de difusión, y limitaciones en la cantidad de aire contaminado que puede ser tratado. Se debe tener presente que este

sistema debe incluir una sistema de eliminación de humedad y de material particulado antes de llegar a los difusores.

### **3.3 TRATAMIENTO FÍSICO-QUÍMICO DE OLORES**

El tratamiento del aire para controlar olores mediante sistemas basados en principios físicos y químicos se realiza mediante distintos tipos de tecnologías o combinación de ellas. Entre estas alternativas están los lavadores húmedos (*wet scrubbers*), adsorbedores secos, y los oxidadores térmicos. Existe un grupo de sistemas llamados los *Air Strippers* que son similares a los lavadores de aire y que están asociados al tratamiento físico químico de olores. La principal diferencia de estos últimos con los lavadores es que el proceso es en sentido opuesto, es decir, los compuestos odoríferos del agua son removidos hacia un flujo de aire que luego debe ser tratado.

#### **3.3.1 Lavadores de Gases Mediante Absorción (*Scrubbers*)**

El principio básico de los lavadores húmedos de torres empacadas es la absorción de contaminantes odoríferos como el ácido sulfhídrico, en el flujo de gas en contacto con el líquido de lavado recirculante. La absorción de gas es la transferencia de masa del contaminante gaseoso, desde el aire al líquido de lavado, con las reacciones subsiguientes para llegar a un compuesto estable. La absorción ocurre en la superficie del agua y el empaque es usado en la torre para crear mayor superficie de contacto con el líquido (es decir, la máxima superficie de contacto entre aire y líquido). El material para el empaque es elegido de manera de proveer el área superficial adecuada con la menor pérdida de carga posible. Los lavadores húmedos pueden ser verticales en contracorriente u horizontales de flujo cruzado, con el lecho empacado que distribuye el líquido colocado a 90° de la dirección del flujo de aire.

En la Figura 3.7 se muestra un croquis de una torre empacada donde se indican sus componentes principales.

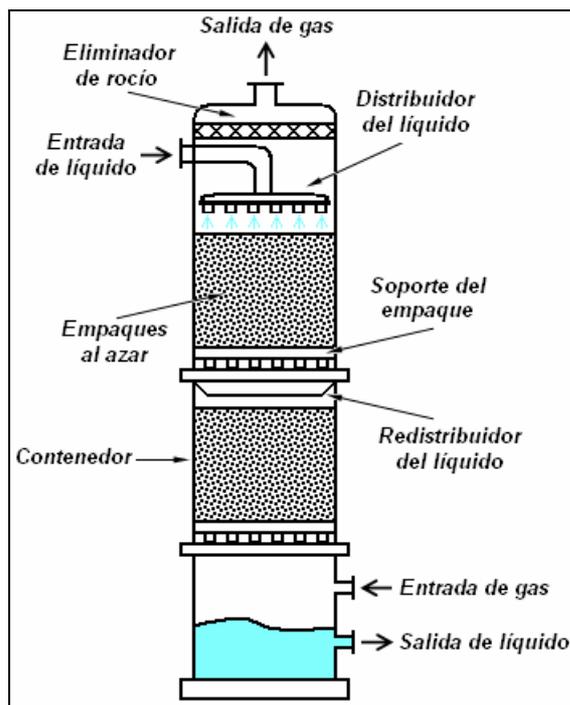


Figura 3.7: Esquema de una torre empacada y sus componentes.

### Características y diseño de los lavadores de aire

La velocidad en el lavador controla el área de la sección transversal de la torre y la tasa de transferencia de masa controla la profundidad del empaque. En los lavadores horizontales o de flujo cruzado se producen menores caídas de presión y se requieren menores flujos de recirculación, además pueden ser utilizados con varios lechos empacados, para que más de un tipo de fluido lavador pueda ser utilizado. Estos lavadores horizontales ofrecen la ventaja de que su altura es menor para casos en que existen límites de espacio o altura. Otra ventaja es el acceso a estas unidades, que permite un correcto mantenimiento. La desventaja de los lavadores de flujo cruzado es su potencial menor eficiencia para la remoción de olores.

Entre los compuestos odoríferos que pueden ser tratados en los lavadores se incluyen el ácido sulfhídrico, los sulfuros orgánicos como el metilmercaptano, dimetilsulfuro y dimetildisulfuro, el amoníaco y, en menor cantidad, los compuestos orgánicos volátiles (COVs) como las cetonas, ácidos orgánicos, aldehídos y alcoholes. La oxidación química de los COVs no es eficiente en los lavadores de torres empacadas, en este caso se recomienda la adsorción en carbón activado y la oxidación térmica.

La profundidad del empaque se calcula a partir del número de unidades de transferencia  $N_{OG}$  y de la altura de cada unidad  $H_{OG}$ , cuya determinación está basada en la ley de presiones parciales de Dalton y en la ley de Henry, definidas por la ecuación 3.1 y 3.2, y que permiten la obtención de la línea de equilibrio de la ecuación 3.3.

$$\text{Ley de Dalton: } \bar{p}_A = Y_A \times P_T \quad (3.1)$$

$$\text{Ley de Henry: } \bar{p}_A = X_A^* \times H_A \quad (3.2)$$

$$\Rightarrow Y_A \times P = X_A^* \times H_A \Rightarrow Y_A = X_A^* \times \frac{H_A}{P_T} = X_A^* \times m \quad (3.3)$$

Donde

- $\bar{p}_A$  = presión parcial del contaminante A en la fase gaseosa (atm);
- $P_T$  = presión total del gas (atm);
- $H_A$  = constante de Henry para el compuesto A (atm);
- $Y_A$  = fracción molar del contaminante A en la fase gaseosa (mol/mol);
- $X_A^*$  = fracción molar del contaminante A en el líquido, en equilibrio con la fase gaseosa (mol/mol);
- $m$  = pendiente de la línea de equilibrio.

Las características del aire afluente, incluyendo las concentraciones de compuestos odoríferos, el caudal, la humedad y la temperatura se requieren para determinar la profundidad del empaque Z, calculada con la ecuación 3.4.

$$Z = N_{OG} \times H_{OG} \quad (3.4)$$

Donde

- Z = altura del empaque (m);
- $H_{OG}$  = altura de la unidad de transferencia (m);
- $N_{OG}$  = número de unidades de transferencia.

La altura de la unidad de transferencia es determinada experimentalmente por los fabricantes de los materiales para el empaque para cada contaminante y se define en términos de la tasa de gas G ( $\text{kg/m}^2\text{-hr}$ ) versus la tasa de líquido L ( $\text{kg/m}^2\text{-hr}$ ). El número de unidades de transferencia depende del porcentaje de remoción requerido y el factor de absorción. La ecuación 3.6 se utiliza para calcular el número de unidades de transferencia global  $N_{OG}$ , que depende del factor Ab, calculado con la ecuación 3.5.

$$Ab = \frac{(L/G)_{operación}}{m} \quad (3.5)$$

$$N_{OG} = \left[ \frac{1}{1 - 1/Ab} \right] \times \ln \left[ (Y_2/Y_1) \cdot \left( 1 - \frac{1}{Ab} \right) + \frac{1}{Ab} \right] \quad (3.6)$$

Donde

- $Y_1$  = fracción molar del compuesto en el gas efluente;
- $Y_2$  = fracción molar del compuesto en el gas afluente;

$Ab$  = coeficiente definido para el cálculo del número de unidades de transferencia;  
 $(L/G)_{operación}$  = pendiente de la línea de operación;  
 $N_{OG}$  = número de unidades de transferencia global.

Esta ecuación también representa la eficiencia de diseño del lavador de aire.

Para hacer el diseño de un lavador se deben conocer las siguientes variables: las concentraciones de entrada de los contaminantes, en unidades de *ppm*, la temperatura en °C, la presión de trabajo, el porcentaje de humedad relativa, la concentración objetivo de los contaminantes (es decir, los límites en el aire efluente) o la eficiencia requerida, y el flujo de aire en  $m^3/min$ . Lo primero es definir la línea de operación y, a partir de la Ley de Henry, la línea de equilibrio. Luego, de acuerdo a la pérdida de carga de operación elegida, se determinan factores relacionados al empaque escogido que permiten determinar la velocidad del gas en la columna, el flujo másico  $G$  y las dimensiones de la torre.

El cálculo del área y el diámetro de la sección transversal de la torre se realizan mediante la ecuación 3.7.

$$Area \quad A(m^2) = \frac{Q_{aire}}{Vel.} \Rightarrow Diámetro \quad D(m) = \sqrt{\frac{4 \times A}{\pi}} \quad (3.7)$$

Donde

$A$  = área de la sección transversal de la columna ( $m^2$ );  
 $Q_{aire}$  = caudal de aire ( $m^3/min$ );  
 $Vel.$  = velocidad del gas ( $m/s$ );  
 $D$  = diámetro de la columna ( $m$ ).

Finalmente se debe obtener la potencia necesaria para impulsar el gas a través de la torre, que define el tamaño del soplador. Esta potencia depende de las pérdidas o caídas de presión generadas en el proceso.

El detalle de la metodología para el diseño de una columna de empaque se presenta en el Anexo A.

Las reacciones químicas de los lavadores producen la conversión de un compuesto odorífero a una sal no olorosa. Las reacciones son típicamente ácido-base u óxido reducción. La soda cáustica (hidróxido de sodio) o el hipoclorito de sodio son utilizados para la mayoría de los lavadores usados en el control de olores que tratan  $H_2S$ . El amoníaco y la trimetilaminas son absorbidas con una recirculación líquida ácida ( $pH = 1,5$  a  $5$ ) usando ácido sulfúrico. Para la remoción de  $H_2S$  el  $pH$  es controlado entre un rango de  $9$  a  $10,5$  y el potencial redox debe ser mayor a  $700$  mV. El requerimiento estequiométrico para que se logre la remoción del  $H_2S$ , a través de las reacciones de las ecuaciones 3.8 y 3.9, corresponde a la relación de la ecuación 3.10 (WEF, 2004).



Con estas ecuaciones se puede obtener la dosis de químicos necesaria para cada caso, pero debe calcularse previamente la carga del contaminante.

En el caso de utilizar soda se debe tener en cuenta el consumo adicional de soda cuando se opera el lavador con pH sobre 11 debido al aumento del consumo por CO<sub>2</sub>. Cuando existe un alto contenido de CO<sub>2</sub>, puede ser más recomendable en términos de costos, operar con una solución clorada a pH neutro entre 6,5 y 7,0, en vez de utilizar soda.

Para el caso de la remoción del amoníaco con soluciones neutras o ácidas la reacción se representa con la ecuación 3.11 (WEF, 2004).



### 3.3.2 Air Strippers

El *stripping* se refiere a la transferencia de compuestos volátiles desde un líquido hacia el “gas lavador” mediante la circulación del gas sobre la superficie del líquido. Existen varios métodos para lograr este cometido cuando se utiliza aire en contacto con agua:

- Aireación mecánica;
- Aireación difusa;
- Aireador de bandejas;
- Torre o columna en contracorriente;
- Torre o columna de flujo cruzado.

Desde el punto de vista de la transferencia de masas, la torre en contracorriente y los aireadores de bandeja se recomiendan cuando el objetivo es maximizar la remoción de un contaminante volátil desde el agua. Los principios físico-químicos utilizados para diseñar estos aparatos son los mismos que se utilizan para el diseño de las torres empacadas y lavadores de bandejas.

El primer paso para el diseño de este tipo de unidades es determinar las concentraciones de COVs permitidas en el efluente, las concentraciones de COVs en el afluente, temperatura mínima del agua, y el flujo mínimo y máximo de agua. En general, los compuestos con constantes de Henry mayores a 100 atm (volatilidad moderada) son generalmente removidos con

estos sistemas sin problemas (U.S. CORPS OF ENGINEERS, 2001). Comúnmente se diseñan estas unidades con condiciones de pH 11 y baja temperatura, o se considera el calentamiento de agua a 30 °C y se trabaja con pH de 9,5. En general, no se recomienda usar este sistema si la temperatura ambiente es inferior a 10 °C (Mena, M. P., 2007).

Se debe verificar que los niveles de iones divalentes en las aguas a tratar no superen 40 mg/L de calcio y 10 mg/L de magnesio, con el fin de evitar el ensuciamiento, *Fouling o Scaling* de las unidades de *air stripping* (Hammer, 1975). Si el agua servida que llega a la planta posee valores mayores a dichos umbrales se necesita un tratamiento previo de ablandamiento. También se debe incluir la adición de un anti-incrustante con el fin de evitar incrustaciones con el remanente del proceso de ablandamiento, sumado a una inspección y limpieza periódica de las unidades de *air stripping*.

Los fabricantes y la información de diseño disponible de estos sistemas no recomiendan la operación fuera de los rangos de las tasas de cargas de agua o aire publicadas. Si la carga está fuera de los rangos publicados se requiere de un estudio piloto.

Acá se describirán dos tipos de sistemas: Las torres en contracorriente o torres empacadas y los aireadores de bandeja.

### **Columnas empacadas como *air strippers***

El funcionamiento de estos sistemas es similar al caso de las torres empacadas como lavadores de aire (*scrubbers*). El agua que contiene los COVs es distribuida en la parte superior de la torre y fluye a través del material de empaque. Al mismo tiempo, un flujo de aire se introduce en el extremo inferior de la torre y fluye hacia arriba a través del empaque, en contracorriente con el agua. El empaque cumple el mismo objetivo mencionado anteriormente que es entregar mayor superficie de contacto entre el agua y el aire, así mientras ocurre el contacto entre la fase líquida y gaseosa, los COVs son transferidos desde el agua al aire. En el extremo superior de la torre el aire con los compuestos removidos es liberado a la atmósfera o llevado a un sistema de tratamiento para cumplir con los límites de emisión.

### **Aireadores de bandeja**

Estos sistemas operan de un modo similar a las columnas empacadas anteriores, la diferencia es que el líquido o agua fluye a través de las bandejas que están perforadas con pequeños orificios hasta un vertedero, donde el líquido cae a la siguiente bandeja inferior. Así el agua avanza bandeja por bandeja, hasta que llega al fondo de la unidad y es liberada. El aire es burbujeado a través de los orificios en las bandejas, evitando que el agua caiga a través de ellos. Los COVs son transferidos a la fase gaseosa en este proceso de burbujeo. En la parte superior de la unidad existe un

eliminador de vapor y luego la salida del aire con los compuestos contaminantes.

### **Comparación entre columnas empacadas y aireadores de bandeja**

La selección de la unidad a utilizar para cada caso depende de varios factores. Existen restricciones de espacio, costo, factibilidad, rangos de operación, etc. La Tabla 3.5 entrega algunos factores comparativos importantes.

**Tabla 3.5: Comparación entre torres empacadas y aireadores de bandeja utilizados como *Air Strippers* (Fuente: Engineering and Design Air Stripping, U.S. Corps of Engineers, 2001).**

<b>Item</b>	<b>Columnas empacadas</b>	<b>Aireadores de bandeja</b>
Eficiencia	Aumenta a medida que aumenta la profundidad del empaque; < 99%	Aumenta a medida que aumenta el número de bandejas; < 99%
Costo	Decrece a medida que aumentan las tasas de agua	
Espumas	Menos espumas	
Tasas de aire	Normalmente usa menos aire, por lo que si se necesitan dispositivos para tratar el aire saliente, estos son menores. Alto rango de flujos de aire; 1,5 a 76 m <sup>3</sup> /min/m <sup>2</sup> de sección transversal de la columna.	Rango de operación 9 a 18 m <sup>3</sup> /min/m <sup>2</sup> del área de la bandeja.
Tasas de agua	Rango de operación 0,8 a 1,8 m <sup>3</sup> /min/m <sup>2</sup>	Rango de operación 0,04 a 0,6 m <sup>3</sup> /min/m <sup>2</sup>
Ensuciamiento o fouling por sales de calcio, hierro o manganeso, y crecimiento biológico		Más fácil de limpiar
Tamaño	Alto, esbelto	Compacto, mejor apariencia
Pérdida de carga y consumo de energía	Menor pérdida de carga, menor motor y menor soplador. Rango de la pérdida 0,01 a 0,02 cm por cm de profundidad del empaque.	

### **3.3.3 Lavadores de Gases Mediante Vapor o “Misting Scrubbers”**

En estos sistemas la solución es lanzada con atomizadores en la parte superior de la torre para ser descargada en los drenajes al fondo de la torre. El tamaño de las gotas finas está en el rango de 10 a 20 μm. Estas pequeñas gotas proveen una gran área superficial de contacto con el compuesto odorífero. Estos sistemas pueden ser en contra corriente y en co-corriente (en la misma dirección).

Las boquillas de los atomizadores son la clave de la eficiencia de estos sistemas, ya que mientras más pequeñas sean las gotas del vapor, mayor es la superficie de contacto y menor espacio (o menor volumen de gas) entre las gotas para un volumen de líquido de lavado dado. Se debe tener cuidado con el bloqueo de los atomizadores, por lo que estos sistemas necesitan de mantenimiento frecuente. Las consideraciones de diseño de las boquillas son las siguientes:

- Tamaño de las gotas, aproximadamente 20  $\mu\text{m}$ ;
- Dilución del agua, típicamente entre 0,0133 y 0,133 Lpm/m<sup>3</sup>/min;
- Patrón de atomización, cubrir toda la sección transversal de la torre del lavador;
- Eliminación del vapor, buscar un sistema adecuado;
- Material de las boquillas, se recomienda el titanio;
- Calidad del agua, se requiere de un ablandamiento y filtrado eficiente del agua;
- Inspección semanal de los atomizadores;
- Montaje, usar lancetas para la colocación y para retirarlos.

### **3.3.4 Adsorción con Carbón Activado**

La adsorción con carbón es utilizada para tratar aire con bajos niveles de de H<sub>2</sub>S (<5 ppm) en plantas de tratamiento de aguas servidas y en otras aplicaciones que incluyen la remoción de COVs y otros compuestos reducidos del sulfuro.

En un sistema típico de adsorción por carbón, un sistema de ventilación fuerza al aire a tratar para que pase por un lecho de 0.91 m de profundidad de carbón, a una velocidad entre 15,2 y 22,9 m/min, con un tiempo de retención promedio de 2,4 a 3,6 segundos, con una caída de presión de aproximadamente 1,3 a 3,0 kPa (WEF, 2004). Luego el aire es descargado directamente a la atmósfera. Este sistema es comúnmente usado como una etapa secundaria del tratamiento de aire, después de una torre de lavado empacada para limpiar el aire y remover los residuos clorados después de la descarga. En este caso se hace necesaria la remoción de toda el agua del lavado para evitar problemas en la adsorción.

Los materiales utilizados para producir carbón activado granular (GAC) son materiales orgánicos con alto contenido de carbón, como madera, cáscaras de coco, pepas de fruta y residuos del petróleo. La activación consiste en una carbonización seguida de aire o vapor caliente. La temperatura de activación afecta la capacidad adsorbente del material. En general una activación a 400 °C produce un carbón con buena capacidad de adsorción alcalina; la activación a 1.000 °C genera un carbón con buena capacidad de adsorción ácida.

El carbón activado tiene gran área superficial por unidad de volumen (500-1.500 m<sup>2</sup>/gr) y una red de poros submicroscópicos donde se lleva a cabo la adsorción. La capacidad de adsorber contaminantes en el carbón

activado, depende de las propiedades de los contaminantes. Las moléculas polares largas tienden a adsorberse más fuertemente que las moléculas pequeñas no polares. Otros factores que afectan la capacidad de adsorción son la humedad relativa, la temperatura, el crecimiento biológico y el material particulado. Humedades relativas mayores a 50 % y temperaturas del aire mayores a 37,8 °C pueden inhibir las capacidades de adsorción. El crecimiento biológico y el material particulado pueden reducir el flujo de aire a través del lecho (WEF, 2004).

Cuando las partículas de carbón activado se ponen en contacto con una solución que contiene un soluto adsorbible, la adsorción de éste ocurre. La concentración de soluto disminuye desde una concentración inicial  $C_o$ , hasta una concentración de equilibrio  $C_e$ , después de un tiempo de contacto adecuado. Mediante experimentos en laboratorio es posible obtener la relación entre la concentración de equilibrio  $C_e$  y la cantidad de sustancia adsorbida por unidad de masa de carbón activado. En general, la capacidad adsorbente del carbón (que aumenta con la concentración), es mayor cuando se determina en flujo continuo, que en condiciones batch. La expresión que relaciona las concentraciones de soluto y la cantidad de sustancia adsorbida corresponde a la ecuación 3.12.

$$\text{En equilibrio: } q \cdot M = V(C_o - C_e) \quad q = \frac{x}{M} \quad (3.12)$$

Donde

- $q$  = masa del soluto adsorbido  $x$  / masa adsorbente  $M$ ;
- $V$  = volumen gas;
- $C_o$  = concentración inicial soluto;
- $C_e$  = concentración de equilibrio soluto.

Existen isotermas que representan la relación soluto adsorbido versus la concentración de equilibrio para distintas temperaturas. Estas isotermas son empíricas y corresponden a las de Langmuir y las de Freundlich, y expresan la capacidad de adsorción para una sustancia individual.

Para las isotermas de Langmuir se asume que la adsorción es reversible y ocurre sólo en un estrato monomolecular en la superficie del adsorbente, por lo tanto las hipótesis son: existe un área limitada para la adsorción, el adsorbente es sólo un estrato, la adsorción es reversible y el equilibrio siempre se alcanza. La ecuación que representa isotermas de Langmuir corresponde a la ecuación 3.13.

$$\text{Langmuir: } q = \frac{b \cdot q_m \cdot C_e}{1 + b \cdot C_e} \Rightarrow \frac{1}{q} = \frac{1}{q_m} + \frac{1}{b \cdot q_m \cdot C_e} \quad (3.13)$$

Notar que  $q_m$  es el máximo valor al que tiende  $q$  cuando  $C_e$  es muy grande.

Para el caso de las isothermas de Freundlich no se impone que la adsorción tenga límite correspondiente a un estrato monomolecular. Tampoco impone que la distribución sea homogénea en los sitios de adsorción. La ecuación que representa isothermas de Freundlich corresponde a la ecuación 3.14.

$$\text{Freundlich: } q = K \cdot C_e^{1/n} \Rightarrow \log(q) = \log(K) + \frac{1}{n} \cdot \log(C_e) \quad (3.14)$$

Los parámetros n y K disminuyen al aumentar la complejidad del agua residual. Si los valores de K y n son altos, esto indica gran adsorción del compuesto en el rango de concentración estudiado. Un bajo valor de n, indica alta adsorción para altas concentraciones del compuesto y baja adsorción para soluciones diluidas.

Valores referenciales para los parámetros de adsorción de las isothermas de Langmuir y Freundlich para algunos compuestos se encuentran en la literatura.

Existen diversos tipos de carbón activado, cada uno con distintas propiedades y ventajas. El carbón Impregnado se recomienda para aplicaciones en la remoción del H<sub>2</sub>S donde la concentración es menor a 5 ppm. El carbón Virgen no tiene tanta capacidad de adsorción del H<sub>2</sub>S inorgánico, pero adsorbe compuestos orgánicos volátiles y odoríferos, y además puede ser reactivado térmicamente, lo que no es posible con el Impregnado. El carbón Catalítico posee poros más finos, por lo que posee mayor densidad. La característica de este tipo de carbón es que reúne las propiedades de los dos anteriores, lo que también lo hace más caro. En la Tabla 3.6 se resumen características de los distintos tipos de carbón.

**Tabla 3.6: Comparación entre los cuatro tipos de carbón activado (Fuente: Control of Odors and Emissions from Wastewater Treatment Plants, WEF, 2004).**

Propiedad	Virgen	Impregnado con NaOH	Impregnado con KOH	Catalítico
Capacidad (gr H <sub>2</sub> S/cc carbón)	0,02	0,14	0,12	0,09
Temperatura de ignición (°C)	380-425	200-225	200-225	380-425
Método de regeneración para H <sub>2</sub> S	Reactivación termal	NaOH	KOH	Agua
Método de disposición	Reactivado	Relleno de terrenos	Relleno de terrenos	Reactivado en terreno

### 3.3.5 Oxidación Térmica

La oxidación térmica es un proceso químico que utiliza O<sub>2</sub> o aire a altas temperaturas para destruir compuestos odoríferos o COVs. El proceso también es llamado combustión o incineración. En este proceso se somete al

flujo de aire odorífero a altas temperaturas en presencia de  $O_2$  por un período de tiempo suficiente para oxidar el compuesto odorífero. El resultado del proceso en condiciones ideales es la oxidación de hidrocarburos a  $CO_2$  y agua.

Con este sistema se logran eficiencias de remoción altas (90 a 99 %) para todo tipo de compuestos odoríferos, pero no son métodos muy utilizados en el control de olores en plantas de tratamiento de aguas servidas, debido a su potencial alto costo de capital y operación. Su utilización se aplica en casos donde el flujo de aire odorífero contiene olores intensos y concentraciones de hidrocarburos. Un sistema básico de oxidación térmica consiste de dos componentes: quemadores, que encienden el combustible en el flujo de aire, y una cámara especial, que provee el período de retención necesario para el proceso de oxidación.

Para lograr la combustión completa, la mezcla en el aire a tratar de  $O_2$ , combustible y compuestos odoríferos debe ser sometida a las siguientes condiciones:

- Temperaturas lo suficientemente altas para encender la mezcla;
- Tiempo de retención adecuado para que ocurra la reacción;
- Mezcla turbulenta del  $O_2$ , el combustible y los compuestos odoríferos.

La mayoría de estos sistemas calientan el flujo de aire a temperaturas entre 760 y 815,6 °C por 1 a 2 segundos para asegurar la casi completa oxidación (WEF, 2004).

Los distintos tipos de procesos de oxidación térmica son:

- Combustión directa o flama;
- Oxidadores térmicos regenerativos;
- Oxidadores térmicos recuperativos;
- Oxidadores catalíticos.

#### **4. ESTIMACIÓN DE LAS EMISIONES DE COMPUESTOS ODORÍFEROS MEDIANTE EL PROGRAMA WATER9**

A continuación se procede a describir el programa Water9, utilizado como modelo de emisiones destinado a evaluar el estudio de caso, que corresponde a una etapa del tratamiento de aguas servidas de una planta ubicada al norte de Chile. El programa permite obtener las cargas de compuestos gaseosos emitidos por unidades de tratamiento para aquellos casos en que se conozcan variables como concentraciones de compuestos en las aguas a tratar y características de las unidades del proceso de tratamiento. A partir de los resultados del modelo se dimensionan dos tecnologías de tratamiento.

##### **4.1 DESCRIPCIÓN DEL PROGRAMA WATER9**

*Water9* es un programa computacional desarrollado por la EPA (*Environmental Protection Agency*) que consiste de expresiones analíticas para estimar emisiones de aire de constituyentes individuales de aguas servidas y residuales en sistemas colectores, instalaciones de almacenaje, tratamiento y disposición. Posee una base de datos con una lista de 800 compuestos y consta además de procedimientos para obtener reportes del destino de los constituyentes, incluyendo emisiones de aire y efectividades del tratamiento.

El programa permite evaluar una instalación completa que contiene varios flujos de aguas residuales entrantes, múltiples sistemas colectores y configuraciones de tratamiento complejas.

Como resultado del modelo, se obtienen las estimaciones de emisiones, separadas para cada compuesto individual identificado como constituyente del agua residual. La estimación de emisiones está basada en propiedades de los compuestos y sus concentraciones en las aguas residuales. La identificación de los compuestos puede ser realizada a través de la elección de ellos desde la base de datos del programa o entregando nueva información que describa las propiedades de un compuesto que no está incluido en la base de datos. Las estimaciones del total de emisiones desde las aguas residuales son obtenidas sumando las estimaciones de compuestos individuales.

*Water9* es utilizado para estimar emisiones de compuestos gaseosos desde plantas de tratamiento de aguas de lugares específicos (incluyendo la predicción de biodegradación y sorción de orgánicos en lodo), para unidades comunes de tratamiento de aguas residuales; incluyendo las siguientes: drenajes, sumideros, vertederos, drenajes abiertos, trampas j, cubiertas para entrada de mantenimiento, canales, conductos excavados (alcantarillas), cajas de unión, estaciones de bombeo, clarificadores, filtros por goteo, lagunas aireadas y quietas, torres de enfriamiento, unidades de lodos activados, estanques de almacenaje, separadores de aguas residuales y estanques de decantación. El programa provee de modelos para la

evaluación de rellenos sanitarios y de instalaciones para disposición de lodos.

*Water9* permite ajustar las propiedades en una unidad, incluyendo los efectos de la temperatura, partición multifase (fase líquida y fase gaseosa) y pH. El modelo puede asignar algunos parámetros de entrada por omisión, o bien estos pueden cambiarse para reflejar diferentes características de los establecimientos de manejo de residuos. En el Anexo C se presenta un guía que explica los pasos básicos a seguir para crear un proyecto y utilizar algunas funciones del programa.

## 4.2 MODELOS DE EMISIONES DE WATER9

*Water9* es un programa que utiliza modelos cinéticos para calcular emisiones en sistemas de aguas servidas. Existen tres variantes de los modelos de emisiones, de tipo adaptativo, mecanístico y de múltiples variables. En el caso del *Water9* corresponde a un programa de cómputo que utiliza modelos mecanísticos. Estos modelos se basan en ecuaciones que han sido desarrolladas utilizando fundamentos químicos, físicos y biológicos para describir la tasa de emisión de COVs de un tipo de fuente en particular, como las aguas residuales, cuerpos de agua, etc.

Las emisiones de COVs y HAPs (hidrocarburos aromáticos policíclicos) en cuerpos de agua (embalses), suelos, rellenos sanitarios, pilas de residuos, sistemas colectores y sistemas de tratamiento de aguas residuales y aguas servidas, pueden ocurrir a través de una gran variedad de rutas o trayectorias. Para poder estimar las emisiones y la descomposición de compuestos orgánicos, es necesario conocer las rutas que predominan para las diferentes sustancias, el tipo de lugar para la disposición y la serie de condiciones meteorológicas. Se considera que una ruta es cualquier proceso o serie de procesos que remuevan los COVs de un lugar específico. Esta remoción puede ser física (p.ej., la volatilización de un solvente de un embalse superficial) o química (p.ej., la oxidación de un alcohol en una planta de tratamiento de aguas residuales). Las rutas pueden ser consideradas como procesos donde la velocidad de remoción, con frecuencia, es altamente dependiente de la concentración de la especie que desaparece y de la temperatura del sistema. Los procesos más relevantes en dichas rutas son los siguientes:

- **Volatilización:** Es el cambio de estado que ocurre cuando una sustancia pasa del estado sólido al gaseoso, por aumento de la temperatura, sin pasar por el estado líquido intermedio. Sucede cuando las moléculas de una sustancia disuelta escapan a una fase gaseosa adyacente. El proceso está controlado por la presión de vapor del soluto orgánico. La fuerza que conduce este proceso en líquidos no turbulentos es la difusión molecular.

La ecuación 4.1 representa la tasa de volatilización de un compuesto orgánico desde el agua, para este caso, la constante de volatilización se estima mediante la ecuación 4.2.

$$Tasa = -\frac{dc}{dt} = k_v \times c \quad (4.1)$$

$$k_v = \frac{1}{L} \times \left[ \frac{1}{k_1^o \left( \frac{D_1^c}{D_1^o} \right)^m} + \frac{RT}{10^6 H k_g^w \left( \frac{D_g^c}{D_g^w} \right)^n} \right]^{-1} \quad (4.2)$$

Donde

- c = concentración de la sustancia que se volatiliza (g/L).
- t = tiempo (seg).
- $k_v$  = constante de volatilización ( $\text{seg}^{-1}$ ).
- L = profundidad de mezcla del agua (cm).
- $k_1^o$  = coeficiente de transferencia de masa de oxígeno en el agua (cm/s).
- $D_1$  = coeficiente de difusión del compuesto (c) o del oxígeno (o) en el agua ( $\text{cm}^2/\text{s}$ ).
- m = exponente de turbulencia del líquido, 0,5 a 1.
- R = constante de los gases ideales ( $\text{atm}\cdot\text{cm}^3/(\text{mol}\cdot^\circ\text{K})$ ).
- T = temperatura ( $^\circ\text{K}$ ).
- H = constante de Henry ( $\text{atm}\cdot\text{m}^3/\text{mol}$ ).
- $k_g^w$  = coeficiente de transferencia de masa del vapor de agua en el aire (cm/s).
- $D_g$  = coeficiente de difusión del compuesto (c) o del oxígeno (o) en el aire ( $\text{cm}^2/\text{s}$ ).
- n = exponente de turbulencia del gas, 0,5 a 1.

Para estimar la difusión de un compuesto en el aire y en el agua se utilizan las ecuaciones 4.3 y 4.4, mientras que para estimar la constante de Henry se puede utilizar la ecuación 4.5 si se asumen gases y soluciones ideales.

$$D_g = 0,0067 \times T^{1,5} (0,034 + M^{-1})^{0,5} M^{-0,17} \left[ \left( \frac{M}{2,5d} \right)^{0,33} + 1,81 \right]^{-2} \quad (4.3)$$

$$D_1 = 1,518 (10^{-4}) \times V_{cm}^{-0,6} \quad (4.4)$$

$$H = \frac{P}{14,7 \times s} \quad (4.5)$$

Donde

- T = temperatura ( $^\circ\text{K}$ ).
- M = peso molecular del compuesto (gr/gr mol).

- d = densidad del compuesto en estado líquido (gr/cm<sup>3</sup>).
- V<sub>cm</sub> = volumen molar del compuesto (cm<sup>3</sup>/gr mol).
- P = presión de vapor del compuesto puro (psia).
- s = solubilidad del compuesto en el agua (gr mol/m<sup>3</sup>).

- Descomposición biológica o biodegradación: Tiene lugar cuando los microorganismos fraccionan los compuestos orgánicos como parte de sus procesos metabólicos. La tasa de descomposición depende de la estructura del compuesto y de las necesidades de los microorganismos.

Si el compuesto está presente en exceso, la tasa de aumento de la población queda representada por la ecuación 4.6; mientras que si el compuesto está presente en forma limitada, la tasa se transforma en una función hiperbólica de saturación de la concentración del compuesto (sustrato) y queda representada por la ecuación 4.7.

$$\frac{dx}{dt} = Rx \quad (4.6)$$

$$\frac{dx/dt}{x} = \frac{R_{\max} S}{K_s + S} \quad (4.7)$$

Donde

- t = tiempo (seg).
- x = concentración de la biomasa (gr/L).
- R = coeficiente de crecimiento específico (seg<sup>-1</sup>).
- R<sub>max</sub> = coeficiente de crecimiento específico máximo (donde el sustrato está en exceso) (seg<sup>-1</sup>).
- S = concentración del sustrato (gr/L).
- K<sub>s</sub> = concentración del sustrato al cual la tasa de utilización del sustrato es la mitad de la tasa máxima (gr/L).

Para el caso en que S es mucho mayor que K<sub>s</sub> la ecuación 4.7 se aproxima a la ecuación 4.8; en el caso en que S es mucho menor que K<sub>s</sub> la ecuación 4.7 se aproxima a la ecuación 4.9.

$$\frac{dx/dt}{x} = R_{\max} \quad (4.8)$$

$$\frac{dx/dt}{x} = \frac{SR_{\max}}{K_s} \quad (4.9)$$

- Descomposición fotoquímica o foto descomposición: Puede ocurrir cuando una sustancia química absorbe luz y reacciona (fotólisis directa), o cuando la sustancia reacciona debido a que los elementos que la rodean absorben la luz (fotólisis indirecta). La fotólisis es la ruptura de enlaces químicos por causa de energía radiante.

- **Hidrólisis:** Se presenta cuando una sustancia reacciona con el agua y está basada en la ruptura de un enlace covalente. La hidrólisis resulta posible por la disociación electrolítica de la molécula de agua. El compuesto reaccionante y los productos de la hidrólisis pueden ser moléculas neutras (compuestos orgánicos) o iónicas (ácidos, bases o sales). El resultado neto de la hidrólisis es que tanto la molécula del contaminante como la del agua se rompen y los dos fragmentos de la molécula de agua se unen a los dos fragmentos de la molécula del contaminante para dar lugar a nuevos compuestos. La hidrólisis es un tipo de transformación de compuestos orgánicos que, a diferencia de la biodegradación, no requiere ser catalizada por microorganismos.

Para compuestos orgánicos la reacción usualmente reemplaza a un grupo funcional (X) con un hidroxilo, como lo muestra la ecuación 4.10. Las constantes para la tasa de reacción pueden ser dependientes del pH y para un pH específico la ecuación 4.11 representa estas constantes.



$$k_H = k_a[H^+] + k_n + k_b[OH^-] \quad (4.11)$$

Donde

$k_H$  = constante de hidrólisis de primer orden ( $\text{seg}^{-1}$ ).

$k_a$  = constante de hidrólisis promovida por ácidos de segundo orden ( $\text{L}/(\text{gr mol}\cdot\text{seg})$ ).

$[H^+]$  = concentración del ión hidrógeno ( $\text{gr mol}/\text{L}$ ).

$k_n$  = constante de hidrólisis neutral independiente del pH de primer orden ( $\text{seg}^{-1}$ ).

$k_b$  = constante de hidrólisis promovida por bases de segundo orden ( $\text{L}/(\text{gr mol}\cdot\text{seg})$ ).

$[OH^-]$  = concentración del ión hidroxilo ( $\text{gr mol}/\text{L}$ ).

La ecuación 4.11 puede ser transformada a la ecuación 4.12.

$$k_w = [H^+][OH^-] \quad (4.12)$$

Donde

$K_w$  = constante de ionización para el agua ( $10^{-14} \text{ gr mol}^2/\text{L}^2$ ).

- **Oxidación y reducción:** Las reacciones de reducción-oxidación (redox) son las reacciones de transferencia de electrones. Una oxidación se define como la pérdida de un electrón o electrones de una sustancia, mientras que una reducción, a su vez, se define como la ganancia de un electrón o electrones. Los compuestos orgánicos que se encuentran en los sistemas acuáticos pueden ser oxidados por el oxígeno ( $O_2$ ) u otros oxidantes tales como el radical hidroxilo (OH) y los radicales peroxi ( $RO_2$ ). En medios anaeróbicos pueden presentarse reacciones de reducción.

La tasa de oxidación se puede calcular con la ecuación 4.13.

$$\frac{dC}{dt} = C \cdot (k_{RO_2}[RO_2] + k_{SO}[^1O_2] + k_X[X]) \quad (4.13)$$

Donde

$k_{[RO_2]}$  = constante de la tasa para radicales peroxi (L/(gr mol·seg)).

$[RO_2]$  = concentración de radicales peroxi (gr mol/L).

$k_{[SO]}$  = constante de la tasa para oxígenos sencillos (L/(gr mol·seg)).

$[^1O_2]$  = concentración de oxígenos sencillos (gr mol/L).

$k_{[X]}$  = constante de la tasa para otros oxidantes (L/(gr mol·seg)).

$[X]$  = concentración de otros oxidantes (gr mol/L).

En ambientes anaeróbicos, las reacciones de reducción pueden ocurrir, donde los organoclorados son afectados particularmente. La tasa de reducción en este caso puede ser calculada con la ecuación 4.14.

$$\frac{dC}{dt} = C \cdot \sum_i k_i[R_i] \quad (4.14)$$

Donde

$k_{[X]}$  = constante de la tasa para el reductante i (L/(gr mol·seg)).

$[X]$  = concentración del reductante i (gr mol/L).

- Adsorción: Tiene lugar cuando las moléculas de una sustancia disuelta (en un sistema líquido-sólido) se adhieren físicamente a los elementos de la fase sólida. Ciertos sólidos poseen la capacidad de adsorber sustancias específicas de una solución gaseosa o líquida, es decir, que estas sustancias se concentren en la superficie de estos sólidos. La adsorción puede representarse por las isothermas de Langmuir y Freundlich, a través de las expresiones mostradas en el Capítulo 3, punto 3.3.4.
- Reacciones de radical hidroxilo: Éstas pueden ocurrir por la adición de un radical hidroxilo, por la sustracción de un átomo de hidrógeno o por ambos mecanismos. En la adición, las moléculas reactivas, con porciones de alta densidad de electrones, atraen radicales hidroxilo electrofílicos. La sustracción de hidrógeno se lleva a cabo cuando una unión carbón-hidrógeno en una molécula orgánica se rompe fácilmente, ésta es controlada por la configuración electrónica y por el número de reacciones de hidrógeno en la molécula.

La tasa para una reacción de radical hidroxilo se calcula con la ecuación (4.15).

$$\frac{dC}{dt} = C \cdot k_{OH} [OH^-] \quad (4.15)$$

Donde

$k_{[OH]}$  = constante de la tasa para sustracción de hidrógeno o adición de hidroxilo (L/(gr mol-seg)).

- **Migración:** Sucede cuando las sustancias aplicadas a los suelos son transportadas a través de éstos últimos hacia el agua subterránea. Los mecanismos que físicamente remueven moléculas de químicos desde un punto de depósito y las acarrearán hacia el nivel freático son la lixiviación y la percolación. La capilaridad es un mecanismo que actúa en sentido contrario y que mueve las moléculas hacia arriba en el suelo. La capacidad de filtración o de percolación de un químico del suelo depende de la textura del suelo y de la capacidad de intercambio de cationes, la cantidad de material orgánico en el suelo, la cantidad e intensidad de la lluvia, y las propiedades adsorbentes y la ubicación mecánica del químico.
- **Escurrimiento:** Se presenta cuando las sustancias químicas en el suelo o cerca de él pueden ser arrastradas por la lluvia. La tasa de escurrimiento depende de las características del suelo y del químico, y de la tasa y frecuencia de las lluvias.

La Tabla 4.1 resume la importancia relativa de las rutas anteriormente descritas en los modelos de emisión desarrollados por la EPA para diversas fuentes de emisión.

**Tabla 4.1: Importancia relativa de las rutas de remoción de COVs y HAPs en diversas fuentes de área (U.S. EPA, 1994).**

Ruta <sup>a</sup>	Plantas de tratamiento de aguas residuales				
	Embalses superficiales	Aireadas	No aireadas	Tratamiento de suelos	Relleno sanitario
Volatilización	I	I	I	I	I
Biodegradación	I	I	I	I	S
Foto descomposición	S	D	D	D	D
Hidrólisis	S	S	S	D	D
Oxidación y reducción	D	D	D	D	D
Adsorción	D	S	S	D	D
Reacción de radical hidroxilo	D	D	D	D	D
Migración <sup>b</sup>	D	D	D	D	D
Escurrimiento <sup>b</sup>	D	D	D	D	D

I = Importante, S = Secundario, D = Despreciable o no aplicable

<sup>a</sup> Algunos compuestos pueden tener rutas dominantes diferentes a las que se muestran aquí.

<sup>b</sup> Se considera que la migración de agua y los escurrimientos tienen efectos despreciables sobre el suelo y sobre las aguas superficiales en una planta de tratamiento de aguas residuales que opera de manera adecuada.

Las ecuaciones de los modelos de emisión desarrollados para describir estas rutas son sumamente complejas. Una discusión detallada de estas ecuaciones, así como ejemplos de cálculos para cada ruta, pueden

encontrarse en el documento Air Emissions Models For Waste and Wastewater (U.S. EPA, 1994).

### 4.3 APLICACIÓN A UNA ETAPA DE UNA PLANTA DE TRATAMIENTO DE AGUAS SERVIDAS

Se evaluaron las potenciales emisiones de compuestos odoríferos que se pueden producir en una etapa de tratamiento preliminar en una planta de tratamiento de aguas servidas ubicada en el norte del país. La etapa de pretratamiento se considera emplazada dentro de un espacio cubierto e incluye, una serie de rejillas, un desengrasador/desarenador, compactador, clasificador de arenas, contenedores y canales para conectar unidades. En la Figura 4.1 se muestra un esquema del tratamiento preliminar.

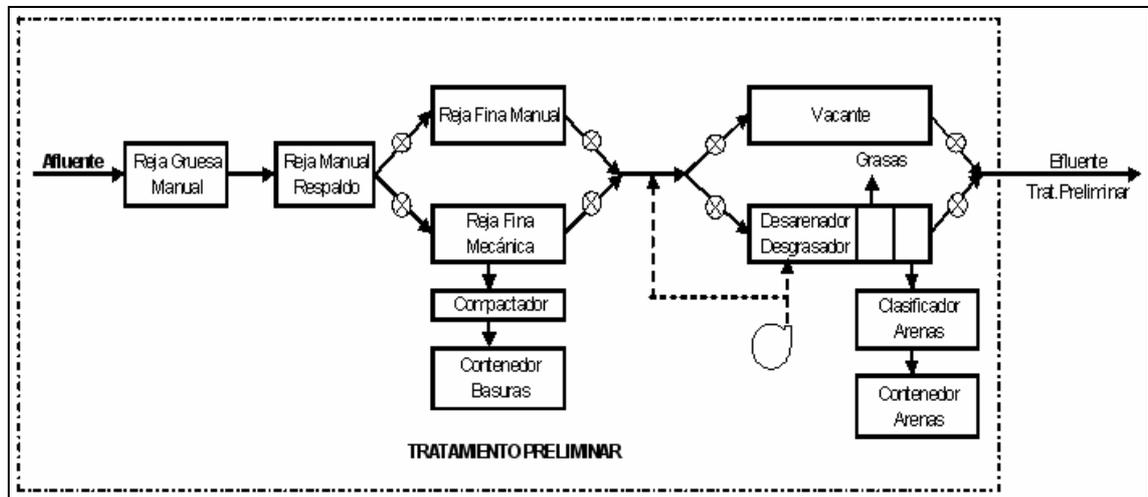


Figura 4.1: Diagrama de flujo del tratamiento preliminar.

Las condiciones ambientales y otras características de la zona donde se emplaza la planta se resumen en la Tabla 4.2.

Tabla 4.2: Condiciones del lugar.

T° invierno	°C	12
T° verano	°C	22
Altura	msnm	2.260
Presión	Hpa	774,04
	atm	0,76
Velocidad media del Viento	m/s	7,5

Se consideró un caudal de diseño de 330 l/s y los parámetros de calidad de las aguas servidas a la entrada de la planta se muestran en la Tabla 4.3.

**Tabla 4.3: Parámetros del afluente.**

Parámetro	mg/l
DBO	347
SST	298
DBO disuelta	122
Aceites	60
pH	6,85

Para el análisis se consideraron las concentraciones de los compuestos indicados en la Tabla 4.4.

**Tabla 4.4: Compuestos a la llegada de la planta.**

Compuesto	mg/l (ppm)
H <sub>2</sub> S Acido Sulfhídrico	1
NH <sub>4</sub> Amonio	40

Con los datos anteriores se utilizó el modelo *Water9* para modelar las emisiones de las unidades del tratamiento preliminar de la planta, considerando un volumen de encapsulamiento de las unidades de 760 m<sup>3</sup>.

Para representar las unidades mostradas en la Figura 4.1 se utilizaron canales para unir las unidades de 0,8 metros de ancho, 5 metros de largo y pendiente de 0,3 %; una reja, que representará al conjunto de 3 rejas de la configuración original, con un largo de 5 metros y un ancho de 1 metro, un desarenador que representa al desarenador/desengrasador de 10 metros de largo, 1,65 metros de ancho y 1,65 metros de profundidad; las líneas de basuras correspondientes (una bajo las rejas y otra bajo el desarenador) que van a almacenajes sellados que representan los contenedores y una línea de aceites que sale del desarenador/desengrasador. La configuración se muestra en la Figura 4.2, los números identifican a cada unidad y los nombres de las unidades fueron colocados posteriormente sobre la figura para facilitar la comprensión de la misma. El número 1 dentro de un círculo indica que en ese lugar se ubica la entrada del afluente.

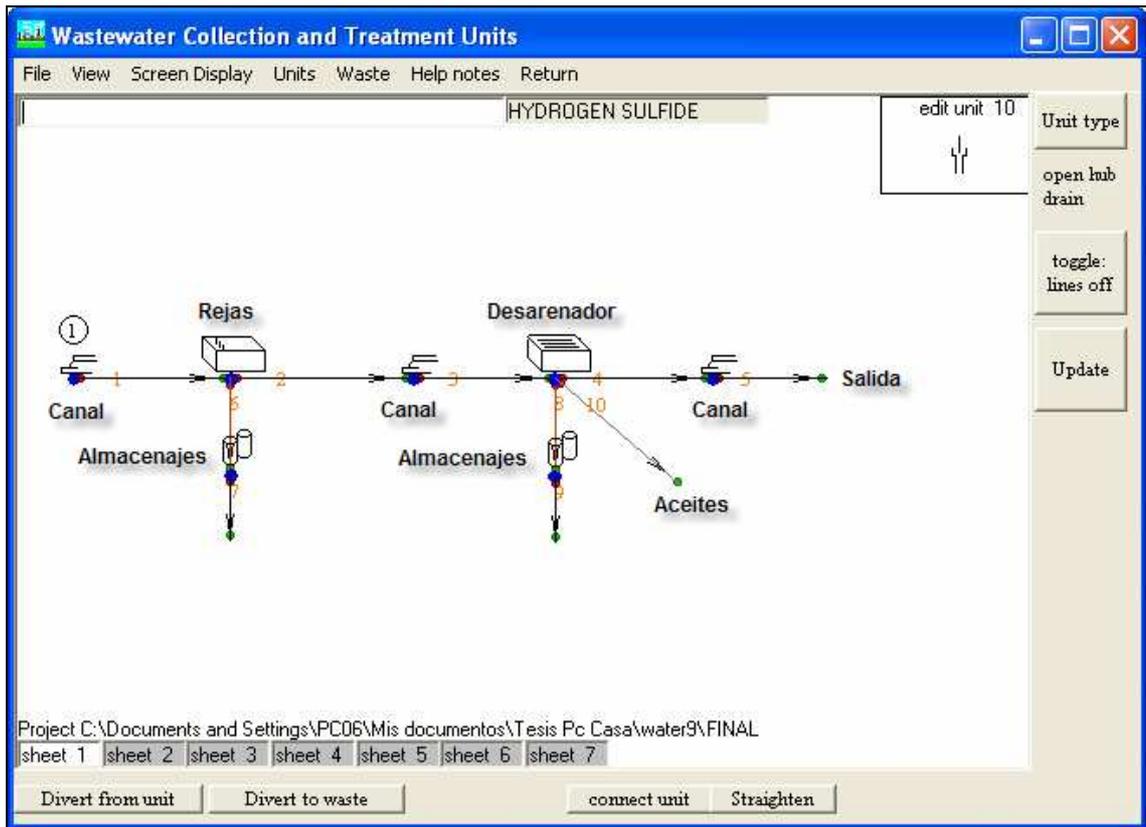


Figura 4.2: Tratamiento preliminar representado en Water9.

Los resultados obtenidos del modelo se presentan en la Figura 4.3.

The screenshot shows the 'Display' window of Water9, displaying a 'WASTEWATER TREATMENT SUMMARY I' for the date 04-14-2008 at 16:19:25. The summary includes the project path and a table of compound results. The table has columns for Compound, Rate (g/s), and Fractions (Air, Removal, Exit, Adsorb, error), along with emissions in Mg/yr. Below the table are navigation buttons (Exit, Page UP, Page DOWN, page 1 of 1 pages, Print, File, ss tsv, Help) and printer settings (Ariel, 8, Title, Portrait/Landscape, Search text).

COMPOUND	RATE (g/s)	Fraction Air	Fraction Removal	Fraction Exit	Fraction Adsorb	error	emissions
AMMONIA *	2.26E-01	.01708	.	.9829	0.0000	0.0000	(7.11E+00 Mg/yr)
HYDROGEN SULFIDE	2.56E-01	.77549	.	.2245	0.0000	0.0000	(8.07E+00 Mg/yr)
TOTAL ALL COMPOUNDS	4.81E-01 g/s	air emissions					
TOTAL ALL COMPOUNDS	1.52E+01 Mg/yr	air emissions					

Figura 4.3: Resultados entregados por Water9 para el caso estudiado.

Para comprender mejor que representa cada una de las columnas de la tabla de la Figura 4.3 se presentan los resultados en la Tabla 4.5. La columna de *Tasa de emisiones* corresponde a la carga del compuesto emitida a la atmósfera, en gramos sobre segundo. Las cuatro columnas bajo *Fracción* corresponden a las fracciones del compuesto que se libera al aire,

que es removida, que continúa después de pasar por las todas unidades y que es adsorbida en los procesos. La columna de *Error* corresponde al error producido por los cálculos y la columna de *Emisiones por año* corresponde a la carga emitida a lo largo de un año, en mega gramos por año.

**Tabla 4.5: Compuestos odoríferos generados en el tratamiento preliminar según Water9.**

Compuesto	Tasa de emisiones gr/s	Fracción				Error	Emisiones por año Mg/año
		En el aire	Removida	Continua en el tratamiento de AS	Adsorbida		
NH <sub>4</sub>	0,2260	0,01708	0,00	0,9829	0,00	0,000	7,11
H <sub>2</sub> S	0,2560	0,77549	0,00	0,2245	0,00	0,000	8,07

La Tabla 4.6 resume los resultados por unidades, en esta tabla se observa claramente que las unidades con mayor potencial de emisión son las rejillas y el desarenador. Los números de cada unidad en la tabla están asociados a los números de la Figura 4.2, la columna *Conc. Out* corresponde a la concentración del compuesto que sale de la unidad y continúa por la línea de tratamiento, mientras que la columna *Emisiones* corresponde a la carga del compuesto emitida por la unidad correspondiente. Al final de la tabla se resumen las cargas mínimas, máximas, totales en gramo/segundo y totales por año.

**Tabla 4.6: Resultados del modelo por unidades.**

Compuesto	1.- Canal abierto		2.- Rejas		3.- Canal abierto		4.- Desarenador	
	Conc. Out ppmv	Emisiones gr/s						
NH <sub>4</sub>	4,00E+01	1,57E-05	3,98E+01	4,83E-03	3,98E+01	3,77E-03	3,91E+01	2,12E-01
H <sub>2</sub> S	9,98E-01	5,99E-04	9,84E-01	3,76E-03	9,82E-01	6,08E-04	2,20E-01	2,51E-01
Total		0,0007		0,0088		0,0044		0,4637

Compuesto	5.- Canal abierto		7.- Almacenaje		9.- Almacenaje	
	Conc, Out ppmv	Emisiones gr/s	Conc, Out ppmv	Emisiones gr/s	Conc, Out ppmv	Emisiones gr/s
NH <sub>4</sub>	3,91E+01	4,60E-03	0,00E+00	2,75E-06	8,04E+02	5,25E-04
H <sub>2</sub> S	2,20E-01	1,47E-04	0,00E+00	4,73E-08	1,08E+00	2,30E-05
Total		0,0048		0,0000029		0,00055

Compuesto	Min gr/s	Max gr/s	Total gr/s	Total Mg/año
NH <sub>4</sub>	2,75E-06	2,12E-01	2,26E-01	7,11
H <sub>2</sub> S	4,73E-08	2,51E-01	2,56E-01	8,07

Luego de una revisión de los resultados por unidades y del valor de las emisiones totales correspondientes entregados por el programa, que serían las emisiones generadas dentro del volumen encapsulado en que se encontrarían las unidades, se cree que el modelo representa de manera adecuada la emisión de contaminantes, a pesar de las limitaciones de dimensiones y características de las unidades que impone el programa. Basta notar que las condiciones de pH en que se encuentra el agua en esta etapa son concordantes con el nivel de emisiones de ácido sulfhídrico en

comparación con el amoníaco (Ver Figura 2.2), ya que claramente predomina la fracción en el aire de ácido sulfhídrico sobre el amoníaco.

Para determinar las concentraciones se utilizan los resultados de la Tabla 4.5 donde la tasa de emisiones está en gramos/segundo, estos valores son transformados a gramos/hora y luego se obtienen las concentraciones que estarían presentes en el volumen de encapsulamiento. Para obtener las concentraciones presentes en el volumen encapsulado se utilizaron las ecuaciones 4.16 y 4.17.

$$\text{Concentración [mg / m}^3\text{]} = \frac{\text{Tasa de emisión [gr / hr]}}{\text{Vol. encapsulado [m}^3\text{]}} \times 1000 \quad (4.16)$$

$$\text{Concentración [ppm]} = \text{Concentración [mg / m}^3\text{]} \times \text{F.C.} \quad (4.17)$$

Donde

F.C. = factor de conversión de mg/m<sup>3</sup> a ppm, 1,429 para el amoníaco y 0,714 para el ácido sulfhídrico.

Obtenidas las concentraciones en el interior del volumen de encapsulamiento donde se encuentran las unidades de pretratamiento, se compararon estos valores con las concentraciones establecidas como límites para ambientes de trabajo, de acuerdo al Decreto Supremo DS 594/2000 "Reglamento Sobre Condiciones Sanitarias y Ambientales Básicas en los Lugares de Trabajo", para determinar los requerimientos de recambios de aire en el volumen de encapsulamiento. Las limitaciones para lugares de trabajo se presentan en la Tabla 4.7.

**Tabla 4.7: Límites de contaminantes del DS 594 (Fuente: DS N° 594, Reglamento Sobre Condiciones Sanitarias y Ambientales Básicas en los Lugares de Trabajo, MINSAL, 2000).**

Compuesto	Límite permisible ponderado		Límite permisible temporal *	
	ppm	mg/m <sup>3</sup>	ppm	mg/m <sup>3</sup>
NH <sub>3</sub>	15,28	10,69	26,74	18,33
H <sub>2</sub> S	6,11	8,56	11,46	16,04

\* No puede ser superado en ningún momento

Para determinar los recambios del volumen de aire contenido, se consideró 10 veces el límite permisible temporal de las limitaciones del DS 594/2000, teniendo en cuenta que este volumen de aire contaminado está encapsulado y que no habrá operadores trabajando en su interior, excepto para labores de mantenimiento; situación en la cual deberían ingresar con sus elementos de protección personal adecuados.

Mediante la ecuación 4.18 se obtuvieron los recambios de aire por hora, requeridos para las condiciones indicadas.

$$\text{Recambios/hora} = \frac{\text{Concentración [mg / m}^3\text{]}}{(\text{Límite permisible temporal [mg / m}^3\text{]} \times 10)} \quad (4.18)$$

En la Tabla 4.8 se muestran cuales serían las concentraciones en el volumen contenido y los recambios por hora necesarios.

**Tabla 4.8: Concentraciones y recambios por hora en el galpón.**

Compuesto	Tasa de emisión g/hr	Concentraciones		Recambios por hora
		mg/m <sup>3</sup>	ppm	
NH <sub>3</sub>	814	1.071	1.529	6
H <sub>2</sub> S	922	1.213	866	8

## 5. DIMENSIONAMIENTO DE ALTERNATIVAS DE TRATAMIENTO DE OLORES

Se proponen a continuación dos sistemas de tratamiento de olores, para el caso analizado, con el objetivo de realizar una comparación entre dos alternativas que utilizan tecnologías distintas. El primero de ellos corresponde a un sistema de absorción mediante una columna empacada, que utiliza un principio físico-químico para el tratamiento de olores, y el segundo corresponde a un biofiltro con medio orgánico, que se basa en la degradación biológica para el control de olores.

Para determinar cual es el nivel de remoción de los contaminantes presentes en el volumen de aire contenido, se consideraron concentraciones de 20 ppmv para el H<sub>2</sub>S y 1.000 ppmv para el amoníaco como valores objetivo a la salida del tratamiento de olores. No existe una normativa chilena que regule las emisiones odoríferas relacionadas al tratamiento de aguas servidas y sus mecanismos de control, solo existen normativas extranjeras referidas a estándares ambientales cuyo cumplimiento depende de mediciones de olores realizadas en zonas aledañas a una planta o en zonas pobladas cercanas y no son aplicables directamente a la salida del tratamiento de olores.

En nuestro país, la única normativa referente a olores corresponde al Decreto Supremo DS 167/1999 “Norma de Emisión para Olores Molestos (Compuestos Sulfuro de Hidrógeno y Mercaptanos: Gases TRS) Asociados a la Fabricación de Pulpa Sulfatada”, el que tiene como objetivo prevenir y regular la producción de olores molestos mediante el control de la emisión de gases TRS provenientes de la fabricación de celulosa mediante el proceso *Kraft*.

El DS 167/1999 en su Artículo 3º indica las cantidades máximas de los gases TRS permitidas en el efluente gaseoso de maquinarias específicas de proceso. Las concentraciones máximas en este artículo son de 5 y 20 ppmv para el H<sub>2</sub>S a 25 °C y 1 atm para la caldera recuperadora y para el horno de cal respectivamente, y no deben ser sobrepasadas por el percentil 98 de los valores promedios de 24 horas registrados durante un período anual con un sistema de medición continua indicadas, lo que hace bastante razonable el valor escogido como concentración objetivo del H<sub>2</sub>S para el caso que se está analizando.

Por otro lado, considerando que la población más cercana a la planta de tratamiento está a más de 100 metros de las instalaciones y tomando en cuenta que el nivel de dispersión en el aire es suficiente como para diluir el nivel de concentración a la salida del tratamiento de olores, se estima que estos valores serían adecuados para minimizar condiciones molestas.

Se utilizó la Fórmula 5.1 para calcular los porcentajes de remoción en los sistemas de tratamiento de olores aplicados.

$$Remoción [\%] = 100 \times \left( 1 - \frac{Conc. Contaminante}{Conc. Objetivo} \right) \quad (5.1)$$

En la Tabla 5.1 se presentan los porcentajes de remoción requeridos de cada compuesto.

**Tabla 5.1: Porcentajes de remoción de contaminantes en el aire.**

Compuesto	Concentración de contaminantes	Concentración objetivo	Remoción
	ppmv	ppmv	%
NH <sub>3</sub>	1.529	1.000	35%
H <sub>2</sub> S	866	20	98%

De las Tablas 4.7 y 5.1 se concluye que el amoníaco no es el contaminante que vaya a generar grandes problemas ya que el porcentaje de remoción necesario es mucho menor que el calculado para el ácido sulfhídrico y se necesitarían menos recambios por hora, por lo que el nivel de emisiones del amoníaco no debería generar problemas a los trabajadores, ni problemas serios de olores en zonas aledañas. Por otro lado, el ácido sulfhídrico puede generar problemas, ya que su liberación a la atmósfera podría producir olores en los alrededores de las instalaciones.

Para determinar el caudal de aire necesario para los recambios en el volumen de encapsulamiento, el cual debe ser tratado se utilizó la ecuación 5.2.

$$Q_{aire} = \frac{Vol. encapsulado \times (Re c. / hora)}{60 \text{ min.} / hora} \quad (5.2)$$

Donde

$$Q_{aire} = \text{caudal de aire a tratar (m}^3\text{/min)}.$$

Como el contaminante objetivo es el H<sub>2</sub>S, el caudal de aire se calculó a partir del volumen encapsulado y de los recambios por hora para ese compuesto, obteniéndose un caudal de 96 m<sup>3</sup>/min. Este caudal y el porcentaje de remoción del H<sub>2</sub>S, que corresponde a un 98%, se utilizaron para el dimensionamiento de las alternativas de tratamiento.

## 5.1 DISEÑO DE UNA COLUMNA DE ABSORCIÓN DE EMPAQUES

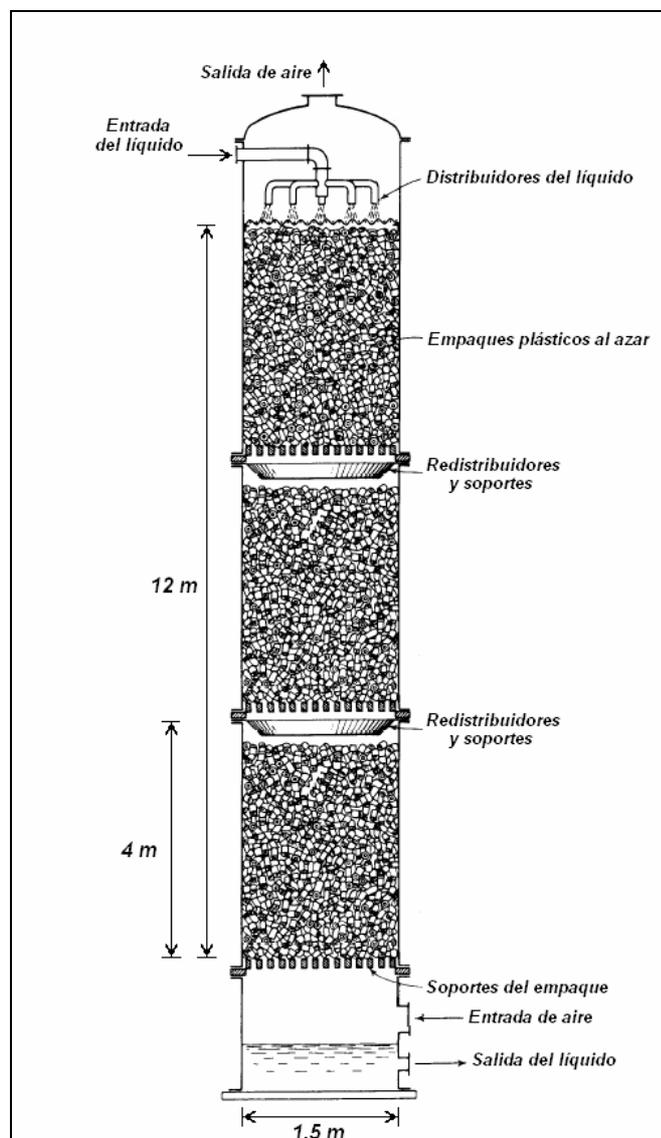
Para el diseño de la columna se consideraron las mismas condiciones de temperatura y presión utilizadas para el modelo de emisiones *Water9*. Se consideró una solución acuosa de NaOH al 4% como líquido de lavado y empaques *Pall Rings* de plástico de 5/8" (16 mm). Se optó por una caída de presión ΔP de 0,5 pulgadas de H<sub>2</sub>O por pie de empaque (42 mm H<sub>2</sub>O por metro de empaque) y un factor L/G de 2,7 veces el L/G mínimo, que es la tasa L/G que define la pendiente de la línea de equilibrio. La metodología utilizada para el diseño y los cálculos asociados se presentan en el Anexo A.

Las dimensiones finales adoptadas para la columna son las indicadas en la Tabla 5.2.

**Tabla 5.2: Dimensiones finales de la columna de absorción.**

Diámetro, D	1,5 m
Sección transversal, $A_s$	1,767 m <sup>2</sup>
Altura torre, Z	12 m
Altura unidad de transferencia, $H_{OG}$	2,25 m

El empaque plástico solo puede soportar 3 a 4 metros de altura de empaque, por lo que se consideraron plataformas de soporte y sistemas de redistribución del líquido a 4 y 8 metros sobre el fondo de la zona empacada. En la Figura 5.1 se esquematiza la columna empacada.



**Figura 5.1: Esquema de la columna empacada diseñada.**

Las pérdidas o caídas de presión totales consideran las pérdidas por el empaque (irrigado y seco), las pérdidas por soportes del empaque y

distribuidores de agua, las pérdidas por la entrada y salida, y las pérdidas friccionales de la tubería de conexión a la torre. Este valor es de  $6.348 \text{ N/m}^2$ , el detalle del cálculo se presenta en el Anexo A.

Considerando la eficiencia  $\eta_{\text{soplador}}$  del soplador (75%), el valor de la potencia necesaria se presenta en la Tabla 5.3.

**Tabla 5.3: Cálculo de la potencia del soplador para la columna de absorción.**

$P_s$	21.267	N/m/seg
$P_s$	21	kW
$P_s / \eta$	28	kW
$P_s / \eta$	38	hp

El caudal necesario para la irrigación de la torre con la solución acuosa de NaOH es de  $0,0018 \text{ m}^3/\text{s}$ . Una vez estimadas las pérdidas de carga totales, se obtiene la altura útil que permite calcular la potencia de la bomba, cuyo cálculo se presenta en el Anexo A. El valor de la altura útil es de 147 m.c.a. y la potencia de la bomba, considerando una eficiencia  $\eta_{\text{bomba}}$  del 70%, se presenta en la Tabla 5.4.

**Tabla 5.4: Cálculo de la potencia de la bomba para recircular agua en la columna de absorción.**

$P_B / \eta$	4	kW
$P_B / \eta$	5	hp

La cantidad de NaOH necesaria para la solución acuosa se calculó a partir del requerimiento estequiométrico de la ecuación 3.8 y se presenta en la Tabla 5.5.

**Tabla 5.5: Cálculo del NaOH necesario.**

Requerimiento	2,4	kg NaOH/kg $\text{H}_2\text{S}$
Carga $\text{H}_2\text{S}$	0,92	kg $\text{H}_2\text{S}/\text{hr}$
NaOH	2,21	kg NaOH/hr

El caudal con la solución acuosa de NaOH es de  $0,0018 \text{ m}^3/\text{s}$  o 1,8 L/s, que recirculará y será reemplazado una vez que se agote su capacidad de remover  $\text{H}_2\text{S}$  o cuando cierto nivel de emisión de olores sea superado. Para ello es necesario una correcta supervisión de los operadores mediante los sensores y controladores de condiciones dentro de la torre (como el pH), y que sean capaces de determinar si existen problemas con la emisión de olores fuera de lo normal.

El impacto ambiental de la solución agotada de NaOH será despreciable, debido a que es un caudal menor (1,8 L/s) que recircula con una cantidad pequeña de  $\text{Na}_2\text{S}$  y que será eliminado sin problemas.

## 5.2 DISEÑO DE UN BIOFILTRO CON MEDIO ORGANICO

Se diseñó un biofiltro con medio orgánico filtrante contenido en un depósito de hormigón bajo la superficie del terreno, las paredes de hormigón

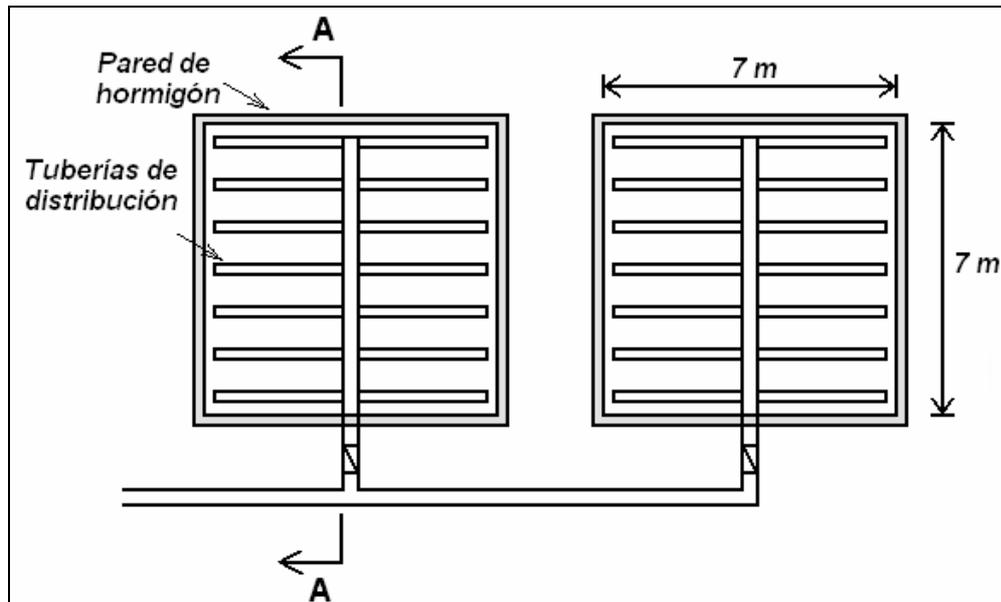
estarán cubiertas con un *liner* protector para evitar la corrosión. Se escogió el compost como medio orgánico filtrante del filtro, que será soportado por una grava que permitirá la correcta distribución del aire en el medio filtrante.

El diseño del biofiltro con medio orgánico considera las mismas condiciones atmosféricas consideradas para el modelo *Water9*.

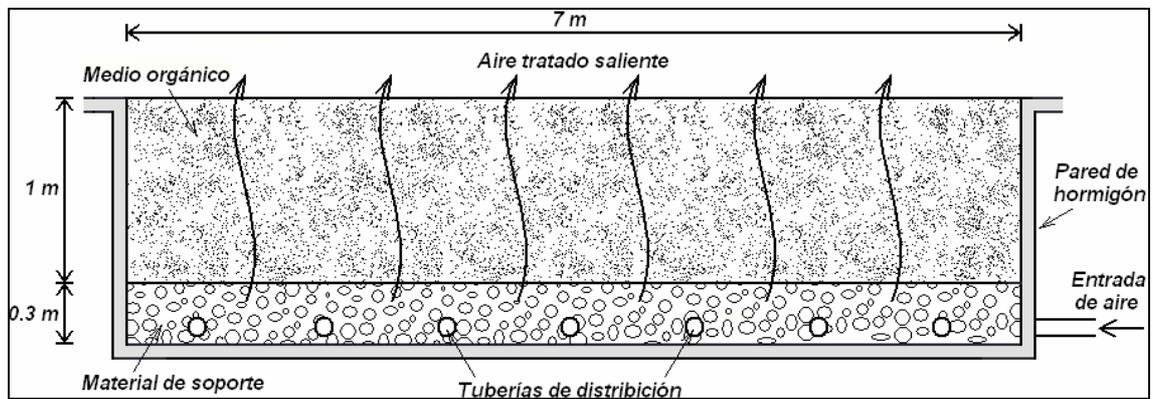
La metodología para el diseño y los cálculos realizados se presentan en el Anexo B. Las dimensiones adoptadas del biofiltro se presentan en la Tabla 5.6. Las Figuras 5.2 y 5.3 esquematizan las dimensiones adoptadas para el biofiltro.

**Tabla 5.6: Dimensiones del biofiltro.**

Volumen del lecho, $V_f$	96 m <sup>3</sup>
Tiempo de retención real, $\tau$	42 seg
Altura del lecho, $H$	1 m
Área superficial, $A_s$	96 m <sup>2</sup>
Velocidad superficial, $V_s$	86 m/hr



**Figura 5.2: Vista esquemática en planta del biofiltro.**



**Figura 5.3: Vista esquemática en corte del biofiltro (Corte A-A).**

Para que el biofiltro pueda operar en forma normal, el medio filtrante debe tener una humedad recomendada de a lo menos un 50% en peso. Por lo tanto, la cantidad de agua inicial a ser adicionada al biofiltro es de 17.235 kg de H<sub>2</sub>O. El flujo de agua de reposición, requerido para mantener el 50% dentro del biofiltro, es de 172 l/hr.

El volumen efectivo de reacción, es el volumen de compost sobre el cual se produce la degradación del contaminante. Este volumen define el peso total que deberá ser soportado por la grava y por el fondo del contenedor. Se consideraron 2 unidades para la biofiltración. Los resultados se muestran en la Tabla 5.7.

**Tabla 5.7: Volumen efectivo de reacción.**

Volúmenes y peso por unidad	
Volumen efectivo de reacción	14 m <sup>3</sup>
Peso seco por unidad	5.171 kg
Peso total por unidad	7.756 kg
Volumen y peso total	
Volumen efectivo de reacción	29 m <sup>3</sup>
Peso seco total	10.341 kg
Peso total	15.512 kg

El peso seco por módulo se dispone dentro del biofiltro en relación 6:1, con carbonato de calcio en la forma de conchas marinas molidas. Estas últimas servirán como buffer para neutralizar la formación de ácido sulfúrico. La Tabla 5.8 muestra los pesos de conchas y del compost que conformarán la mezcla a ser adicionada en cada módulo de biofiltración. Estos valores se deberán considerar en la puesta en marcha y cada vez que se requiera cambiar el soporte orgánico (aproximadamente cada 4 años).

**Tabla 5.8: Peso total de compost y de conchas marinas molidas.**

Compost	8.618 kg
Conchas	2.585 kg

Para el cálculo del soplador se considera el caudal de aire y pérdidas por largos de tuberías y singularidades similares a las consideradas para el soplador de la torre empacada. La altura útil para el cálculo de la potencia del soplador es de 11.539 N/m y su cálculo se presenta en el Anexo B. Considerando una eficiencia del soplador de 75% y la altura útil calculada, se obtuvo la potencia necesaria para el soplador que se muestra en la Tabla 5.9.

**Tabla 5.9: Cálculo de la potencia del soplador para el biofiltro.**

P <sub>s</sub>	21.461	N/m/seg
P <sub>s</sub>	21,5	kW
P <sub>s</sub> / η	29	kW
P <sub>s</sub> / η	38	hp

El caudal necesario para la irrigación del biofiltro con el agua es de 0,0006 m<sup>3</sup>/s. Una vez estimadas las pérdidas de carga totales, se obtiene la altura útil que permite calcular la potencia de la bomba, cuyo cálculo se presenta en el Anexo B. El valor de la altura útil es de 61 m.c.a. La potencia de la bomba, considerando una eficiencia  $\eta_{\text{bomba}}$  del 70%, se presenta en la Tabla 5.10.

**Tabla 5.10: Cálculo de la potencia de la bomba para el agua que irriga el medio filtrante.**

$P_B$	0,5	kW
$P_B$	0,7	hp

Se consideró la adición de un inóculo de microorganismos para acelerar el período de aclimatación de las comunidades microbianas. Para ello, se humedecerá el soporte orgánico con una mezcla de lodo puro y agua en relación 1:3 para prevenir el taponamiento de los aspersores. El volumen de esta mezcla corresponde al volumen necesario de agua para proporcionar el 50% de humedad inicial necesaria, cumpliendo dicha función. La carga en las unidades se realizará en conjunto con el medio orgánico para evitar formación de canalizaciones y permitir que el medio filtrante se humedezca de manera homogénea. En la Tabla 5.11 se presentan los volúmenes necesarios.

**Tabla 5.11: Volumen de lodo y agua en la mezcla para humedecer inicialmente el medio orgánico.**

Vol. Total mezcla	17.306 Litros
Vol. total mezcla por unidad	8.653 Litros
Vol. total lodos	5.769 Litros
Vol. total agua	11.537 Litros

La determinación de la composición del medio de cultivo que entregará los nutrientes para el desarrollo de la masa microbiana se presenta en el Anexo B. Los nutrientes se deben aplicar junto a una mezcla de agua y lodos de la planta cada dos semanas, lo que permitirá enriquecer la flora bacteriana presente en el compost. Los compuestos que incluirá el medio de cultivo son urea  $\text{CO}(\text{NH}_2)_2$  y ácido fosfórico  $\text{H}_3\text{PO}_4$ , el primer compuesto sirve de fuente de nitrógeno y el segundo es fuente de fósforo, el azufre lo obtendrán del  $\text{H}_2\text{S}$  a tratar.

La concentración requerida para preparar el medio de cultivo  $S_0$  y la cantidad necesaria de sustrato que se agrega cada 2 semanas, que se adicionan junto al volumen de lodos a las unidades, se presentan en la Tabla 5.12.

**Tabla 5.12: Concentración de sustrato para el crecimiento celular de 4.5 gr/L.**

Elemento	Fuente	$Y_x/s$	$S_0$ [g/L]	$S_0$ [kg/cada 2 semanas]	$S_0$ [kg/mes]
Nitrógeno	$\text{CO}(\text{NH}_2)_2$	2,138	2,10	36,43	72,86
Fósforo	$\text{H}_3\text{PO}_4$	6,954	0,65	11,20	22,40

### 5.3 ESTIMACIÓN DE COSTOS DE LOS SISTEMAS PROPUESTOS

Se estimaron los costos de inversión de cada proyecto, considerando la inversión necesaria para el diseño, construcción y puesta en marcha. Para estimar los costos se dimensionaron materiales y equipos a utilizar para la construcción de las obras. Con las dimensiones determinadas se utilizaron precios unitarios para los materiales de construcción y valores de los precios en función del tamaño del equipamiento utilizado. Las Tablas 5.13 y 5.14 presentan los costos de los equipos estimados para la torre empacada y el biofiltro respectivamente.

**Tabla 5.13: Costo en miles de pesos de los equipos para la torre empacada.**

Equipo	Cantidad	Costo (k\$)
Torre de absorción Acero AISI 304-L y Empaques Pall Rings 5/8"	1	44.081
Bomba para irrigación de la torre, 5 hp y 0,11 m <sup>3</sup> /min	1	1.185
Soplador, 40 hp y 96 m <sup>3</sup> /min	1	12.000
Estanque de agua de fibra de vidrio, 1.000 L	1	500
Sistema de distribución del agua (aspersores, tuberías con orificios, etc)		1.000
Instrumentación (monitor de pH e indicador de nivel de agua)		1.000
Bomba dosificadora NaOH	1	500
Sensor de flujo	1	250
Piping dosificación	1	120
Controlador de pH	1	1.200
Tablero TDFA (30 KVA)	1	3.801
Malla de tierra (30 KVA)	1	429
Tuberías PVC 20 mm		13
Tuberías PVC 160 mm		5
Sistema de soporte (Fundación, faldas, sillas, hormigón, pernos)		10.000
Costo total equipos (A-te)	Σ	76.084

**Tabla 5.14: Costo en miles de pesos de los equipos para el biofiltro.**

Equipo	Cantidad	Costo (k\$)
Unidades de biofiltración (Estanques de hormigón armado)	2	8.831
Compost		43.088
Cochilla o concha molida		103
Bomba para irrigación biofiltro, 1 hp y 0,035 m <sup>3</sup> /min	1	805
Soplador, 40 hp y 96 m <sup>3</sup> /min	1	12.000
Estanque de agua de fibra de vidrio, 1.000 L	1	500
Sistema de distribución del agua (aspersores, tuberías con orificios, etc)		1.000
Instrumentación (monitor de pH e indicador de nivel de agua)		1.000
Tablero TDFA (30 KVA)	1	3.801
Malla de tierra (30 KVA)	1	429
Tuberías PVC 20 mm		119
Tuberías PVC 160 mm		21
Fundaciones y soportes		1.711
Costo total equipos (A-b)	Σ	73.408

Para el cálculo de los costos indirectos, tales como los costos de construcción, puesta en marcha o imprevistos, se utilizaron fórmulas empíricas que permiten determinar estos costos en función del costo de los

equipos. Las Tablas 5.15 y 5.16 presentan los costos indirectos relacionados a cada una de las propuestas.

**Tabla 5.15: Costos indirectos en miles de pesos para la torre empacada.**

Item	Costo (k\$)
Ingeniería y construcción (25% de A-te)	19.021
Puesta en marcha (1% de A-te)	761
Fletes (5% de Bomba, Soplador y Torre)	2.863
Contingencias e imprevistos (5% de A-te)	3.804
<b>Total costos indirectos</b>	<b>26.449</b>

**Tabla 5.16: Costos indirectos en miles de pesos para el biofiltro.**

Item	Costo (k\$)
Ingeniería y construcción (25% de A-b)	18.352
Puesta en marcha (1% de A-b)	734
Fletes (5% de Bomba y Soplador)	640
Contingencias e imprevistos (5% de A-b)	3.670
<b>Total costos indirectos</b>	<b>23.397</b>

El costo del capital fijo o el costo de la inversión corresponde a la suma de los costos de los equipos y de los costos indirectos, los resultados se presentan en la Tabla 5.17.

**Tabla 5.17: Costo del capital fijo en miles de pesos para cada proyecto.**

Capital fijo	Costo (k\$)
Torre empacada	102.533
Biofiltro	96.804

El cálculo del capital necesario para el funcionamiento de las obras considera los costos mensuales de los insumos. Las Tablas 5.18 y 5.19 presentan los costos indirectos relacionados a cada una de las propuestas.

**Tabla 5.18: Costo mensual de los insumos en miles de pesos para la torre empacada.**

Item	Costo (k\$)
NaOH	1.115
Agua (recirculada)	64
Energía	1.154
<b>Total costos de insumos</b>	<b>2.333</b>

**Tabla 5.19: Costo mensual de los insumos en miles de pesos para el biofiltro.**

Item	Costo (k\$)
Nutrientes	43
Agua	1.325
Energía	1.045
<b>Total costos de insumos</b>	<b>2.413</b>

Para obtener el valor de los costos actualizados se consideraron tasas de interés del 12, 10 y 8%, y se consideraron períodos de 5 y 10 años.

Los resultados expresados en miles de pesos se presentan en las Tablas 5.20 y 5.21.

**Tabla 5.20: Valor actualizado de los costos de la torre empacada.**

VAC (k\$)	Tasa de descuento		
	12%	10%	8%
5 años	167.471	173.888	180.796
10 años	230.754	246.993	265.531

**Tabla 5.21: Valor actualizado de los costos del biofiltro.**

VAC (k\$)	Tasa de descuento		
	12%	10%	8%
5 años	164.959	171.446	178.435
10 años	249.858	267.694	287.911

Se puede desprender de los costos estimados que la diferencia entre el capital fijo para ambos proyectos es de aproximadamente 5.730 miles de pesos, resultando la inversión inicial del biofiltro más económica, aunque no es una cifra considerable si se considera que el valor del capital fijo para ambos está cerca de los 100 millones de pesos. Por otro lado, si se consideran costos mensuales de insumos, el biofiltro resulta más costoso y la diferencia resulta ser de 80 miles de pesos mensuales. Si fuera posible realizar una calibración del sistema para el biofiltro, una vez instalado, tal vez la operación podría ser lograda con un ahorro considerable de nutrientes y aprovechamiento de los lodos de la planta, lo que permitiría reducir los costos en nutrientes una vez que se lograra un nivel óptimo de funcionamiento del biofiltro. Lo mismo puede ocurrir con una calibración de la torre empacada, para el uso del agua y el NaOH.

Por otro lado, una comparación del valor actualizado de los costos de ambas alternativas indica que no existen grandes diferencias económicas entre ellas para una evaluación de los primeros 5 años, pero en el caso de una evaluación a 10 años (donde se considera un reemplazo del compost en el caso del biofiltro y de los empaques en el caso de la torre empacada) se encuentran diferencias del orden de los 20 millones de pesos lo que hace claramente la torre empacada más conveniente desde el punto de vista de los costos.

Es importante notar que el cálculo de los costos no considera los costos relacionados al impacto ambiental, ya que el volumen de agua de la torre empacada no se considera suficientemente grande como para considerar un lugar de disposición o de tratamiento, previo a su reutilización luego de cierto tiempo en la columna. Por otro lado, el biofiltro no produce elementos que deban ser tratados o dispuestos especialmente a corto o mediano plazo, solo cada cierto tiempo (que se estima en 4 a 5 años) el compost agotado puede reutilizarse en terrenos de cultivo.

La elección entre las dos opciones de tratamiento propuestas debe ser tomada de acuerdo no solo a criterios económicos, si no que también

considerando otros criterios, como dificultad de operación, impacto ambiental, mantenimiento, factibilidad de ampliación, etc.

#### **5.4 VENTAJAS Y DESVENTAJAS DE LOS SISTEMAS PROPUESTOS**

Si se compara la metodología de diseño, la columna de empaques resulta mucho más complicada que el biofiltro, debido a que se necesitan mayores antecedentes de diseño y de mayor número de valores asignados por criterio del diseñador. En cambio la metodología de diseño del biofiltro es menos compleja, si se cuenta con la información necesaria y el conocimiento del tema, solo la determinación de la cantidad de nutrientes en el medio resulta un poco complicada.

Una desventaja de la torre empacada es que es posible que a su puesta en marcha se identifique la necesidad de aplicación de otro compuesto químico para alcanzar los estándares requeridos (como el hipoclorito de sodio) o para evitar *fouling* o incrustaciones en alguna parte del sistema. Incluso, en la eventualidad más desfavorable, puede ser necesaria la construcción de otra unidad para realizar correctamente el tratamiento del aire y alcanzar el objetivo requerido, que puede ser otra torre de absorción o una columna de carbón activado.

Ambos sistemas ocupan aparatos similares, como bombas o sopladores, pero hay ciertos elementos que hacen que la torre empacada sea menos factible de construir debido a que requiere de materiales más complejos de conseguir en el país. Esto queda de manifiesto debido a que la fabricación de la columna de acero inoxidable es muy costosa y, además, los empaques comúnmente utilizados en estos sistemas de absorción, se deben cotizar en empresas proveedoras extranjeras, ya que no existen proveedores nacionales, a menos que se ordene una fabricación específica a industrias de materiales cerámicos o plásticos, lo que también aumenta los costos.

La principal desventaja del biofiltro diseñado es el requerimiento espacial, ya que los estanques que contienen el medio filtrante del filtro, ocupan una superficie mucho mayor que la que ocupa la torre empacada y su sistema de soporte. Existen tecnologías que utilizan medios orgánicos y contenedores del medio patentados, que pueden solucionar el requerimiento de espacio, en el caso de que el espacio fuera una variable de diseño limitante, ya que los contenedores son más compactos y más flexibles en términos de acomodación a espacios reducidos. Otra desventaja es la utilización del medio orgánico, que no es fácil de conseguir en la zona en que se proyectó el biofiltro e incrementa los costos al ser transportado desde otras regiones del país.

## 6. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

### 6.1 CONCLUSIONES

Las unidades de tratamiento de aguas servidas con mayor potencial de producción de olores corresponden al tratamiento primario (incluye desarenado, cribado y sedimentación primaria) y el espesamiento de lodos primarios y secundarios. En general la mayor cantidad de emisiones odoríferas se relaciona a superficies de aguas o lodos expuestas a la atmósfera, zonas turbulentas, procesos con sistemas aireados y lodos deshidratados con digestión anaeróbica incompleta. En el caso estudiado, las rejillas y los separadores de basura o desarenadores son las unidades con el mayor potencial de emisión de gases odoríferos, esto se debe a que los mayores niveles de turbulencia en estas unidades promueven la mayor liberación al aire de los compuestos olorosos.

Para mitigar los problemas generados por la emanación de olores en sistemas de tratamiento, en general se recomienda prevenir mediante una buena planificación y operación de la planta asegurando cumplir estándares y no tener problemas con la comunidad aledaña. En caso de que aparezcan problemas, se recomienda determinar las unidades con mayor potencial de emisión, determinar además, mediante mediciones en terreno, los compuestos emitidos y sus concentraciones, y finalmente definir las metodologías de contención, mitigación y tratamiento de olores.

Se revisó en la literatura distintos tipos de tecnologías para el tratamiento de olores en plantas de tratamiento de aguas servidas, entregando algunas recomendaciones de diseño para las alternativas más comunes como biofiltros, columnas de adsorción y remoción en carbón activado.

El uso del modelo *Water9* no es demasiado complicado si se cuenta con la información necesaria para modelar el conjunto de unidades o la planta que será estudiada (como la matriz de agua, características de las unidades, etc.). La mayor complicación son las restricciones debido a la limitada cantidad de unidades preestablecidas y a los rangos acotados en las dimensiones de estas que posee el programa. Como una forma de resolver esta limitación, se recomienda utilizar la experiencia y el conocimiento acerca del funcionamiento de cada unidad, de modo de reemplazar las unidades requeridas a partir de las que el programa ofrece.

A partir del modelo *Water9* fue posible estimar emisiones de compuestos odoríferos en el sistema de tratamiento evaluado. Aun cuando no fue posible validar los valores obtenidos con mediciones in situ, se cree que resulta una herramienta de gran utilidad para efectos de dimensionar el potencial de generación de olores en las distintas etapas del tratamiento.

## 6.2 RECOMENDACIONES

Si se comparan las tecnologías expuestas se observa que, las alternativas que utilizan sistemas biológicos poseen la ventaja de ser más amigables con el medio ambiente, ya que utilizan menores cantidades de compuestos químicos que los sistemas físico-químicos y no producen elementos secundarios contaminantes. Además, la operación de los sistemas físico-químicos es más compleja y su construcción puede ser más dificultosa por incluir materiales más complejos.

Se recomienda utilizar el software *Water9* en los casos en que se necesite diagnosticar problemas de olores en plantas de tratamiento ya instaladas y no se posee información obtenida en terreno, o en casos en que la planta está siendo diseñada y se necesite una estimación de las emisiones que posiblemente se produzcan una vez instalada.

Aunque no era uno de los objetivos validar, previo a la aplicación del modelo *Water9*, se recomienda en el caso de la utilización de este modelo, para plantas instaladas, validar con información obtenida en terreno como un monitoreo de emisiones, una determinación de olores y de una identificación de los compuestos presentes en la matriz de aguas servidas que pueden ser potenciales productores de compuestos olorosos.

El tema de la prevención y mitigación de olores es un área multidisciplinaria que puede requerir no solo expertos en temas ingenieriles diversos, si no además expertos de otras ciencias y personas técnicamente capacitadas, como las que se necesitan para los paneles de olor.

Respecto al marco regulatorio se puede decir que, la creación e implementación de una ley de olores relacionada a plantas de tratamiento de aguas servidas no se ha llevado a cabo en Chile, por lo que se recomienda aplicar planes de control de olores y bases de reglamentación extranjeras para aplicar a diseños y operación de plantas. Se recomienda, a su vez, asegurar una adecuada fiscalización de parte de las autoridades y desarrollar canales de comunicación entre la comunidad y las empresas encargadas de las plantas de tratamiento.

## 7. BIBLIOGRAFIA Y REFERENCIAS

- AIHA (1989) Odor Thresholds for Chemicals with Established Occupational Health Standards; American Industrial Hygiene Association: Akron, Ohio.
- BIOREM TECHNOLOGIES INC. (2008), BIOCUBE® [en línea] <<http://www.biorem.biz/biocube-2.htm>>
- BUCAREY, ARNOLDO (2001) Controles Prácticos del Hormigón y Ejecución de Estuco. Cementos Bío Bío S. A.
- COMISIÓN NACIONAL DEL MEDIO AMBIENTE (1999) Decreto Supremo 167 Norma de Emisión para Olores Molestos (Compuestos Sulfuro de Hidrógeno y Mercaptanos: Gases TRS) Asociados a la Fabricación de Pulpa Sulfatada; Ministerio Secretaría General de la Presidencia, República de Chile, Diario Oficial de la República de Chile, 10 de abril de 2000.
- COMPOSTING COUNCIL OF CANADA (2008) Composting Processing Technologies [en línea] <[http://www.compost.org/pdf/compost\\_proc\\_tech\\_eng.pdf](http://www.compost.org/pdf/compost_proc_tech_eng.pdf)>
- CHU, HSIN (2007) Absorption for HAP and VOC Control [en línea] <<http://myweb.ncku.edu.tw/~chuhsin/>> [consulta: enero 2008]
- DEVINNY J.; DESHUSSES M.; WEBSTER T. (1999) Biofiltration for air pollution control, Ed. Lewis, 299 pp.
- DIRECCIÓN METEOROLÓGICA DE CHILE (2007) [en línea] <<http://www.meteochile.cl/>>
- EMPRESAS EMEL (2008) Tarifas de Suministro Eléctrico ELECDA, Publicación de tarifas empresas EMEL [en línea], <<http://www.emel.cl/realinfo40lector/showCuerpo.do?cuerpo=46&pagina=bajada-cuerpo-frame.jsp>> [consulta: febrero 2008]
- ETCHARREN ULLOA, PABLO ANDRES (2005) Diseño de un Sistema de Biofiltración para la Eliminación de Olores en la Fábrica "Lubascher y Krause" Temuco. Tesis Universidad Católica de Temuco, Facultad de Ingeniería, Escuela de Ingeniería Ambiental. Temuco, Chile.
- GARRIDO MÁRQUEZ, ALEJANDRO ALFONSO (2006) Olores en el Tratamiento de Aguas Servidas. Tesis Universidad de Chile, Facultad de Ciencias Físicas y Matemáticas, Departamento de Ingeniería Civil.
- GOSTELOW, P.; PARSONS, S. A.; STUETZ, R. M. (2001) Odor measurements for Sewage Treatment Works. Water Res.

- HAMMER, M. J. (1975) *Water and Wastewater Technology*, John Wiley & Sons, New York, pp. 217–281.
- HILL BROTHERS CHEMICAL COMPANY (2008) Thioguard Odor Control [en línea] <<http://hillbrothers.com/images/graph-2.jpg>>
- INSTITUTO NACIONAL DE ECOLOGÍA (2005) *Guía de Elaboración y Uso de Inventarios de Emisiones*; Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Western Governors' Association, México, D. F. [en línea] <[www.ine.gob.mx](http://www.ine.gob.mx)>
- INTERNATIONAL WATER ASSOCIATION (2001) *Odours in Wastewater Treatment: Measuring, Modeling, and Control*; IWA Publishing: London.
- IRANPOUR, R.; DESHUSSES, M. A.; COX, H. H. J. ; SCHROEDER, E. D. (2002) *Practical Experiences with Biological Treatment of Odor and VOCs at POTWs in USA*. Proceedings of the Water Environment Federation's Odors and Potentially Toxic Air Emissions Specialty Conference, Albuquerque, New Mexico, April 20-May 1; WEF: Alexandria Virginia.
- LOGUE, C. L.; KOWALSKI, D. (1994) *Compost Biofilters : A Decade of Trial and Error in Implementation of an Innovative Odor Control Technology*, Proceedings of the Water Environment Federation's Odor and Volatile Organic Compound Emission Control for Municipal and Industrial Wastewater Treatment Facilities Specialty Conference, Jacksonville, Florida, April 24-27; WEF: Alexandria, Virginia.
- MAHIN, T. (2001) *Comparison of Different Approaches Used to Regulate Odors Around the World*. Proceedings of the 1<sup>st</sup> IWA International Conference on Odor and VOCs: Measurement, Regulation and Control Techniques, University of New South Wales, Sydney, Australia, March 25-28; *Wat. Sci. Tech.* 44.
- MENA, MARCELO; STAMBUK, LORETO (2005) *Estado del Arte del tratamiento y gestión de olores en plantas de tratamiento de aguas servidas*, Revisión Bibliográfica. Superintendencia de Servicios Sanitarios, Santiago, Chile.
- MENA PATRI, MARÍA PÍA (2007) *Procesos de Adsorción*, Apuntes del Curso CI-66Q *Procesos Avanzados de Tratamiento de Aguas*. Universidad de Chile, Facultad de Ciencias Físicas y Matemáticas, Departamento de Ingeniería Civil.
- METCALF AND EDDY, INC. (1972) *Wastewater Engineering: Collection, Treatment, and Disposal*; McGraw-Hill; New York.

- MILKPRODUCTION (2008) Biofilter Design Information [en línea] <[http://www.milkproduction.com/Library/Articles/Biofilter\\_Design\\_Information.htm](http://www.milkproduction.com/Library/Articles/Biofilter_Design_Information.htm)>
- MINSAL (2000) Diario Oficial de 29 de abril de 2000. Decreto Supremo N° 594, Reglamento Sobre Condiciones Sanitarias y Ambientales Básicas en los Lugares de Trabajo. Santiago, Chile.
- MOORE, J. E.; HAUTALA, E. (1983) Odor as an Aid to Chemical Safety: Odor Thresholds Compared with Threshold Limit Values and Volatilities for 214 Industrial Chemicals in Air and Water Dilution. J. Appl. Toxicol.
- PERRY, ROBERT H. (1999) Perry's Chemical Engineers' Handbook. 7<sup>th</sup> edition, prepared by a staff of specialists under the editorial direction of late editor Robert H. Perry: editor, Don W. Green. The McGraw-Hill Companies, Inc. U.S. A.
- SANDER, ROLF (1999) Compilation of Henry's Law Constants for Inorganic and Organic Species of Potential Importance in Environmental Chemistry, Version 3 [en línea], Air Chemistry Department, Max-Planck Institute of Chemistry, Germany. <<http://www.mpch-mainz.mpg.de/%7Esander/res/henry.html>>
- STUETZ, RICHARD; FRECHEN, FRANZ-BERND (2001) Odours in Wastewater Treatment: Measurement, Modeling and Control. IWA Publishing.
- SULLIVAN, R. J. (1969) Preliminary Air Pollution Survey of Odorous Compounds. National Air Pollution Control administration, U.S. Department of Health, Education, and Welfare: Raleigh, North Carolina.
- THE CHEMICAL ENGINEERS' RESOURCE PAGE (2008) Packed Column Design [en línea]. <<http://www.cheresources.com/packcolzz.shtml>>
- THE CHEMICAL ENGINEERS' RESOURCE PAGE (2008) Scrubber Design [en línea]. <[http://www.cheresources.com/scrubber\\_design.xls](http://www.cheresources.com/scrubber_design.xls)>
- THYSTLETHWAYTE, D. K. B. (1972) The Control of Sulphides in Sewerage Systems; Ann Arbor Science: Ann Arbor, Michigan.
- THYSSENKRUPP ACEROS Y SERVICIOS S. A. Catálogo Comercial [en línea]. <<http://www.thyssenkrupp.cl/Documentos/fichasT/Aceros%20Inoxidables/AISI%20304%20-%20304L.pdf>> [consulta: febrero 2008]

- TREYBAL, ROBERT E. (1980) Mass Transfer Operations, 2<sup>nd</sup> edition, McGraw Hill Book, Co. U. S. A.
- U.S. CORPS OF ENGINEERS (2001) Engineering and Design Air Stripping, Design Guide No. 1110-1-3; Department of the Army. Washington, D. C.
- U.S. EPA. (1994) Air Emissions Models For Waste and Wastewater, EPA-453/R-94-080A, U.S. EPA Contract No. 68D10118; Office of Air Quality Planning and Standards, Research Triangle Park, North Carolina 27711.
- U.S. EPA. (2001) User's Guide for Water9 Software, Version 2.0.0.
- U.S. EPA. (2004) WATER9, Versión 2.0, Versión actualizada y que reemplaza a los software WATER8, Chem9, Chemdat8, y WATER9 versión 1.0.
- VERSCHUEREN, K., Ed. (1983) Handbook of Environmental Data on Organic Chemicals; Van Nostrand Reinhold: New York.
- WATER ENVIRONMENT FEDERATION (1979) Odor Control for Wastewater Facilities; Water Environment Federation: Alexandria, Virginia.
- WATER ENVIRONMENT FEDERATION (2004) Control of Odors and Emissions from Wastewater Treatment Plants, WEF Manual of Practice No. 25.
- WATER SCIENCE & TECHNOLOGY. Vol. 41 (1999) Control and Prevention of Odours in the Water Industry.
- WATER SCIENCE & TECHNOLOGY. Vol. 44 (2001) Odour and Volatile Organic Compounds: Measurement, Regulation and Control Techniques.
- ZOMOSA, ABDÓN (1984) Manual de Proyectos de Ingeniería Química. Departamento de Ingeniería Química, Facultad de Ciencias Físicas y Matemáticas, Universidad de Chile. Santiago, Chile.
- ZOMOSA, ABDÓN (1992) Diseño Mecánico de Equipos de Proceso. Departamento de Ingeniería Química, Facultad de Ciencias Físicas y Matemáticas, Universidad de Chile. Santiago, Chile.

## ANEXOS

**ANEXO A: METODOLOGÍA DE DISEÑO Y DIMENSIONAMIENTO DE LA  
COLUMNA DE ABSORCIÓN DE EMPAQUES**

## DISEÑO DE UNA COLUMNA DE ABSORCIÓN DE EMPAQUES

Para el diseño de la columna se consideraron las mismas condiciones de temperatura y presión utilizadas para el modelo de emisiones Water9. Se consideró una solución acuosa de NaOH al 4% cuya densidad es de 1.041,06 kg/m<sup>3</sup>. Para el diseño se necesita conocer la constante de Henry para el compuesto a remover, en este caso la constante de Henry en atm/mol y adimensional para el H<sub>2</sub>S en las condiciones de presión y temperatura del lugar se muestran en la Tabla A.1.

**Tabla A.1: Constante de Henry para el H<sub>2</sub>S.**

Constante de Henry	H	m
	atm/mol	
H <sub>2</sub> S Acido Sulfídrico	0,45	0,586

Se consideraron empaques *Pall Rings* o Anillos Pall de plástico de 5/8" (16 mm), considerando un coeficiente de transferencia global K<sub>Ga</sub> de 107,66 kg-mol/hr-m<sup>3</sup>-atm, cuyo factor de empaque F es 95 (Ver Figura A.2). Se optó por una caída de presión ΔP de 0,5 pulgadas de H<sub>2</sub>O por pie de empaque (41,67 mm H<sub>2</sub>O por metro de empaque) y un factor L/G de 2,7 veces el L/G mínimo, que es la tasa L/G que define la pendiente de la línea de equilibrio. En la Figura A.1 se muestra un croquis de un Anillo Pall.



**Figura A.1: Empaque tipo Anillo Pall.**

Packing Size / Inch	Free Space / %	Specific Surface Area / (m <sup>2</sup> /m <sup>3</sup> )	No. Per Unit Volume / (no. /m <sup>3</sup> )	Packing Factor / m <sup>1</sup>	Specific Weight / (kg/m <sup>3</sup> )		
					PP	PVDF	PVC
5/8	88	320	213,00	315	110	198	165
1	91.3	209	49,360	176	69.1	128.2	106.8
1.5	93.7	127	12,120	107	51.5	99	82.4
2	94.9	100	5,960	80	45.3	83.7	69.75
3.5	95.5	59	1,090	51	41.5	67	55.8

**Figura A.2: Características de los empaques Pall Rings de plástico (Fuente: The Pall Rings Company Ltd, [www.pallrings.co.uk/](http://www.pallrings.co.uk/))**

El primer paso es definir la línea de operación, cuya expresión proviene del balance en una columna de absorción de empaques.

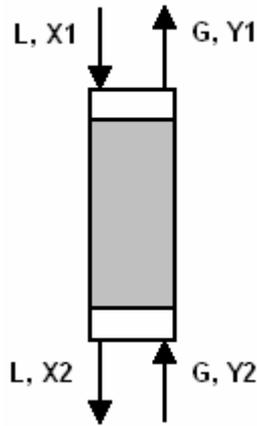


Figura A.3: Esquema del balance másico en una columna de absorción.

$$\text{Salida} = \text{Entrada} \Rightarrow X_1 \cdot L + Y_2 \cdot G = X_2 \cdot L + Y_1 \cdot G \quad (\text{A.1})$$

Donde

$X_1$  = Fracción molar del compuesto en el líquido afluente.

$X_2$  = Fracción molar del compuesto en el líquido efluente.

$Y_1$  = Fracción molar del compuesto en el gas efluente.

$Y_2$  = Fracción molar del compuesto en el gas afluente.

$L$  = Tasa molar de flujo líquido (kg-mol  $\text{H}_2\text{O}$ ).

$G$  = Tasa molar de flujo gaseoso (kg-mol aire).

Se asume líquido sin contaminante a la entrada de la torre:

$$X_1 = 0 \Rightarrow Y_2 \cdot G = X_2 \cdot L + Y_1 \cdot G \quad (\text{A.2})$$

Reordenando:

$$\frac{L}{G} = \frac{Y_2 - Y_1}{X_2} \quad (\text{A.3})$$

De la ley de Dalton de presiones parciales:

$$Y_2 = \frac{p_2}{p_T} \left( \frac{\text{mol}}{\text{mol}} \right) \quad (\text{A.4})$$

Donde

$p_2$  = Presión parcial del compuesto en la fase gaseosa (atm).

$p_T$  = Presión total del sistema (atm).

De la ley de Henry en equilibrio se define la línea de equilibrio según la ecuación A.5.

$$p_2 = H_a X_2^* \quad y \quad m = \frac{H_a}{p_T} \Rightarrow Y_2 = Y_2^* = \frac{H_a \times X_2^*}{p_T} = m \times X_2^* \quad (\text{A.5})$$

Donde,

- $H_a$  = Constante de Henry para el compuesto (atm).
- $m$  = Pendiente de la línea de equilibrio.
- $Y_2^*$  = Fracción molar del compuesto en la fase gaseosa, en equilibrio con la fase líquida (mol/mol).
- $Y_2$  = Fracción molar del compuesto en la fase gaseosa (mol/mol).
- $X_2^*$  = Fracción molar del compuesto en la fase líquida, en equilibrio con la fase gaseosa (mol/mol).

Finalmente se obtiene la tasa de L/G que define la línea de operación de la ecuación A.6.

$$\left(\frac{L}{G}\right)_{\min} = \frac{Y_2 - Y_1}{X_2^*} \Rightarrow \left(\frac{L}{G}\right) = C \times \left(\frac{L}{G}\right)_{\min} \quad (\text{A.6})$$

Donde,

- (L/G) = Pendiente de la línea de operación.
- $(L/G)_{\min}$  = Valor teórico de la pendiente de la línea de equilibrio que no se alcanza realmente.
- C = Constante que relaciona la pendiente de la línea de operación con la pendiente de la línea de equilibrio, en este caso se eligió  $C = 2,7$ .

En la Tabla A.2 se muestran los resultados de la obtención de la tasa L/G de operación y el nuevo  $X_2$  de operación.

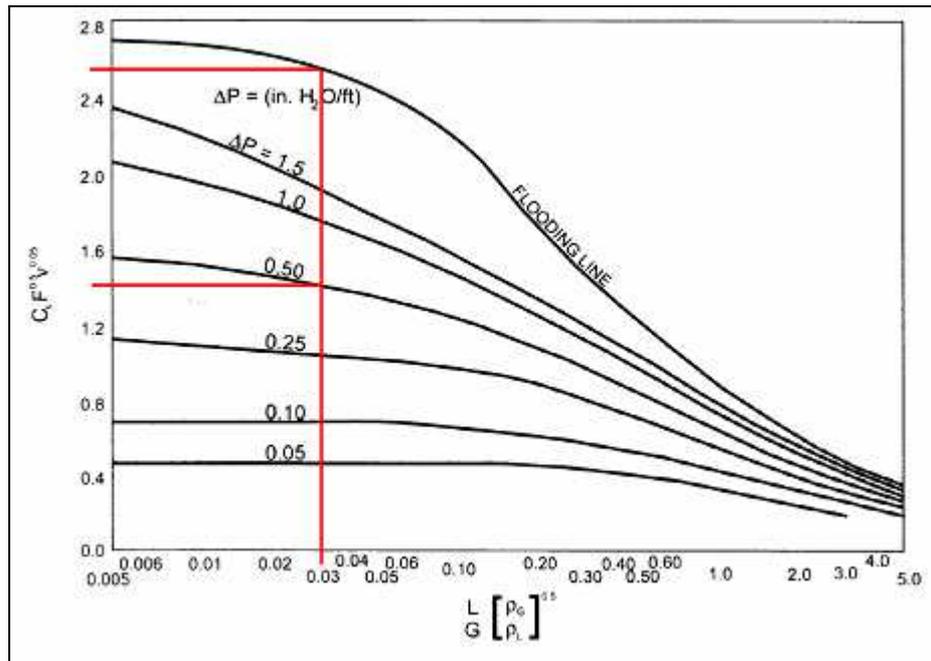
**Tabla A.2: Obtención de L/G de operación.**

$Y_2$	0,000874217	
$Y_1$	0,00002	
$X_1$	0,00	
$X_2 = X_2^*$	1,491E-03	
$(L/G)_{\min}$	0,57	kg-mol H <sub>2</sub> O/kg-mol aire
$(L/G)_{\text{operación}}$	1,55	kg-mol H <sub>2</sub> O/kg-mol aire
$X_2^{\text{operación}}$	5,52E-04	

Para el cálculo del diámetro se necesita el valor en peso de L/G y la densidad del líquido absorbente y del gas para obtener Cs (Capacidad eficiente) de la Figura A.4, cuyos valores se presentan en la Tabla A.3. Notar que el L/G de operación se transforma a L/G en peso multiplicando por la relación entre los pesos moleculares del líquido y del gas ( $PM_{H_2O} = 18$  kg/kmol,  $PM_{H_2S} = 34,1$  kg/kmol).

**Tabla A.3: L/G en peso y densidades.**

$(L/G)_{\text{en peso}}$	0,82	lb H <sub>2</sub> O/lb aire
$\rho_L$	1.041,06	kg/m <sup>3</sup>
$\rho_G$	1,41	kg/m <sup>3</sup>
$(L/G) \cdot (\rho_G/\rho_L)^{0,5}$	0,03	



**Figura A.4: Inundación y caída de presión en torres con empaques al azar (Fuente: Stringle, R.F., *Packed Tower Design and Applications. Random and Structured Packings*. 2<sup>nd</sup> ed., 1994)**

En la Figura A.4 el valor  $Cs \cdot F^{0.5} \cdot v^{0.05} \approx 1,44$  para una pérdida de 0,50 pulgadas de H<sub>2</sub>O por pie de empaque y el valor  $Cs \cdot F^{0.5} \cdot v^{0.05} \approx 2,60$  en la línea de inundación o *flooding* corresponden a los valores en la ordenada del gráfico asociados al valor en la abscisa 0,030 anteriormente calculado. Luego, considerando el valor del factor de empaque F y de la viscosidad cinemática mostrada en la Tabla A.4 se calculó el factor Cs a partir del valor obtenido de la Figura A.3 para la pérdida de carga seleccionada, lo que permitió calcular la velocidad del gas a través de la ecuación A.7.

$$Cs = V \sqrt{\frac{\rho_G}{\rho_L - \rho_G}} \Rightarrow V = \frac{Cs}{\sqrt{\frac{\rho_G}{\rho_L - \rho_G}}} \quad (A.7)$$

Donde

- Cs = Capacidad eficiente (m/s).
- V = Velocidad del gas (m/s).
- $\rho_G$  = Densidad del gas (kg/m<sup>3</sup>).
- $\rho_L$  = Densidad del líquido (kg/m<sup>3</sup>).

**Tabla A.4: Cálculo de la velocidad del gas.**

$Cs \cdot F^{0.5} \cdot v^{0.05}$	1,44
Cs	0,05 m/s
V	1,22 m/s

Luego se calculó la velocidad superficial del gas  $\bar{G}$  multiplicando la densidad del gas por la velocidad y también se obtuvo la tasa de flujo másico  $G$  multiplicando el caudal de aire a tratar por la densidad del aire, con las ecuaciones A.8 y A.9.

$$\bar{G} = V \times \rho_G \quad (\text{A.8})$$

$$G = Q_{\text{aire}} \times \rho_G \quad (\text{A.9})$$

Donde

$\bar{G}$  = Velocidad superficial del gas (kg/m<sup>2</sup>/min).

$G$  = Tasa de flujo másico del gas (kg/min).

$Q_{\text{aire}}$  = Caudal de aire (m<sup>3</sup>/min)

Luego, con la velocidad y el caudal se calculó la sección transversal de la columna y el correspondiente diámetro, que se presentan en la Tabla A.5.

**Tabla A.5: Cálculo del diámetro de la columna.**

$\bar{G}$	102,68	kg/m <sup>2</sup> -min
$G$	134,56	kg/min
$A_s$	1,31	m <sup>2</sup>
$D$	1,292	m

Para el cálculo de la altura de una unidad de transferencia  $H_{OG}$  se debe calcular la tasa de flujo másico en unidades de kmol/hr-m<sup>2</sup>, cuyas expresiones de cálculo son las de las ecuaciones A.10 y A.11.

$$\bar{G}' [kmol / m^2 \cdot hr] = \bar{G} [kg / m^2 \cdot min] \times 60 [min / hr] \times \frac{1}{PM_{H_2S} [kg / kmol]} \quad (\text{A.10})$$

$$H_{OG} = \frac{\bar{G}'}{K_G a} \quad (\text{A.11})$$

Donde

$PM_{H_2S}$  = Peso molecular del ácido sulfhídrico (kg/kmol).

$H_{OG}$  = Altura de la unidad de transferencia (m).

$\bar{G}'$ : = Tasa de flujo másico del gas (kmol/hr/m<sup>2</sup>)

$K_G a$  = Coeficiente de transferencia de masa.

**Tabla A.6: Cálculo de la altura de una unidad de transferencia.**

$\bar{G}'$	180,67	kmol/hr-m <sup>2</sup>
$H_{OG}$	2,21	m

A continuación se realizó el cálculo del número de unidades de transferencia global  $N_{OG}$  con la ecuación A.13, para ello se obtuvo primero el factor  $Ab$  calculado con la ecuación A.12.

$$Ab = \frac{(L/G)_{operación}}{m} \quad (A.12)$$

$$N_{OG} = \left[ \frac{1}{1-1/Ab} \right] \times \ln \left[ (Y_2/Y_1) \cdot \left( 1 - \frac{1}{Ab} \right) + \frac{1}{Ab} \right] \quad (A.13)$$

Donde

Ab = Coeficiente definido para el cálculo del número de unidades de transferencia.

N<sub>OG</sub> = Número de unidades de transferencia global.

**Tabla A.7: Cálculo de la altura de la columna.**

Ab	2,64
N <sub>OG</sub>	5,34

Luego, con el valor de N<sub>OG</sub> y H<sub>OG</sub> se calculó la altura de la columna definida por la multiplicación entre estas dos variables, el resultado es Z = 11,79 m. Con este valor y el ΔP considerado se obtuvo la caída de presión correspondiente de 491 mm de H<sub>2</sub>O.

La tasa de irrigación se calculó obteniendo previamente el valor del flujo másico de agua  $\bar{L}$  y el caudal de agua Q<sub>L</sub> con las ecuaciones A.14, A.15 y A.16.

$$\bar{L} = (L/G)_{en\_peso} \times \bar{G} \quad (A.14)$$

$$Q_L = \frac{\bar{L} \times A_s}{\rho_L} \quad (A.15)$$

$$Tasa\_de\_irrigación = \frac{Q_L}{A_s} \quad (A.16)$$

Donde

(L/G)<sub>en\_peso</sub> = (L/G) en unidades de masa (kg H<sub>2</sub>O/kg aire).

Q<sub>L</sub> = Caudal de agua de lavado (m<sup>3</sup>/min).

$\bar{L}$  = Tasa de flujo del líquido (kg/m<sup>2</sup>/min)

**Tabla A.8: Cálculo de la tasa de irrigación.**

$\bar{L}$	83,83	kg/m <sup>2</sup> -min
Q <sub>L</sub>	0,11	m <sup>3</sup> /min
Tasa de irrigación	1,34	l/s/m <sup>2</sup>

Se observa de la Tabla A.8 que la tasa de irrigación cae dentro del rango de valores recomendados (1,36 y 5,44 l/s/m<sup>2</sup>). Con el valor asociado a la línea de inundación obtenido de la Figura A.3 se calcularon la velocidad V<sub>flood</sub> y el caudal de inundación Q<sub>flood</sub>, luego se obtuvo el porcentaje de

inundación para la columna diseñada. Los resultados se muestran en la Tabla A.9.

**Tabla A.9: Cálculos asociados a la inundación.**

$Cs \cdot F^{0.5} \cdot v^{0.05}$	2,6	
$Cs_{flood}$	0,27	
$V_{flood}$	2,2	m/s
$Q_{flood}$	2.881	l/s
% de inundación	55	%

Las dimensiones finales adoptadas para la columna serán las indicadas en la tabla A.10.

**Tabla A.10: Dimensiones finales de la columna de absorción.**

D	1,5 m
As	1,767 m <sup>2</sup>
Z	12 m
H <sub>OG</sub>	2,3 m

El empaque plástico solo puede soportar 3 a 4 metros de altura de empaque, por lo que se consideraron plataformas de soporte y sistemas de redistribución del líquido a 4 y 8 metros sobre el fondo de la zona empacada.

Para estimar la potencia necesaria para impulsar el gas a través de la columna se consideró un soplador con una eficiencia  $\eta_{soplador}$  de 75%. La caída de presión a través de la columna irrigada calculada con la caída de presión elegida de 42 mm de H<sub>2</sub>O por metro de empaque equivalente a 409 (N/m<sup>2</sup>)/m, son de 11.033 N/m<sup>2</sup>. Para el cálculo de la caída de presión para el caso del empaque seco se calculó la tasa de flujo másico con el compuesto removido  $G'$  y la caída de presión subtractante mediante las ecuaciones de la A.17 a la A.21.

$$G' = \frac{\bar{G} \cdot As - CR}{As} \quad (A.17)$$

$$CR = \bar{G}' \cdot As \cdot \%H_2S \cdot PM_{H_2S} \quad (A.18)$$

$$P_{sub} = P_{entrada} - \Delta P \cdot Z \quad (A.19)$$

$$\sigma_G = \frac{PM_{gas}}{22,41 \text{ m}^3 / \text{Kmol}} \times \frac{273,15}{273,15 + T^0} \times \frac{P_{sub}}{101.330} \quad (A.20)$$

$$\frac{\Delta P}{Z} = C_D \cdot \left( \frac{G'^2}{\sigma_G} \right) \quad (A.21)$$

Donde

- $G'$  = Flujo másico del gas (kg/s).
- As = Área transversal de la columna (m<sup>2</sup>).
- CR = Componente removido (kg/s).
- $P_{sub}$  = Presión subtractante (N/m<sup>2</sup>).

$P_{\text{entrada}}$  = Presión a la entrada ( $\text{N/m}^2$ ).  
 $\Delta P$  = Caída de presión por metro de empaque irrigado ( $\text{N/m}^2$ ).  
 $Z$  = Altura de la torre (m).  
 $\sigma_G$  = Densidad del gas ( $\text{kg/m}^3$ ).  
 $T^0$  = Temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ).  
 $C_D$  = Coeficiente empírico para el cálculo de la caída de presión de un fluido a través de empaques, depende del tipo de empaques utilizados.

Se debe observar que se asume un porcentaje de  $\text{H}_2\text{S}$  de 10% en el aire (% $\text{H}_2\text{S}$ ). El término  $P_{\text{entrada}}$  corresponde a la presión en el lugar en  $\text{N/m}^2$  y  $\Delta P \cdot Z$  corresponde a la caída de presión a través de la columna ya calculada. El término  $P_{\text{sub}}$  es la caída de presión subtractante a través del empaque, mientras que el término  $PM_{\text{gas}}$  corresponde al peso molecular del aire de 29  $\text{kg/kmol}$ . El término  $\Delta P \cdot Z$  es la caída de presión del empaque seco, donde  $C_D$  es un valor asociado al tipo y tamaño de empaque. Los resultados se presentan en la Tabla A.11.

**Tabla A.11: Cálculo de la caída de presión del empaque seco.**

$G'$	1,615	$\text{kg/m}^2/\text{s}$
CR	0,17	$\text{kg/s}$
$P_{\text{sub}}$	72103,28	$\text{N/m}^2$
$\sigma_G$	0,852	$\text{kg/m}^3$
$C_D$	207	
$\Delta P/Z$	634	$\text{N/m}^2$

Se asumió una caída de presión de 25 mm de  $\text{H}_2\text{O}$  por soportes de empaques y distribuidores del líquido, esa pérdida es equivalente a 245  $\text{N/m}^2$ . Para la caída de presión debida a la expansión a la entrada y para la salida se calculó a través de la ecuación A.22.

$$\Delta P_{\text{contracciones}} = 1,5 \cdot \frac{V^2}{2 \cdot g_c} \cdot \rho_G \quad (\text{A.22})$$

Donde

$\Delta P_{\text{contracciones}}$  = Caídas de presión por contracciones ( $\text{N/m}^2$ ).  
 $V$  = Velocidad del gas (m/s).  
 $g_c$  = Factor de conversión (en SI es igual a 1).  
 $\rho_G$  = Densidad del gas ( $\text{kg/m}^3$ ).

Las pérdidas por contracciones son de 0,57  $\text{N/m}^2$ .

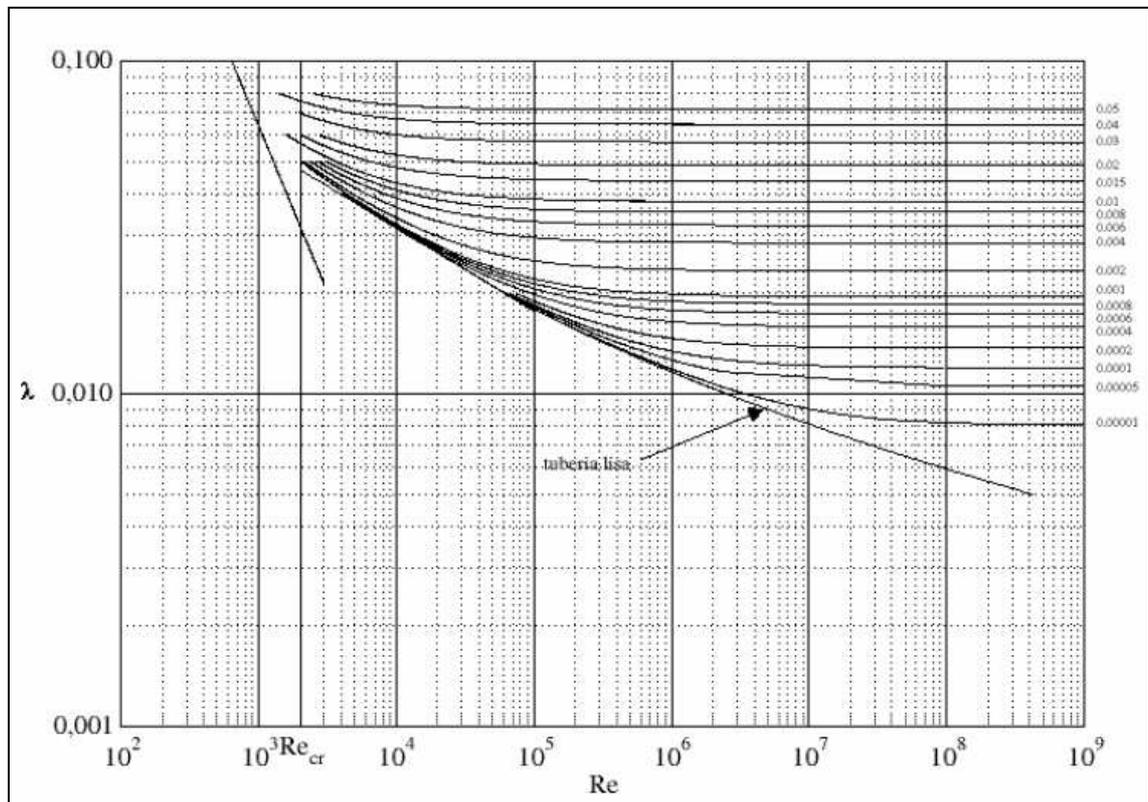
Las pérdidas friccionales debidas a la tubería de conexión a la torre se calcularon considerando 5 m de largo y una tubería de PVC de 200 mm de diámetro. La metodología de cálculo utilizada para las pérdidas por largos y por singularidades corresponde al método de la longitud equivalente, cuya expresión queda definida por la ecuación A.23.

$$H_r = \lambda \frac{(L + \sum L_e)}{D} \times \frac{v^2}{2g} \quad (\text{A.23})$$

Donde

- $H_r$  = Pérdidas de carga (m.c.a.).
- $\lambda$  = Coeficiente de pérdida de carga obtenido mediante el diagrama de Moody.
- $L$  = Longitud de los tramos rectos de la tubería (m).
- $L_e$  = Longitud equivalente a los accesorios o singularidades diversas (m).
- $D$  = Diámetro de la tubería (m)
- $v$  = Velocidad media del fluido en la tubería (m/s).
- $g$  = Aceleración de gravedad, igual a  $9,81 \text{ m/s}^2$ .

El valor del coeficiente de pérdida de carga  $\lambda$  se obtuvo a partir del ábaco de Moody de la Figura A.5, el cálculo se presenta en la Tabla A.12.



**Figura A.5: Ábaco de Moody (Fuente: Techaren Ulloa, Pablo Andrés, Diseño de un Sistema de Biofiltración para la Eliminación de Olores en la Fábrica “Lubascher y Krause” Temuco, 2005).**

**Tabla A.12: Cálculo del coeficiente  $\lambda$ .**

Tubería	PVC 200mm
D interno	0,1985 m
D nominal	0,2 m
Area	0,03095 m <sup>2</sup>
V	51,57 m/s
K	0,000001 m
K/D	0,000005
Re	781.810,8
$\lambda$	0,012

Luego, las pérdidas friccionales en este caso serán de 564,81 N/m<sup>2</sup>.

Finalmente las pérdidas o caídas de presión totales consideran las pérdidas por el empaque (irrigado y seco), las pérdidas por soportes del empaque y distribuidores de agua, y las pérdidas por la entrada y salida, y las pérdidas friccionales de la tubería de conexión a la torre. Este valor es de 6.347,93 N/m<sup>2</sup>, con este valor se calculó la potencia del soplador a través de la ecuación A.24.

$$P_s = \frac{\Delta P_{Total} \times (\bar{G} \cdot A_s - CR)}{\sigma_G} \quad (A.24)$$

Donde

$\Delta P_{Total}$  = Caída de presión total (N/m<sup>2</sup>).

$P_s$  = Potencia del motor del soplador (kW).

Considerando la eficiencia  $\eta_{soplador}$  del soplador (75%) el cálculo de la potencia necesaria se presenta en la Tabla A.13.

**Tabla A.13: Cálculo de la potencia del soplador para la columna de absorción.**

$P_s$	21.27	N/m/s
$P_s$	21	kW
$P_s / \eta$	28	kW
$P_s / \eta$	38	hp

Para la estimación de la potencia de la bomba necesaria para la irrigación de la solución acuosa de NaOH se consideraron los parámetros de la Tabla A.14.

**Tabla A.14: Condiciones para la determinación del tamaño de la bomba.**

$Q_{bomba}$	0,002	m <sup>3</sup> /s
$\mu$	0,001	kg/m/s
$\rho$	1.041,06	kg/m <sup>3</sup>
Temperatura	22	°C

Se consideraron tuberías de PVC de 20 mm para la distribución del líquido. Las pérdidas singulares y friccionales se calcularon con el método de la longitud equivalente. El valor del coeficiente de pérdida de carga  $\lambda$  se obtuvo a partir del ábaco de Moody, el cálculo se presenta en la Tabla A.15.

**Tabla A.15: Cálculo del coeficiente  $\lambda$ .**

Tubería	PVC 20mm
D interno	0,0185 m
D nominal	0,02 m
Area	0,00027 m <sup>2</sup>
V	6,54 m/s
K	0,000001 m
K/D	0,000054
Re	114.633,33
$\lambda$	0,018

Se consideró una longitud de la tubería de 20 m más una longitud de 4 m por accesorios, para el caso de las singularidades se consideraron 8 m por codos, 6 m por una válvula de bola y 1,5 m por un medidor de caudal.

Haciendo el cálculo de las pérdidas totales  $H_r$  se obtiene 84 m.c.a.

Se consideró una diferencia de presión igual a 5 bar correspondiente a la presión de descarga del aspersor de la columna, lo que entrega una altura de presión de 51 m.c.a. Se consideró una diferencia de cotas entre la succión de la bomba y la altura a la que se encuentran los aspersores de 12 m.c.a.

Finalmente la altura útil  $W_u$  para el cálculo de la bomba corresponde a la suma de las pérdidas, la altura de presión y la diferencia de cotas, y su valor es de 147 m.c.a. Se consideró una eficiencia  $\eta_{bomba}$  del 70% para la bomba. La expresión para el cálculo de la potencia de la bomba corresponde a la de la ecuación A.25.

$$P_B = \frac{Q \cdot \rho \cdot g \cdot W_u}{\eta_{bomba}} \quad (A.25)$$

Donde

- $P_B$  = Potencia de la bomba (kW).
- $Q$  = Caudal de solución acuosa (m<sup>3</sup>/s).
- $\rho$  = Densidad de la solución (kg/m<sup>3</sup>)
- $g$  = Aceleración de gravedad (m/s<sup>2</sup>)
- $W_u$  = Altura útil (m.c.a.).
- $\eta_{bomba}$  = Eficiencia de la bomba.

**Tabla A.16: Cálculo de la potencia de la bomba para recircular agua en la columna de absorción.**

$P_B$	4	kW
$P_B$	5	hp

La cantidad de NaOH necesaria para la solución acuosa se calculó a partir del requerimiento estequiométrico de la ecuación 3.8 y se presenta en la Tabla A.17.

**Tabla A.17: Cálculo del NaOH necesario.**

Requerimiento	2,4	kg NaOH/kg H <sub>2</sub> S
Carga H <sub>2</sub> S	0,92	kg H <sub>2</sub> S/hr
NaOH	2,21	kg NaOH/hr

Para el diseño de la torre de acero inoxidable se utilizó la metodología de cálculo de torres de destilación y absorción del capítulo V del libro “Diseño Mecánico de Equipos de Proceso” de Abdón Zomosa. Con esta metodología se pudo determinar las dimensiones adecuadas del material de construcción de la torre de acuerdo a las solicitaciones que se estimó que podían existir, también se determinó su peso y se pudo estimar los soportes estructurales y la fundación. Se eligió el acero AISI 304 – L para el diseño de la torre, cuyas propiedades se presentan en la Tabla A.18.

**Tabla A.18: Propiedades del acero de la torre.**

Densidad	7.900	kg/m <sup>3</sup>
Presión de diseño	0,76	atm
Fatiga del material S	8.893.272	kg/m <sup>2</sup>
Coef. De soldadura E	0,85	
Tolerancia corrosión c	3,175	mm

Las dimensiones adoptadas y que cumplen con las solicitaciones a las que estaría expuesta la torre se presentan en la Tabla A.19.

**Tabla A.19: Dimensiones y características de la torre.**

Diámetro exterior de la torre	1,5	m
Espesor envolvente	5	mm
Espesor cabezal	1,4	mm
Peso torre	31.220	kg
Alto de la torre	12	m

Las dimensiones de la falda y los soportes de la torre son los presentados en las Tablas A.20 y A.21.

**Tabla A.20: Dimensiones de la falda.**

Largo falda	2	m
Espesor falda	10	mm

**Tabla A.21: Dimensiones de la placa base.**

Diámetro interior placa base	1,4	m
Diámetro exterior placa base	2,0	m
Diámetro círculo de los pernos	1,8	m
Nº pernos anclaje	12	
Diámetro pernos anclaje	13	mm

Se consideró también una silla de la base, cuya altura es de 152 cm. La fundación constará de dos octógonos de hormigón cuyas dimensiones se presentan en la Tabla A.22.

**Tabla A.22: Dimensiones y características de la fundación.**

Altura prisma superior	1,2 m
Diámetro prisma superior	2,3 m
Altura sobre nivel del suelo	0,3 m
Altura prisma inferior	0,6 m
Diámetro prisma inferior	4,6 m
Area octógono superior	4,4 m <sup>2</sup>
Area octógono inferior	17,8 m <sup>2</sup>
Peso unitario fundación	2.323 kg/m <sup>3</sup>
Peso fundación	37.789 kg

**ANEXO B: METODOLOGÍA DE DISEÑO Y DIMENSIONAMIENTO DEL  
BIOFILTRO**

## DISEÑO DEL BIOFILTRO CON MEDIO ORGANICO

Se diseñó un biofiltro con medio orgánico contenido en un espacio excavado en el terreno y cubierto con hormigón y un *liner* protector del hormigón para evitar la corrosión. Se escogió el compost como material de relleno del filtro. Las propiedades del compost se indican en la Tabla B.1.

**Tabla B.1: Propiedades del material para el biofiltro.**

Material del filtro	Compost	Tamaño de partículas 2 a 4,75 mm
Densidad	360	kg/m <sup>3</sup>
Porosidad n	0,7	
Carbonato de calcio	0,17	1/6 del volumen de compost

El diseño del biofiltro con medio orgánico considera las mismas condiciones atmosféricas consideradas para el modelo Water9.

Debido a que un EBRT (*Empty Bed Retention Time*) de 15 segundos es apropiado para la remoción de 10 ppm de H<sub>2</sub>S y el rango recomendado de operación cuando existen varios contaminantes es de 45 a 70 segundos, se consideró un EBRT de 45 segundos para dar cierto nivel de seguridad.

El volumen del lecho  $V_f$  necesario para cumplir con el EBRT se calcula mediante la ecuación B.1.

$$V_f = EBRT \times Q_{aire} \quad (B.1)$$

Donde

$V_f$  = Volumen del lecho (m<sup>3</sup>).

EBRT = *Empty Bed Retention Time* (Tiempo de retención del lecho vacío) (seg).

$Q_{aire}$  = Caudal de aire (m<sup>3</sup>/seg).

El tiempo de retención real se calcula mediante la ecuación B.2.

$$\tau = \frac{V_f \times n}{Q} \quad (B.2)$$

Donde

$\tau$  = Tiempo de retención real (seg).

$V_f$  = Volumen del lecho (m<sup>3</sup>).

$Q$  = Caudal de aire (m<sup>3</sup>/seg).

$n$  = Porosidad del medio del lecho o filtro.

Se adoptó una altura de 1 m del lecho, con este valor se calculó la superficie del lecho y la velocidad superficial, los resultados se muestran en la Tabla B.2. Para el cálculo de la velocidad superficial utilizó la ecuación B.3.

$$V_s = \frac{Q_{aire}}{A_s \times n} \quad (B.3)$$

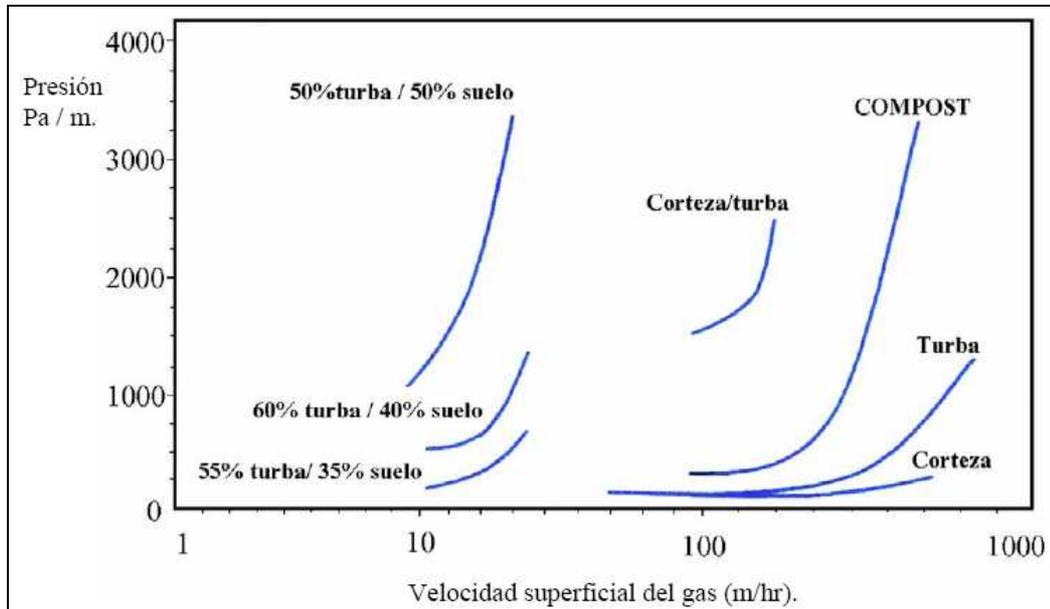
Donde

- Vs = Velocidad superficial (m/s).
- As = Superficie del lecho (m<sup>2</sup>).
- Q<sub>aire</sub> = Caudal de aire (m<sup>3</sup>/seg).
- n = Porosidad del medio del lecho o filtro.

**Tabla B.2: Dimensiones del biofiltro (sin sistema de distribución del aire).**

Vf	95,75	m <sup>3</sup>
τ	42	s
H	1	m
As	95,75	m <sup>2</sup>
Vs	85,71	m/hr

La caída de presión a través del filtro se obtiene de la Figura B.1 para la velocidad superficial del gas obtenida.



**Figura B.1: Caída de presión en función de la velocidad superficial del gas (Fuente: Techaren Ulloa, Pablo Andrés, Diseño de un Sistema de Biofiltración para la Eliminación de Olores en la Fábrica “Lubascher y Krause” Temuco, 2005.**

La caída de presión para la velocidad superficial del gas obtenida anteriormente es de 240 Pa/m según el gráfico de la Figura B.1.

La concentración de entrada al sistema será de  $C_{gi} = 1,08 \text{ gr/m}^3$ , este valor considera la concentración de H<sub>2</sub>S.

Las ecuaciones de la B.4 a B.7 permiten el cálculo de las cargas volumétrica y superficial.

$$\text{Carga Volumétrica } CV = \frac{Q_{aire}}{Vf} \quad (B.4)$$

$$\text{Carga Superficial } CS = \frac{Q_{\text{aire}}}{As} \quad (\text{B.5})$$

$$\text{Carga Másica Volumétrica } CM_V = \frac{Q_{\text{aire}} \times C_{gi}}{Vf} \quad (\text{B.6})$$

$$\text{Carga Másica Superficial } CM_S = \frac{Q_{\text{aire}} \times C_{gi}}{As} \quad (\text{B.7})$$

Donde

- CV = Carga volumétrica ( $\text{hr}^{-1}$ ).
- CS = Carga superficial ( $\text{m}^3/\text{m}^2/\text{hr}$ ).
- CMV = Carga másica volumétrica ( $\text{g}/\text{m}^3/\text{hr}$ ).
- CMS = Carga másica superficial ( $\text{g}/\text{m}^2/\text{hr}$ ).
- Cgi = Concentración de entrada al sistema ( $\text{gr}/\text{m}^3$ ).

En la Tabla B.3 se presentan los cálculos realizados con las expresiones anteriores.

**Tabla B.3: Cálculo de las cargas.**

CV	60	$\text{hr}^{-1}$
CS	60	$\text{m}^3/\text{m}^2/\text{hr}$
CM <sub>V</sub>	65	$\text{g}/\text{m}^3/\text{hr}$
CM <sub>S</sub>	65	$\text{g}/\text{m}^2/\text{hr}$

La eficiencia de eliminación ER corresponde al valor del porcentaje de remoción del H<sub>2</sub>S que es de 98%, mientras que la capacidad de eliminación CE se calcula con la ecuación B.8.

$$CE = \frac{(C_{gi} - C_{go}) \times Q_{\text{aire}}}{Vf} \quad (\text{B.8})$$

Donde

- CE = Capacidad de eliminación ( $\text{gr}/\text{m}^3/\text{hr}$ ).
- Cgi = Concentración de entrada al sistema ( $\text{gr}/\text{m}^3$ ).
- Cgo = Concentración de salida del sistema ( $\text{gr}/\text{m}^3$ ).

En la expresión anterior Cgi es la concentración de H<sub>2</sub>S obtenida con los resultados del Water9 y Cgo es la concentración objetivo del mismo compuesto. El valor de CE es 71,8  $\text{gr}/\text{m}^3/\text{hr}$ .

A continuación debe calcularse el agua inicial y el agua de reposición para mantener una correcta humidificación del medio filtrante. Para que el biofiltro pueda operar en forma normal, el medio filtrante debe tener una humedad recomendada de a lo menos un 50% en peso. Por lo tanto, el flujo de agua inicial a ser adicionado al biofiltro se calcula con la ecuación B.9.

$$A_{\text{inicial}} = Vf \times \rho_{AP} \times \%H \quad (\text{B.9})$$

Donde

$A_{\text{inicial}}$  = Cantidad de agua inicial (kg).  
 $\rho_{\text{AP}}$  = Densidad del medio filtrante ( $\text{kg/m}^3$ ).  
 $\%H$  = Porcentaje de humedad.

En la ecuación anterior el término  $\%H$  corresponde al porcentaje de humedad recomendado. El valor obtenido para el agua inicial es de 17.235 kg.

Para calcular el agua de reposición, que se adhiere en intervalos regulares, se debe considerar que se mantenga una humedad de 50% en base seca. El flujo requerido que cumple esta condición se calcula de un balance entre el agua que ingresa con los gases y el agua que es evaporada del biofiltro según la ecuación B.10.

$$F_{\text{agua requerido}} = F_{\text{agua salida}} - F_{\text{agua entrada}} \quad (\text{B.10})$$

Donde

$F_{\text{agua requerido}}$  = Flujo de agua requerido (L/hr).  
 $F_{\text{agua salida}}$  = Flujo de agua saliente (L/hr).  
 $F_{\text{agua entrada}}$  = Flujo de agua entrante (L/hr).

Los flujos de agua de entrada y salida del biofiltro son calculados utilizando la carta psicrométrica para condiciones específicas de la corriente gaseosa de entrada y salida. Para calcular la densidad del aire a la entrada y salida del biofiltro se utilizó la ecuación B.11.

$$\rho_{\text{aire}} = \frac{P}{R \times T} \times PM \quad (\text{B.11})$$

Donde

$\rho_{\text{aire}}$  = Densidad del aire ( $\text{kg/m}^3$ ).  
 $P$  = Presión (atm).  
 $R$  = Constante universal de los gases ( $\text{amt-l/gmol-}^\circ\text{K}$ )  
 $T$  = Temperatura del sistema ( $^\circ\text{K}$ ).  
 $PM$  = Peso molecular del aire ( $\text{kg/kmol}$ ).

Donde  $R$  es la constante de los gases ideales  $0,082 \text{ amt-l/gmol-}^\circ\text{K}$ ,  $P$  es la presión en atm,  $T$  es la temperatura en  $^\circ\text{K}$  y  $PM$  es el peso molecular del aire  $29 \text{ kg/kmol}$ . Las condiciones consideradas a la entrada y la salida del biofiltro son las mostradas en la Tabla B.4.

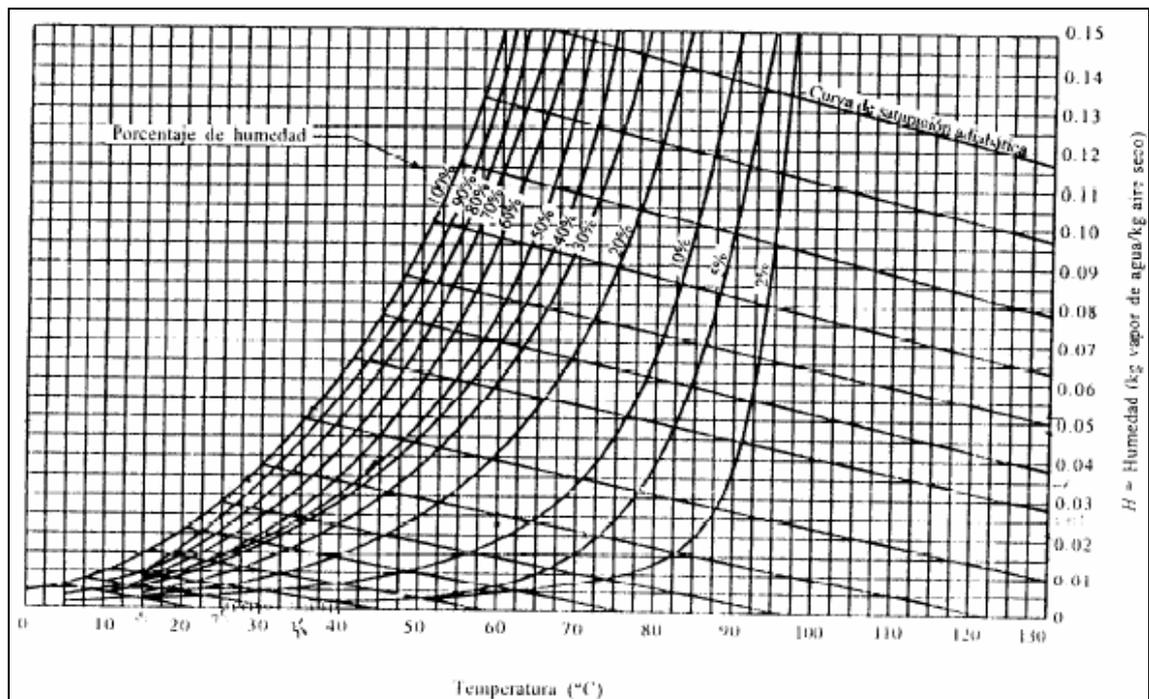
Suponiendo que la totalidad de aire que ingresa al sistema de biofiltración es aire seco, se obtiene el flujo másico de aire que ingresa al sistema con la ecuación B.12.

$$\dot{F}_M = \rho_{\text{aire}} \times Q_{\text{aire\_seco}} \quad (\text{B.12})$$

Donde

$F_M$  = Flujo másico de aire (kg/hr).  
 $\rho_{\text{aire}}$  = Densidad del aire (kg/m<sup>3</sup>).  
 $Q_{\text{aire\_seco}}$  = Flujo de aire seco (m<sup>3</sup>/hr).

Para las condiciones de entrada y salida del aire al biofiltro (Tabla B.4) se obtiene la humedad relativa del aire (kg agua/ kg aire seco) empleando la carta psicrométrica de la Figura B.2.



**Figura B.2: Carta psicrométrica (Fuente: Techaren Ulloa, Pablo Andrés, Diseño de un Sistema de Biofiltración para la Eliminación de Olores en la Fábrica “Lubascher y Krause” Temuco, 2005.**

Al multiplicar los valores obtenidos en la carta (kg vapor de agua/ kg aire seco) por los respectivos valores de  $F_M$ , se obtienen los flujos de agua de ingreso y de salida del biofiltro mostrados en la Tabla B.4.

**Tabla B.4: Balance de agua en el biofiltro.**

Balance de agua		Entrada	Salida
Flujo aire seco	m <sup>3</sup> /hr	5.745	5.745
Temperatura	°C	22	37
Densidad	kg/m <sup>3</sup>	0,911	0,867
Humedad	%	100	100
Flujo másico	kg/hr	5.232	4.979
HR	kg H <sub>2</sub> O/kg aire seco	0,024	0,054
Flujos de agua	lt H <sub>2</sub> O/hr	126	269

Luego, el flujo de agua requerido para mantener el 50% dentro del biofiltro se calculó con la ecuación de balance de agua, así, el flujo de agua será de 143 l/hr. Se consideró un factor de seguridad de 1,2 por posibles pérdidas, por lo que el valor final es de 172 l/hr.

El agua de reposición se agregará cada 5 minutos a una tasa de 34 l/min.

El volumen efectivo de reacción es el volumen de compost sobre el cual se produce la degradación del contaminante. Este se calcula descontando al volumen total, la cantidad de espacios vacíos (porosidad). Mediante el volumen efectivo se calcula el peso seco y, adicionando un 50 % más por concepto de humedad del lecho, se obtiene el peso total que deberá ser soportado por la placa de soporte del medio orgánico. Se consideraron 2 unidades para la biofiltración, los resultados se muestran en la Tabla B.5.

**Tabla B.5: Volumen efectivo de reacción.**

Volumenes y peso por unidad	
Volumen efectivo de reacción	14 m <sup>3</sup>
Peso seco por unidad	5.171 kg
Peso total por unidad	7.756 kg
Volumen y peso total	
Volumen efectivo de reacción	29 m <sup>3</sup>
Peso seco total	10.341 kg
Peso total	15.512 kg

El peso seco por módulo se dispone dentro del biofiltro en relación 6:1 con carbonato de calcio en la forma de conchas marinas molidas. Estas últimas servirán como buffer para neutralizar la formación de ácido sulfúrico. La Tabla B.6 muestra los pesos de conchas y de compost que conformarán la mezcla de soporte a ser adicionada en cada módulo de biofiltración. Estos valores se deberán considerar en la puesta en marcha y cada vez que se requiera cambiar el soporte orgánico (aproximadamente cada 4 a 5 años).

**Tabla B.6: Peso total de compost y de conchas marinas.**

Compost	8.618	Kg
Conchas	2.585	Kg

Para el cálculo del soplador se considera el caudal de aire y pérdidas de carga en tuberías y singularidades similares a las consideradas para el soplador de la torre empacada. La tubería que transportará el aire contaminado será de PVC de 160 mm de diámetro. Se consideró una longitud de la tubería de 20 m más una longitud de 5 m por accesorios, para el caso de las singularidades se consideraron 8 m por codos, 6 m por una válvula de bola y 1,5 m por un medidor de caudal. Para el cálculo de las pérdidas por fricción y singularidades se consideró el método de la longitud equivalente. El valor del coeficiente de pérdida de carga  $\lambda$  se obtuvo a partir del ábaco de Moody, el cálculo se presenta en la Tabla B.7.

**Tabla B.7: Cálculo del coeficiente  $\lambda$ .**

Tubería	PVC 160mm
D interno	0,16 m
D nominal	0,16 m
Area	0,02 m <sup>2</sup>
V	80,8 m/s
K	0,0000010 m
K/D	0,000006
Re	979.113
$\lambda$	0,013

Las pérdidas de carga debidas a las tuberías y accesorios es de 11.499 N/m<sup>2</sup>.

Se consideró que el soplador desarrollaba una presión estática de 10 cm columna de agua. La presión dinámica será de 39 N/m. Finalmente la altura útil para el cálculo de la potencia del soplador es de 11.539 N/m.

Considerando una eficiencia del soplador de 75% y la altura útil calculada, se obtuvo la potencia necesaria para el soplador que se muestra en la Tabla B.8.

**Tabla B.8: Cálculo de la potencia del soplador para el biofiltro.**

$P_s$	21.461	N/m/seg
$P_s$	21,5	kW
$P_s / \eta$	29	kW
$P_s / \eta$	38	hp

Para la estimación de la potencia de la bomba necesaria para la irrigación del biofiltro se consideraron los parámetros de la Tabla B.9.

**Tabla B.9: Condiciones para la determinación del tamaño de la bomba.**

$Q_{bomba}$	0,00057	m <sup>3</sup> /s
$\mu$	0,001	kg/m/s
$\rho$	995,91	kg/m <sup>3</sup>
Temperatura	22	°C

Se consideraron tuberías de PVC de 20 mm para la distribución del líquido. Para el cálculo de las pérdidas por fricción y por singularidades se consideró el método de la longitud equivalente, al igual que la bomba que irrigará la torre empacada. El valor del coeficiente de pérdida de carga  $\lambda$  se obtuvo a partir del ábaco de Moody, el cálculo se presenta en la Tabla B.10.

**Tabla B.10: Cálculo del coeficiente  $\lambda$ .**

Tubería	PVC 20mm
D interno	0,019 m
D nominal	0,02 m
Area	0,0003 m <sup>2</sup>
V	2,13 m/s
K	0,0000010 m
K/D	0,000054
Re	39.286
$\lambda$	0,023

Se consideró una longitud de la tubería de 8 m más una longitud de 4 m por accesorios, para el caso de las singularidades se consideraron 8 m por codos, 6 m por una válvula de bola y 1,5 m por un medidor de caudal.

Haciendo el cálculo de las pérdidas totales  $H_r$  se obtiene 7,93 m.c.a.

Se consideró una diferencia de presión igual a 5 bar correspondiente a la presión de descarga del aspersor de la columna, lo que entrega una altura de presión de 51 m.c.a. Se consideró una diferencia de cotas entre la succión de la bomba y la altura a la que se encuentran los aspersores de 1,7 m.c.a.

Finalmente la altura útil  $W_u$  para el cálculo de la bomba corresponde a la suma de las pérdidas, la altura de presión y la diferencia de cotas, y su valor es de 61 m.c.a. Se consideró una eficiencia  $\eta_{bomba}$  del 70% para la bomba. El cálculo de la potencia se presenta en la Tabla B.11.

**Tabla B.11: Cálculo de la potencia de la bomba para el agua que irriga el medio filtrante.**

$P_B$	0,5	kW
$P_B$	0,7	hp

Se consideró la adición de un inóculo de microorganismos para acelerar el período de aclimatación de las comunidades microbianas. Para ello, se humedecerá el soporte orgánico con una mezcla de lodo puro y agua en relación 1:3 para prevenir el taponamiento de los aspersores. El volumen de esta mezcla corresponde al volumen necesario de agua para proporcionar el 50% de humedad inicial necesaria, cumpliendo dicha función. La carga en las unidades se realizará en conjunto con el medio orgánico para evitar formación de canalizaciones y permitir que el medio se humedezca de manera homogénea. En la Tabla B.12 se presentan los volúmenes necesarios.

**Tabla B.12: Volumen de lodo y agua en la mezcla para humedecer inicialmente el medio orgánico.**

Vol. Total mezcla	17.306	litros
Vol. total mezcla por unidad	8.653	litros
Vol. total lodos	5.769	litros
Vol. total agua	11.537	litros

Para determinar la composición del medio de cultivo que entregará los nutrientes para el desarrollo de la masa microbiana, a parte de los que obtienen gracias a los contaminantes en el aire a tratar, y además ayudará a aumentar la vida útil del medio orgánico. Los nutrientes se deben aplicar junto a una mezcla de agua y lodos de la planta cada dos semanas. Los compuestos que incluye el medio de cultivo son urea  $\text{CO}(\text{NH}_2)_2$  y ácido fosfórico  $\text{H}_3\text{PO}_4$ , el primer compuesto sirve de fuente de nitrógeno y el segundo es fuente de fósforo, el azufre lo obtendrán del  $\text{H}_2\text{S}$  a tratar. Para la preparación del medio de cultivo se debe establecer la concentración celular que se desea alcanzarla, la composición elemental de la biomasa y las fuentes de cada elemento que se utilizarán como nutrientes.

El cálculo de la concentración de elementos en el medio de cultivo se realiza mediante un balance de contenidos de un elemento en la célula y en el respectivo nutriente, mediante la ecuación B.13.

$$Y_{X/S} = \frac{\%Elemento_{fuente}}{\%Elemento_{célula}} \times f \quad (\text{B.13})$$

Donde

- $Y_{X/S}$  = Rendimiento de un nutriente en la célula.
- $\%Elemento_{fuente}$  = Porcentaje del elemento en la fuente.
- $\%Elemento_{célula}$  = Porcentaje del elemento en la célula.
- $f$  = Factor de corrección.

Esta ecuación debe ser multiplicada por un factor de corrección  $f$  está en el rango aerobio 0,5 a 0,6. El porcentaje del elemento en la fuente se determina utilizando la ecuación B.14.

$$\%Elemento_{fuente} = \frac{N^{\circ} \text{ átomos (fuente)} \times P.A. \text{ elemento}}{P.M. \text{ fuente}} \quad (\text{B.14})$$

Donde

- $\%Elemento_{fuente}$  = Porcentaje del elemento en la fuente.
- $N^{\circ} \text{ átomos (fuente)}$  = Número de átomos en la fuente.
- P.A. elemento = Peso atómico del elemento.
- P.M. fuente = Peso molecular de la fuente.

La ecuación B.15 define la concentración de cada uno de los nutrientes en el medio de cultivo.

$$S_0 - S_f = \frac{\Delta X}{Y_{X/S}} \quad (\text{B.15})$$

Donde

- $S_0$  = Concentración de sustrato inicial requerido (gr/L)

- $S_f$  = Concentración de sustrato final (es igual a cero por que se considera que el elemento ha sido metabolizado completamente).
- $\Delta X$  = Crecimiento celular, rango de producción usual entre 1 y 8 gr/L (4,5 gr/L promedio).
- $Y_{X/S}$  = Rendimiento de un nutriente en la célula.

Con las ecuaciones anteriores se obtuvieron los porcentajes de los elementos en la fuente y en la célula, y el rendimiento de cada elemento en la biomasa celular. Los resultados se presentan en la Tablas B.13 y B.14.

**Tabla B.13: Pesos moleculares y números de átomos del elemento en la fuente.**

Compuesto	Nº átomos Fuente	P. A. elemento (g/mol)	P. M. fuente (g/mol)
$\text{CO}(\text{NH}_2)_2$	2	14,01	60,06
$\text{H}_3\text{PO}_4$	1	30,97	97,99

**Tabla B.14: Porcentajes de elemento en la fuente, en la célula y rendimiento en la biomasa.**

Elemento	Fuente	% elemento en la fuente	% elemento en la célula	$Y_{X/S}$
Nitrógeno	$\text{CO}(\text{NH}_2)_2$	47%	12%	3,89
Fósforo	$\text{H}_3\text{PO}_4$	32%	2.50%	12,64

Luego se multiplica  $Y_{X/S}$  por un factor de corrección promedio para metabolismo aerobio de 0,55 y se determina finalmente la concentración requerida para prepara el medio de cultivo  $S_0$ . A su vez se calculo la cantidad necesaria de sustrato que se agrega cada 2 semanas, que se adicionan junto al volumen de lodos a las unidades. Los resultados se presentan en la Tabla B.15.

**Tabla B.15: Concentración de sustrato para el crecimiento celular de 4.5 gr/L.**

Elemento	Fuente	$Y_{X/S}$	$S_0$ [g/L]	$S_0$ [kg/cada 2 semanas]	$S_0$ [kg/mes]
Nitrógeno	$\text{CO}(\text{NH}_2)_2$	2,14	2,10	36,43	73
Fósforo	$\text{H}_3\text{PO}_4$	6,95	0,65	11,20	22

Las dimensiones de los estanques, considerando una altura de 0,3 m para el *plenum* o sistema de distribución del aire además de la altura del medio filtrante, se presentan en la tabla B.16.

**Tabla B.16: Dimensiones de cada uno de los estanques (consideran sistema de distribución del aire).**

Volumen	48 m <sup>3</sup>
H	1,3 m
Lado	7 m
Superficie	49 m <sup>2</sup>

El sistema de distribución será a través de tuberías de PVC perforadas a lo largo del fondo de los estanques contenedores y rodeadas de grava que sostendrán el medio de compost.

Para el diseño de cada estanque de hormigón que contendrá el medio y el sistema de distribución del aire, se consideró un hormigón armado con armaduras de barras A440-280H  $\Phi 8@15$  y hormigón H-20, mientras que para el emplantillado un hormigón H-5. También se utilizó la metodología de cálculo de estanques de base rectangular del punto 4 del capítulo XIV sobre Concreto Armado, del libro “Diseño Mecánico de Equipos de Proceso” de Abdón Zomosa para determinar si las dimensiones de las paredes y el fondo seleccionadas eran adecuadas para soportar las solicitaciones que se estimó que podían existir, con esto se cubicaron los materiales y se pudo estimar el volumen del movimiento de tierras.

Se adoptó un espesor del hormigón de 15 cm para las paredes y 20 cm para la base de los estanques. También se consideró un espesor del emplantillado de 5 cm y del estuco de 2,5 cm, mientras que la armadura será una doble malla. Las cantidades se presentan en la Tabla B.17 y B.18.

**Tabla B.17: Cantidad de barras de acero estructural para los dos estanques.**

Ubicación	Nº barras	Largo total	
Largo fondo	368	2.675	m
Largo lado	736	1.086	m
Alto lado	144	1.047	m

**Tabla B.18: Cantidad de hormigón para los dos estanques..**

Volumen estuco	4	m <sup>3</sup>
Volumen paredes y fondo	32	m <sup>3</sup>
Volumen emplantillado	5	m <sup>3</sup>

El volumen de excavación es de aproximadamente 166 m<sup>3</sup>.

## **ANEXO C: MODELACIÓN MEDIANTE *WATER9***

## PASOS BÁSICOS PARA DESARROLLAR UN PROYECTO EN WATER9

Para realizar una modelación en *Water9* es necesario conocer las distintas unidades del proceso y sus dimensiones, las condiciones ambientales y climáticas del lugar y las características de las aguas servidas.

Para incluir los compuestos al modelo se debe ingresar a la lista de compuestos que ofrece el programa a través del menú *Waste*, seleccionando *Add compounds to list*. Aparecerá una ventana llamada *Multiple Compound Selection Form*, como la de la Figura C.1, que posee una lista a la izquierda donde se eligen los compuestos y además en la parte inferior de la ventana aparecerán características de cada compuesto una vez seleccionado. Una vez elegidos los compuestos a utilizar en el afluente, se selecciona *Transfer and Close* para volver a la ventana principal.

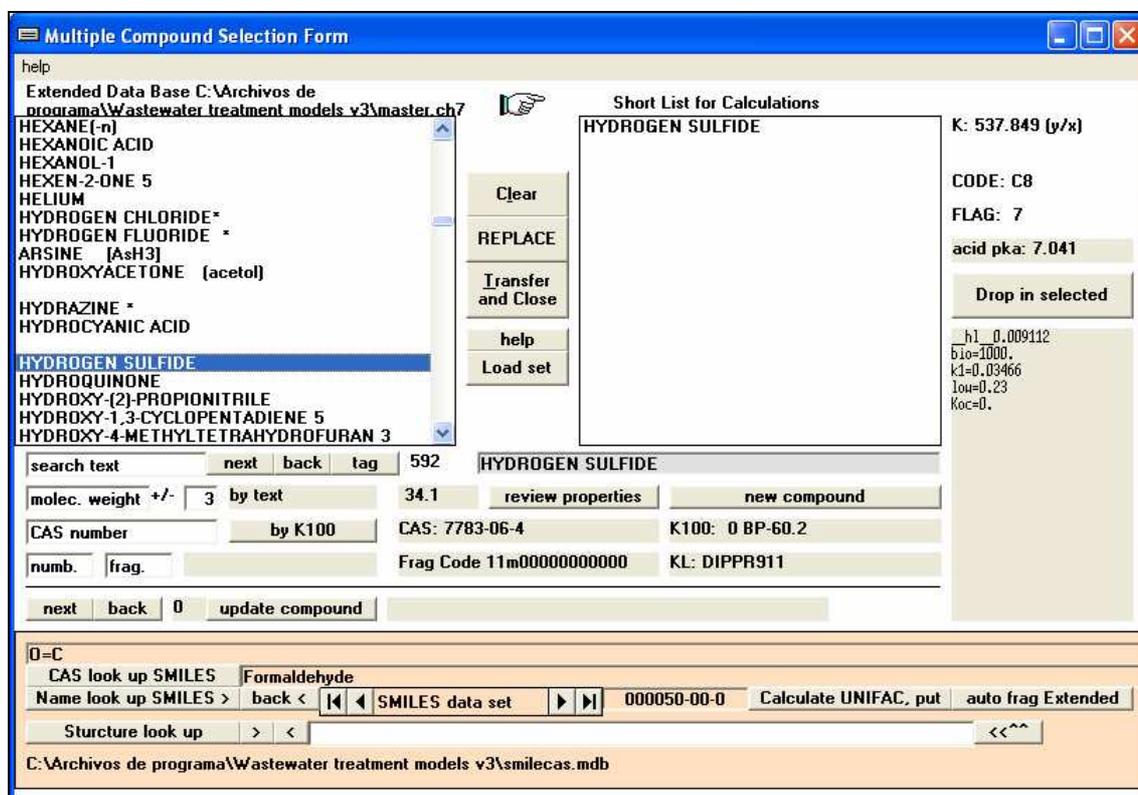
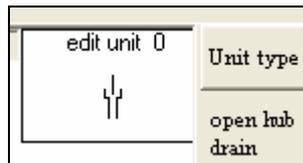


Figura C.1: Ejemplo de selección de compuesto en la ventana llamada *Multiple Compound Selection Form*.

Para representar las unidades de la planta a modelar se utilizan las unidades preestablecidas que ofrece el programa, se debe tener cuidado al definir cada unidad dentro del modelo, ya que en la lista de unidades preestablecidas del programa solo alguna de las unidades relacionadas al tratamiento de aguas servidas se encuentran en esa lista, por lo que ciertas unidades deben ser representadas por otras en *Water9*, que representen adecuadamente características de dichas unidades y condiciones relacionadas a la emisión de compuestos a la atmósfera tales como, superficie expuesta a la atmósfera, nivel de turbulencia, tamaño, aireación,

etc. También las dimensiones de las unidades deben ser ajustadas dentro del rango en que el programa lo permite.

Para elegir unidades en *Water9* se debe seleccionar el botón *Unit type* ubicado al extremo derecho superior de la ventana, a un costado del cuadro donde inicialmente aparece *edit unit 0*, como se muestra en la Figura C.2, ahí aparecerá una lista de unidades que se pueden utilizar para el modelo.



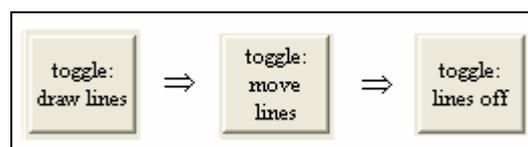
**Figura C.2: Botón de selección de unidades en *Water9*.**

Una vez seleccionada la unidad, esta se ubica en algún punto del espacio en blanco de la ventana principal, y luego, sucesivamente, se pueden colocar distintas unidades que se deben unir con las flechas que aparecen una vez que se ha ubicado cada unidad. Se debe intentar ocupar bien el espacio en blanco de la ventana principal para optimizar el área y para evitar confundirse si se tienen configuraciones muy complejas. Se debe notar que, en caso de que el espacio de la ventana no alcance, *Water9* ofrece la posibilidad de unir distintas configuraciones en distintas hojas de trabajo llamadas *Sheet*, el menú de selección de estas hojas está en el extremo izquierdo inferior de la ventana principal y se muestra en la Figura C.3.



**Figura C.3: Cuadro de selección de unidades en *Water9*.**

Para modificar las flechas o para bloquear la colocación de unidades mediante el cursor existe una opción al costado derecho de la ventana principal con un botón que dice *toggle*, mostrado en la Figura C.4, y que posee tres opciones: *lines off*, *draw lines* y *move lines*; la primera no permite colocar unidades en el espacio, la segunda permite la colocación de unidades y la tercera permite modificar la ubicación de las unidades en el espacio y cambiar la dirección de las flechas.



**Figura C.4: Botón *toggle*.**

El botón *Update* es una manera rápida para que el programa realice los cálculos sin entregar reportes, sirve para ir revisando si no existen problemas y errores mientras se ubican las unidades o se modifican propiedades. Cabe destacar que las configuraciones en *Water9* permiten la recirculación y separación de flujos, y la ubicación de más de un afluente, siempre que los caudales y volúmenes de las unidades sean concordantes, ya que si no lo son, una vez que el programa realice los cálculos, aparecerá un aviso de error debido a problemas con los flujos.

En la Figura C.5 se muestra la configuración de uno de los ejemplos que ofrece el programa que corresponde a las unidades de un lodo activado, los números de cada unidad y línea de flujo se ubican automáticamente de acuerdo al orden de colocación de las unidades. El número 1 encerrado en un círculo indica que en ese lugar se ubica la entrada del afluente número 1.

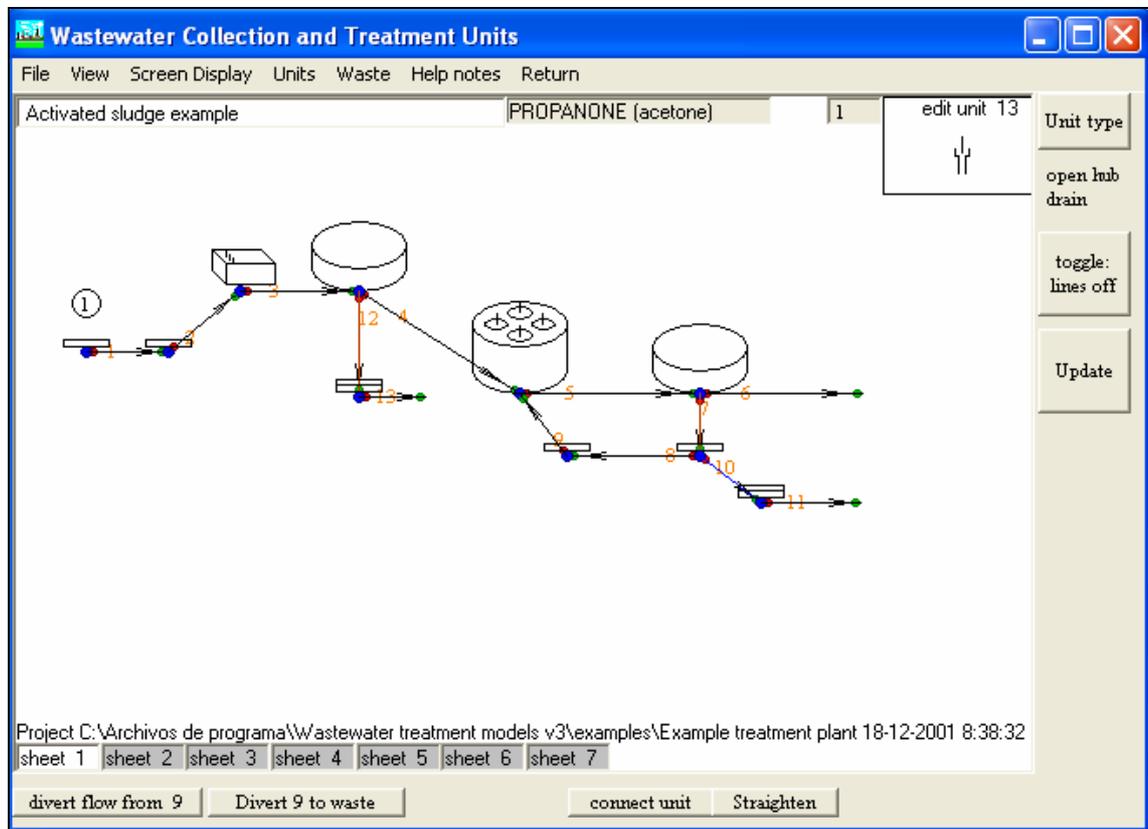
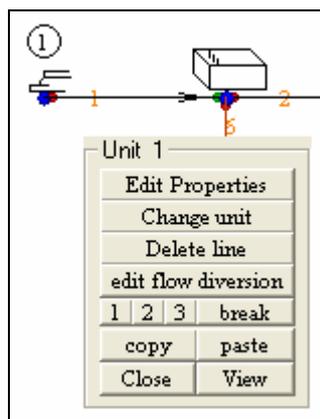


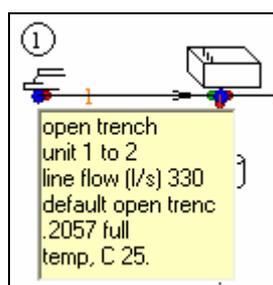
Figura C.5: Ejemplo en *Water9*.

Para modificar las propiedades de las unidades como dimensiones, temperatura de funcionamiento, pH, entrada de un afluente, etc. se debe pinchar con el botón izquierdo del mouse sobre la unidad y aparecerá un menú con opciones como el mostrado en la Figura C.6 que permite también borrar la unidad, copiarla o cambiar de tipo de unidad.



**Figura C.6: Menú para modificar propiedades de la unidad**

No se debe confundir el menú de la Figura C.6 con un cuadro amarillo que aparece al colocar el cursor con el mouse sobre la unidad sin presionar los botones, como el mostrado en la Figura C.7, este cuadro amarillo indica otras características de la unidad relacionadas a los cálculos realizados por el programa, como caudal o nivel de emisiones, y puede ser modificado en el menú *Screen Display*.



**Figura C.7: Cuadro indicativo de las condiciones de la unidad.**

Una vez que las unidades han sido colocadas y sus propiedades modificadas, se procede a obtener resultados del modelamiento del programa, para esto se accede al menú *View* y se selecciona la opción *overall summary*, el programa realizará los cálculos y luego mostrará los resultados en una ventana, como la mostrada en la Figura C.8, que permite guardarlos o imprimirlos. Si se requiere abrir los resultados en una planilla *Excel* el archivo puede ser guardado apretando el botón *File*, que muestra en la Figura C.8, y se guardará una copia con extensión *.prn* que puede ser abierta en *Excel*.

WASTEWATER TREATMENT SUMMARY I 04-14-2008 18:43:37  
 Example of collection system elements  
 Project C:\Archivos de programa\Wastewater treatment models v3\examples\Bactlaer3 10-07-2003 13:14:26

COMPOUND	RATE (g/s)	Fraction			error	emissions
		Air	Removal	Exit		
BENZENE	4.76E-03	.1949	.	.8033	0.0000	0.0018 (1.50E-01 Mg/yr)
TOLUENE	4.95E-03	.2027	.	.7954	0.0000	0.0019 (1.56E-01 Mg/yr)
METHANOL	1.43E-04	.00312	.	.9969	0.0000	0.0000 (4.52E-03 Mg/yr)
TOTAL ALL COMPOUNDS		9.84E-03 g/s air emissions				
TOTAL ALL COMPOUNDS		3.11E-01 Mg/yr air emissions				

Exit Page UP Page DOWN page 1 of 1 pages. Print File ss tsv Help

Ariel 8 Title

Printer orientation  
 Portrait  
 Landscape

Search text Text here < >

Figura C.8: Ejemplo de ventana de resultados entregados por *Water9*.

Si el programa no termina los cálculos o aparece un cuadro de error, significa que hay que revisar la configuración y las dimensiones adoptadas para la modelación, ya que puede haber problemas de dimensiones, de direcciones de flujo, de volúmenes de caudales excesivos, etc.

En el menú View existen varias posibilidades para ver los resultados de los cálculos realizados por el programa. Una de las opciones de mayor utilidad es *All unit All compound fe, fbio* que entrega un reporte con los balances y las emisiones en cada unidad de la configuración que está siendo modelada. El reporte es similar al de la Figura C.8 y puede ser guardado, para luego ser abierto en una planilla *Excel*.

**ANEXO D: DETALLE DEL COSTEO DE LAS ALTERNATIVAS  
DISEÑADAS**

## DETALLE DEL COSTEO DE LAS ALTERNATIVAS DISEÑADAS

La cotización de algunos de los equipos necesarios para realizar el costeo de las alternativas diseñadas se obtuvo de empresas proveedoras o de otras fuentes nacionales. Mientras que algunos materiales fueron cotizados en empresas proveedoras extranjeras o se utilizaron fórmulas empíricas para obtener una estimación de sus costos.

Para la obtención de costos en moneda nacional y actualizada a febrero del 2008 se utilizó un precio del dólar de 480 pesos chilenos por dólar (equivalente al precio promedio del dólar de febrero del 2008) y un valor de la unidad de fomento de 19.750,6 pesos chilenos (correspondiente al valor promedio de la UF de febrero del 2008). Se consideraron los valores del costo del agua potable y de la electricidad que se muestran en la Tabla D.1.

**Tabla D.1: Costo del agua potable y de la energía.**

Costo del agua potable		
Costo Fijo	\$/mes	858
Costo Variable	\$/m <sup>3</sup>	1.060
Costo Variable sobreconsumo (Q <sub>AP</sub> > 40 m <sup>3</sup> )	\$/m <sup>3</sup>	1.767
Costo de la energía		
Costo Fijo	\$/mes	1.132
Costo Variable	\$/kwh	100

A continuación se presenta las Tablas D.2 y D.3 donde se indica el costo en miles de pesos de los equipos para el biofiltro y la torre empacada, donde se incluye la fuente de donde se obtuvo el valor.

**Tabla D.2: Costo de los equipos para el biofiltro.**

Item	Costo (k\$)
Bomba para irrigación biofiltro, 1 hp y 0.035 m <sup>3</sup> /min	805
Soplador de 40 hp y caudal 96 m <sup>3</sup> /min	12.000
Estanque de agua de 1000 L (Fibra de vidrio)	500
Sistema de distribución del agua en biofiltro (Aspersores, tuberías con orificios, etc.)	1.000
Tablero TDFA (30 KVA)	3.801
Malla de tierra (30 KVA)	429

**Tabla D.3: Costo de los equipos para la torre empacada.**

Item	Costo (k\$)
Bomba para agua de lavado de 5 hp y caudal 0.11 m <sup>3</sup> /min	1.185
Soplador de 40 hp y caudal 96 m <sup>3</sup> /min	12.000
Torre de acero AISI 304-L	26.275
Estanque de agua de 1000 L	500
Sistema de soporte (faldas, sillas, hormigón, pernos)	10.000
Sistema de distribución del agua en la torre (Aspersores, tuberías con orificios, etc)	1.000
Bomba dosificadora NaOH	500
Sensor de flujo	250
Piping dosificación	120
Controlador de pH	1.200
Tablero TDFA (30 KVA)	3.801
Malla de tierra (30 KVA)	429

En las Tablas D.4 y D.5 se presentan los costos unitarios utilizados para calcular los costos de los materiales de las alternativas.

**Tabla D.4: Costos unitarios para materiales del biofiltro.**

Item	Unidad	Valor
Compost	\$/kg	5.000
Conchillas o conchas marinas molidas (CaCO <sub>3</sub> )	\$/kg	40
Hormigón radier (H-5)	\$/m <sup>3</sup>	55.262
Hormigón armado (H-20)	\$/m <sup>3</sup>	73.097
Barras acero HA Φ8 mm A440-280H	\$/m	237
Excavación (0-2 m)	\$/m <sup>3</sup>	8.019
Moldajes planos	\$/m <sup>2</sup>	9.935
Estuco (510 kg/cm/m <sup>3</sup> )	\$/m <sup>2</sup>	4.108
Grava	\$/m <sup>3</sup>	9.085
Liner protector del concreto (HDPE)	\$/m <sup>2</sup>	3.713
Tuberías de PVC 20 mm (precio del las de 75 mm)	\$/m	553
Tuberías de PVC 160 mm	\$/m	1.047
Grava (para soporte y distribución bajo el volumen de compost)	\$/m <sup>3</sup>	8.246
Fuente de N (Urea): CO(NH <sub>2</sub> ) <sub>2</sub>	\$/kg	322
Fuente de P (Acido fosfórico): H <sub>3</sub> PO <sub>4</sub>	\$/kg	855

**Tabla D.5: Costos unitarios para materiales de la torre empacada.**

Item	Unidad	Valor
NaOH (Solución al 4%)	\$/kg	1.400
Soda cáustica	\$/kg	1296
Empaques Anillos Pall de plástico (Plastic Pall Rings)	\$/m <sup>3</sup>	839.645
Tuberías de PVC 20 mm (precio del las de 75 mm)	\$/m	553
Tuberías de PVC 160 mm	\$/m	1.047

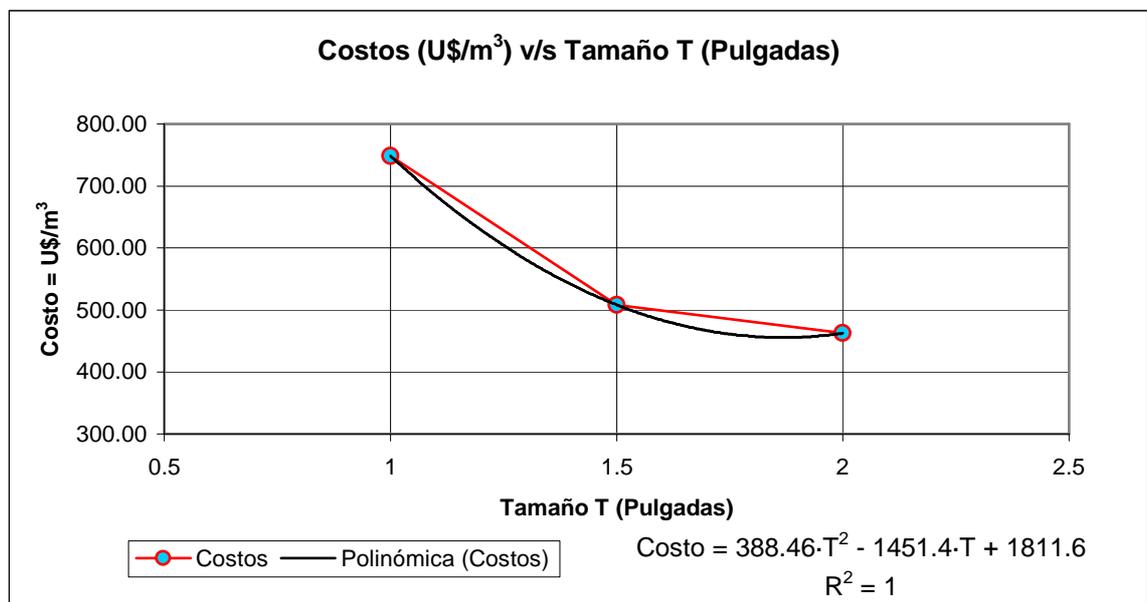
Para el cálculo del costo unitario de los empaques se utilizaron valores costos de empaques para torres de absorción obtenidos de la Figura D.1.

Prices in dollars per ft <sup>3</sup> , 100 ft <sup>3</sup> orders, f.o.b. manufacturing plant				
	Size, in, \$/ft <sup>3</sup>			
	1	1½	2	3
Raschig rings				
Chemical porcelain	12.8	10.3	9.4	7.8
Carbon steel	36.5	23.9	20.5	16.8
Stainless steel	155	117	87.8	—
Carbon	52	46.2	33.9	31.0
Intalox saddles				
Chemical stoneware	17.6	13.0	11.8	10.7
Chemical porcelain	18.8	14.1	12.9	11.8
Polypropylene	21.2	—	13.1	7.0
Berl saddles				
Chemical stoneware	27.0	21.0	—	—
Chemical porcelain	33.5	21.5	15.6	—
Pall rings				
Carbon steel	29.3	19.9	18.2	—
Stainless steel	131	99.0	86.2	—
Polypropylene	21.2	14.4	13.1	—

Figura D.1: Costos de empaques para torres de absorción no instaladas para enero de 1990 (Fuente: Perry's Chemical Engineers' Handbook, 7<sup>th</sup> edition, Peters y Timmerhaus, Plants Design and Economics for Chemical Engineers, 1991)

Estos valores se graficaron para obtener, con una extrapolación, el valor del costo para el tamaño de empaque deseado, que caía fuera del rango de la tabla de la Figura D.1 para el empaque *Pall rings* de propileno (ver última fila de la tabla de la Figura D.1). El Gráfico D.1 muestra los valores de costos del empaque de interés graficados y la interpolación polinómica utilizada para extrapolar.

Gráfico D.1: Costo de empaques Pall Rings v/s Tamaño del empaque.



También se utilizó ecuación D.1 para transformar los valores a moneda actualizada obtenida del libro "Manual de Proyectos de Ingeniería Química" de Abdón Zomosa, para ello se ocupó el índice *Consumer Price Index For All Urban Consumers: All Items (CPIFAUC)* para pasar de dólares de enero de 1990 a diciembre de 2007.

$$C_A = C_c \times \frac{I_A}{I_c} \quad (D.1)$$

Donde

- $C_A$  = costo actualizado.
- $C_c$  = costo conocido en cierta fecha.
- $I_A$  = índice de la moneda o de precios actuales.
- $I_c$  = índice de la moneda o de precios en la fecha correspondiente a  $C_c$ .

Los valores del *CPIFAUC* se presentan en la Tabla D.6, mientras que el valor del costo del empaque obtenido a través de la fórmula de interpolación del Gráfico D.1 para un tamaño de empaque de 0,625 pulgadas, y su valor actualizado, se presentan en la Tabla D.7. El valor del precio en moneda nacional se muestra en la Tabla D.5 de costos unitarios de los materiales.

**Tabla D.6: Consumer Price Index For All Urban Consumers: All Items**

Año	<i>Consumer Price Index For All Urban Consumers: All Items</i>
Enero 1990	127.5
Diciembre 2007	211.16

**Tabla D.7: Precios de los empaques.**

Año	Precio U\$/m <sup>3</sup>
1990	1056.22
2007	1749.26