

# ORIGEN DE LOS OLORES EN PLANTAS DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

DAVID LEONARDO LOZADA CADEÑO  
ELKIN ALIRIO GIRALDO JURADO



ESCUELA COLOMBIANA DE INGENIERÍA  
FACULTAD DE INGENIERÍA CIVIL  
ESPECIALIZACIÓN EN RECURSOS HIDRÁULICOS Y MEDIO AMBIENTE  
BOGOTÁ D.C.  
2019

ORIGEN DE LOS OLORES EN PLANTAS DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

TRABAJO DE GRADO PARA OPTAR POR EL TÍTULO DE ESPECIALISTAS EN RECURSOS  
HIDRÁULICOS Y MEDIO AMBIENTE

JAIRO ALBERTO ROMERO ROJAS  
DIRECTOR



ESCUELA COLOMBIANA DE INGENIERÍA  
FACULTAD DE INGENIERÍA CIVIL  
ESPECIALIZACIÓN EN RECURSOS HIDRÁULICOS Y MEDIO AMBIENTE  
BOGOTÁ D.C.  
2019

**Bogotá, Julio de 2019**

## **NOTA DE ACEPTACIÓN**

La tesis de especialización titulada “Origen de los olores en plantas de tratamiento de aguas residuales”, presentada por Elkin Alirio Giraldo Jurado y David Leonardo Lozada Cadeño, cumple con los requisitos establecidos para optar al título de Especialistas en Recursos Hidráulicos y Medio Ambiente.

---

**JAIRO ALBERTO ROMERO ROJAS**  
FIRMA DEL DIRECTOR DEL PROYECTO

## DEDICATORIA

A nuestras familias.

## AGRADECIMIENTOS

Agradecemos de manera especial a nuestro director de tesis Jairo Romero Rojas, por su tiempo, apoyo y seguimiento a nuestro trabajo.

Agradecemos a los ingenieros encargados de acompañar nuestro aprendizaje por compartir su conocimiento y experiencia, pues han cultivado en nosotros una cercanía especial con los estudios hidráulicos y ambientales.

## TABLA DE CONTENIDO

<b>1. NORMAS RELACIONADAS CON LA GENERACIÓN DE OLORES Y SU CONTROL EN LAS PTAR.....</b>	<b>10</b>
1.1. RESOLUCIÓN 1541 DE 2013 .....	10
1.2. RESOLUCIÓN 0672 DE 2014 .....	11
1.3. RESOLUCIÓN 0330 DE 2017 .....	11
1.4. RAS – 2017 SECCIÓN II TÍTULO E TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES.....	12
1.4.1. Generalidades.....	12
1.4.2. Control de olores en tanques de sedimentación.....	13
1.4.3. Control de olores en filtros percoladores.....	13
1.4.4. Control de olores en tratamientos anaerobios.....	14
1.4.5. Control de olores en el manejo de lodos.....	14
1.5. RESOLUCIÓN 2087 DE 2014 .....	14
<b>2. ORIGEN DE LOS OLORES EN EL PROCESO OPERATIVO DE UNA PTAR .....</b>	<b>16</b>
2.1. GENERALIDADES .....	16
2.2. COMPUESTOS OLOSOS EN EL AGUA RESIDUAL.....	17
2.2.1. Sulfuro de hidrógeno .....	21
2.2.2. Compuestos orgánicos de azufre.....	22
2.2.3. Amoníaco y compuestos nitrogenados.....	23
2.2.4. Compuestos olorosos de fuentes industriales.....	24
2.3. FACTORES PROMOTORES DE MALOS OLORES.....	24
2.4. PROCESOS DE TRATAMIENTO CON POTENCIAL PARA GENERAR OLORES .....	25
2.4.1. Sistemas de procesamiento en fase líquida .....	27
2.4.1.1. Entrada del afluente y pretratamientos .....	27
<b>3. CARACTERIZACIÓN DE OLORES GENERADOS EN LA OPERACIÓN DE UNA PTAR .....</b>	<b>28</b>
<b>4. EFECTOS ORGANOLÉPTICOS Y SOBRE LA SALUD CAUSADOS POR OLORES EN UNA PTAR .....</b>	<b>45</b>
4.1. GENERALIDADES .....	45
4.2. EFECTOS EN LA SALUD SEGÚN EL MECANISMO DE ACCIÓN DE LOS OLORES EMITIDOS POR LA PTAR. ....	46
4.2.1. Efectos causados por niveles significativos de sustancias odorantes.....	46
4.2.2. Efectos generados en niveles no significativos de sustancias odorantes .....	47
4.2.3. Efectos por endotoxinas presentes en las sustancias odorantes.....	47
4.3. EFECTOS EN LA SALUD SEGÚN EL NIVEL DE EXPOSICIÓN AL OLOR.....	48
4.4. EFECTOS EN LA SALUD SEGÚN LA TOXICIDAD DE SUSTANCIAS OLOSAS .....	48
<b>5. CONTROL DE OLORES .....</b>	<b>50</b>
5.1. MÉTODOS DE CONTROL FÍSICO .....	50
5.1.1. Inyección de Aire y oxígeno puro en agua residual .....	50
5.1.2. Inyección de Nitrato en agua residual .....	51
5.1.3. Lodos procesados térmicamente.....	51

5.1.4.	<i>Cubiertas</i> .....	52
5.1.5.	<i>Adsorción con Carbón Activado</i> .....	57
5.2.	MÉTODOS DE CONTROL QUÍMICO .....	62
5.2.1.	<i>Reducir población bacteriana</i> .....	62
5.2.2.	<i>Uso de sales Metálicas. Eliminación por Sal de Hierro</i> .....	63
5.2.3.	<i>Aplicación de Peróxido de Hidrógeno</i> .....	64
5.2.4.	<i>Aplicación de Cloro</i> .....	64
5.2.5.	<i>Aplicación de Permanganato de Potasio</i> .....	65
5.2.6.	<i>Métodos Avanzados de Oxidación</i> .....	65
5.2.7.	<i>Aplicación de Formaldehído y Paraformaldehído</i> .....	65
5.3.	MÉTODOS DE CONTROL BIOLÓGICO .....	66
5.3.1.	<i>Biofiltros</i> .....	66
5.3.2.	<i>Biodepurador</i> .....	70
5.3.3.	<i>Reactores de Crecimiento suspendido</i> .....	70
<b>6.</b>	<b>REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b> .....	<b>72</b>

## LISTADO DE TABLAS

Tabla 1-1	Sustancias y Niveles Permisibles según la norma. ....	10
Tabla 1-2.	Categorías de escala de intensidad de olores ofensivos .....	15
Tabla 1-3.	Categorías de escala según la localización del olor ofensivo .....	15
Tabla 2-1	Compuestos causantes de Olores. ....	18
Tabla 2-2	Características Principales del Sulfuro de Hidrógeno en Estado Gaseoso.....	21
Tabla 2-3	Características de emisiones por área en una PTAR, resumen de la WEF.....	25
Tabla 3-1.	Características olores. ....	28
Tabla 3-2	Bondades Software AERMOD view. ....	43
Tabla 4-1	Rango de Intensidades o Niveles de Olor. ....	48
Tabla 5-1	Ecuación para estimar las emisiones de filtros percoladores equipados con cubiertas flotantes rígidas. ....	55
Tabla 5-2	Factores de diseño del sistema del biofiltro cerrado en la ciudad de Tamarac, Florida, Estados Unidos (WEF, 1994). ....	69
Tabla 5-3	Factores de diseño del sistema del biofiltro abierto en la ciudad de Westborough, Massachusetts, Estados Unidos (WEF, 1994). ....	69



## LISTADO DE ILUSTRACIONES

Ilustración 1.	Sistema fisiológico humano para la recepción de olores.....	17
Ilustración 2.	Caracterización de la contaminación odorífera. ....	30
Ilustración 3.	Diagrama del Nasal Ranger.....	32
Ilustración 4.	Pirámide FIDO de la molestia olfativa.....	33
Ilustración 5.	Tablas FIDO (Frecuencia, Intensidad y Duración del olor), adaptado por Generalitat de Catalunya del método original Texas. ....	34
Ilustración 6	Ejemplo de un Nomograma de olor.....	35
Ilustración 7.	Metodología para el desarrollo de un estudio olfatométrico. ....	36
Ilustración 8.	Representación de la evaluación de olores ofensivos mediante una nariz electrónica.....	37
Ilustración 9.	Apariencia real de una nariz electrónica. ....	38
Ilustración 10.	Cromatógrafo de gases acoplado a un espectrómetro de masas.....	39
Ilustración 11.	Esquema explicativo del GC-MS.....	40
Ilustración 12.	Instalación del espectrómetro transformador infrarrojo de paso abierto de Fourier (Open-Path Fourier transform infrared / OP-FTIR). ....	41
Ilustración 13.	Imágenes 3D generadas por ARMOD view. ....	44
Ilustración 14.	Imagen de resultados ISODORAS. ....	44
Ilustración 15.	Diagrama de un sistema de neutralización térmica de olores .....	52
Ilustración 16	Cubierta de techo fijo. ....	54
Ilustración 17	Cubierta flotante rígida.....	56
Ilustración 18.	Zona de Transferencia de masa en un lecho de Carbón Activado. ....	59
Ilustración 19	Diseño del sistema de biofiltros abiertos y cerrados. ....	68
Ilustración 20.	Diagrama del proceso de purificación de olores mediante la difusión de aire contaminado a través de lodos activados. ....	71

## 1. NORMAS RELACIONADAS CON LA GENERACIÓN DE OLORES Y SU CONTROL EN LAS PTAR

### 1.1. RESOLUCIÓN 1541 DE 2013

La resolución 1541 de 2013 enumera las sustancias y mezclas con olores ofensivos y establece niveles permisibles de calidad del aire o de inmisión para estos compuestos. Estos niveles se evalúan a partir de unas condiciones de referencia de temperatura de 25° y presión atmosférica de 760 mm Hg.

Las sustancias a las que hace referencia la norma y sus respectivos niveles permisibles aparecen en la Tabla 1-1.

**Tabla 1-1 Sustancias y Niveles Permisibles según la norma.**

Sustancia	Nivel máx. Permisible	
	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	Tiempo de exposición
Sulfuro de hidrógeno ( $\text{H}_2\text{S}$ )	7	24 horas
	30	1 hora
Azufre Total Reducido (TRS)	7	24 horas
	40	1 hora
Amoníaco ( $\text{NH}_3$ )	91	24 horas
	1400	1 horas

La norma también determina un valor máximo permisible en unidades de olor europeas (OUE) expresadas como el percentil 98 de las horas modeladas durante un año. En el caso de las plantas de tratamiento de aguas residuales, este valor corresponde a 3 OUE/ $\text{m}^3$ . La modelación de las emisiones que contempla la presente resolución se deberá realizar de acuerdo con la Guía de Modelación que adopte el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible.

Para las sustancias mencionadas en la Tabla 1-1 se especifican los procedimientos que se deben llevar a cabo para la evaluación analítica de las sustancias y para determinar la concentración de olores ofensivos. La norma hace referencia también al Protocolo para el monitoreo, control y vigilancia de olores ofensivos, que se detallará más adelante. La norma, además, describe el contenido del Plan para la reducción del impacto por olores ofensivos, establece el proceso de evaluación y su plazo de implementación.

Finalmente, la norma describe el Plan de contingencia para emisiones de olores ofensivos, su momento de aplicación y el uso de los sistemas de control de olores.

Mientras se expide la Guía de Modelación de Calidad del Aire, esta se realizará utilizando los modelos de dispersión de contaminantes AERMOD o CALPUFF recomendados por la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (USEPA).

Entidad que expide: Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible

## **1.2. RESOLUCIÓN 0672 DE 2014**

La resolución 0672 de 2014 modifica parcialmente la resolución 1541 de 2013, pues en la composición de algunas de las sustancias de las actividades listadas en la tabla 1 del artículo 5 de la resolución 1541 es necesario que se determine la concentración de mercaptanos como sustancias responsables de olores ofensivos y que estas hacen parte del parámetro Azufre Total Reducido (TRS). Esta norma cambia el término Sulfuro de hidrógeno ( $H_2S$ ) por Azufre total Reducido (TRS).

## **1.3. RESOLUCIÓN 0330 DE 2017**

Esta norma adopta el Reglamento Técnico para el sector de Agua Potable y Saneamiento Básico – RAS. Deroga las resoluciones 1096 de 2000, 0424 de 2001, 0668 de 2003, 1459 de 2005, 1447 de 2005 y 2320 de 2009. Tiene como objetivo reglamentar los requisitos técnicos de las etapas de planeación, diseño, construcción, puesta en marcha, operación, mantenimiento y rehabilitación de la infraestructura relacionada con los servicios públicos domiciliarios de acueducto, alcantarillado y aseo, entre lo que se incluye, las plantas de tratamiento de aguas residuales.

En el artículo 209 se hace referencia al control de olores en las PTAR y alude a la resolución 1541 de 2013 en cuanto a los valores máximos permisibles, los procedimientos de evaluación y los planes de contingencia.

Se consideran las siguientes acciones como medidas de reducción y control de olores en general:

- i. Realizar confinamiento y cobertura de procesos en áreas de tratamiento preliminar o en sedimentadores primarios.
- ii. Evaluar la captación y tratamiento de emisiones odoríferas ofensivas para el entorno de la planta.
- iii. Reducir al mínimo el tiempo de retención de los lodos en el sedimentador primario y el secundario.
- iv. Adicionar caudales recirculados odoríferos tan próximos como sea posible a los procesos aeróbicos de tratamiento secundario.

- v. Agrupar las fuentes principales de olor cuando sea posible, para permitir el uso de medidas de reducción comunes.
- vi. Utilizar barreras vivas y plantas aromatizantes.
- vii. Minimizar la turbulencia y evitar caídas en la línea hidráulica.
- viii. Buscar que se produzcan sumergencias en las tuberías que conecten los diferentes procesos del reactor.

Entidad que expide: Ministerio de Vivienda, Ciudad y Territorio

## **1.4. RAS – 2017 SECCIÓN II TÍTULO E TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES**

### **1.4.1. Generalidades**

Este reglamento establece los criterios básicos y requisitos mínimos que deben reunir los diferentes procesos involucrados en la conceptualización, el diseño, la construcción, la supervisión técnica, la puesta en marcha, la operación y el mantenimiento de los sistemas de tratamiento de aguas residuales. Incluye generalidades, caracterización de las aguas residuales, sistemas de tratamiento en el sitio de origen, sistemas centralizados, emisarios submarinos, aspectos de operación y mantenimiento y un Anexo con metodologías de diseño recomendadas.

El tema de la emisión de olores es tratado a lo largo de todo el reglamento y es especialmente relevante en la selección de sitios de ubicación de los sistemas centralizados de tratamiento, donde se deben considerar aspectos como: los puntos de emisión de olores, y cantidad de emisión en cada uno; una modelación de dispersión atmosférica; evaluación de concentraciones de H<sub>2</sub>S y otras sustancias olorosas en las zonas aledañas considerando concentraciones pico con frecuencias inferiores a 15 minutos; y las medidas de mitigación.

Tres de las consideraciones utilizadas en el análisis para la ubicación de una nueva PTAR cerca a áreas residenciales son: la distancia del sitio a la zona residencial más cercana; la dirección del viento hacia la zona residencial más cercana. Además, se identifican las localizaciones en sistemas de tratamiento de aguas residuales donde se pueden generar problemas de olores. Se enuncian los parámetros que deben ser regulados para que no contribuyan a los problemas de olores en una PTAR, que incluye: evitar un pH debajo de 8, lo que haría que el sulfuro cambie a sulfuro de hidrógeno gaseoso; la temperatura alta incrementa la acción microbial de bacterias anaerobias y la liberación de componentes orgánicos volátiles del líquido a la fase gaseosa; la descarga de sustancias tóxicas pueden inhibir la acción de microorganismos en sistemas de tratamiento biológico; tener en cuenta que los aceites y grasas se pueden degradar anaeróbicamente.

Específicamente haciendo referencia a la prevención de la generación de sulfuro de hidrógeno se hacen las siguientes recomendaciones:

Suministro de la suficiente turbulencia para prevenir la deposición de sólidos y para asegurar una mezcla completa (excesiva turbulencia liberará olores siempre generados pero que se mantienen en la fase líquida).

- i. Mantener al menos 1 mg/L de oxígeno disuelto.
- ii. Mantener los lodos sedimentados frescos a través de unas tasas de retorno adecuadas.
- iii. Asegurar unos tiempos de retención hidráulica y de sólidos apropiados en todos los tanques.
- iv. Desarrollar un programa agresivo de pretratamiento industrial.

### **1.4.2. Control de olores en tanques de sedimentación**

Para el tratamiento primario, específicamente a través de tanques de sedimentación, el RAS recomienda una distancia mínima de amortiguamiento de 120 m. Además, debe evitarse una acumulación excesiva de lodos ya que estos pueden descomponerse y crear gases y olores indeseables. Se debe quitar la capa de natas que se forma en la superficie del agua, por lo menos dos veces al día, y remover de inmediato el lodo flotante. En caso de que un tanque se ponga fuera de servicio por uno o dos días, se debe drenar el contenido del tanque, y limpiar luego el interior. Si el tanque sale del servicio de modo permanente, se debe llenar el tanque con agua químicamente tratada (típicamente con cloro) para prevenir el crecimiento de algas o bacterias. De acuerdo con los resultados del estudio de impacto ambiental debe cubrirse el tanque, recoger los olores y tratarlos, para evitar los efectos sobre la comunidad adyacente, si así lo exigen.

Siempre se hace hincapié en que el control de olores debe hacer parte del manual de operación y mantenimiento del sistema, sea cual sea.

Para prevenir la formación de olores en los tanques de sedimentación secundaria, debe evitarse la acumulación de espumas en la superficie, la acumulación de lodos en las paredes de los tanques y materia orgánica en los vertederos efluentes. Aunque debe mantenerse una concentración de lodos de retorno, los olores pueden minimizarse si el licor mezclado sedimentado se remueve del piso del tanque tan rápido como sea posible y se devuelve a los tanques de aireación. El operador debe controlar el tiempo de retención de los sólidos en el clarificador secundario para prevenir la generación de gas sulfhídrico.

### **1.4.3. Control de olores en filtros percoladores**

Los olores ofensivos son el problema que más frecuentemente se asocia con los problemas de sobrecarga orgánica. Se puede controlar con recirculación para rebajar la concentración de

DBO inicial y, con el aumento de la carga hidráulica, aumentar el poder abrasivo y eliminar el crecimiento biológico excesivo. Para evitar molestias de olores deben mantenerse las condiciones aerobias. Además, deben tomarse las siguientes medidas: recircular el efluente de salida del filtro percolador si tiene oxígeno disuelto; eliminar las obstrucciones en el filtro percolador; eliminar depósitos en el fondo, enjuagándolos o raspándolos; airear las aguas residuales en la entrada de la sedimentación primaria o del filtro; agregar las sustancias químicas adecuadas en la entrada del filtro, bajo dirección técnica.

#### **1.4.4. Control de olores en tratamientos anaerobios**

El reglamento establece que debe cumplirse con lo siguiente: Minimizar la turbulencia y evitar caídas mayores a 5 cm; seleccionar adecuadamente el sitio de la planta (de acuerdo con los criterios de distancias definidos anteriormente); buscar que se produzcan sumergencias en las tuberías que conecten los diferentes sistemas del reactor; recoger los gases secundarios y tratarlos; quemar o tratar los gases primarios; minimizar escapes de gases de los reactores y sistemas de manejo; colocar separadas las cajas de entrada y salida de caudales; colocación de barreras vivas; y colocar plantas aromatizantes.

Cuando se trata de un reactor UASB debe taparse el reactor, recoger y tratar los gases que se generan en las zonas de sedimentación y en las estructuras de salida y conducción del efluente tratado.

#### **1.4.5. Control de olores en el manejo de lodos**

Para minimizar problemas de olores, se recomienda que el espesador se coloque donde pueda recibir frecuente atención operacional, pero suficientemente lejos de los límites de la planta para evitar acercamientos casuales. Se recomienda una distancia de amortiguamiento de 300 m. Cuando existan impactos ambientales por olores se deben cubrir los espesadores y el gas se debe recoger y tratarlo adecuadamente.

### **1.5. RESOLUCIÓN 2087 DE 2014**

Esta resolución adopta el protocolo de monitoreo, control y vigilancia de olores ofensivos. El protocolo describe el procedimiento de recepción de quejas y reclamos, partiendo del principio de que un olor ofensivo perjudica a un receptor sensible. Para evaluar la queja, la autoridad ambiental deberá aplicar la norma NTC 6012-1 "Efectos y evaluación de los olores. Evaluación sicométrica de las molestias por olores. Cuestionarios". Luego la autoridad ambiental emite el concepto técnico correspondiente.

La resolución establece parámetros y metodologías para la medición de sustancias con olores ofensivos, estrategias de medición, recurso humano requerido, métodos de modelación de la dispersión de olores ofensivos y parámetros de desarrollo del informe técnico.

La resolución establece también el contenido del plan para la reducción del impacto por olores ofensivos, el cual contempla: una descripción general de la razón social, las actividades que realiza, y las técnicas y prácticas adoptadas en los procesos generadores de olores ofensivos.

La evaluación de olores ofensivos a través de métodos sensoriales se basa en la determinación de la concentración del olor por olfatometría dinámica, metodología desarrollada en la NTC 5880 Calidad del Aire. Determinación de la concentración del olor por olfatometría dinámica correspondiente con la Norma Europea EN 13725 estandarizada por el Comité Europeo de Normalización (CEN).

Finalmente, el protocolo da algunos lineamientos para la gestión de las emisiones de olores ofensivos y el seguimiento, de tal modo que se pueda valorar la eficiencia de las medidas que se implementan. Entre otras cosas, menciona algunas desventajas y ventajas de la retención y captura de olores, de la dilución y dispersión, de la incineración de corrientes olorosas, y de la neutralización o enmascaramiento de estos.

La resolución establece las escalas de intensidad y alcance del olor de la siguiente manera.

*Tabla 1-2. Categorías de escala de intensidad de olores ofensivos*

VALOR	CATEGORÍA
1	Olor no detectable
2	Débil (es necesario inhalar frente al viento)
3	Moderado (fácilmente detectable mientras se respira normalmente, carácter posiblemente desagradable)
4	Fuerte (olor desagradable pero soportable)
5	Muy fuerte (olor muy desagradable, puede causar náuseas)

*Tabla 1-3. Categorías de escala según la localización del olor ofensivo*

VALOR	CATEGORÍA
1	En el sitio o en sus límites solamente
2	A corta distancia de los límites pero no impacta ningún receptor sensible (< 25 m)
3	En las cercanías a receptores sensible (< 250 m)
4	En una amplia localización (< 500 m)
5	Generalizada, que afecta grandes áreas

## 2. ORIGEN DE LOS OLORES EN EL PROCESO OPERATIVO DE UNA PTAR

### 2.1. GENERALIDADES

Los olores son sensaciones resultantes de la recepción de un estímulo por parte del sistema olfatorio, que consiste en dos subsistemas separados: el epitelio olfatorio y el nervio trigémino. Las sustancias que estimulan el sentido del olfato son conocidas como olores; la estructura física y química y las características moleculares de los compuestos olorosos producen un estímulo en las células olfatorias que son responsables del olfato. Los compuestos olorosos también pueden ser percibidos por el sentido del gusto cuando son absorbidos por la membrana mucosa en la boca o en la garganta (WEF, 1995).

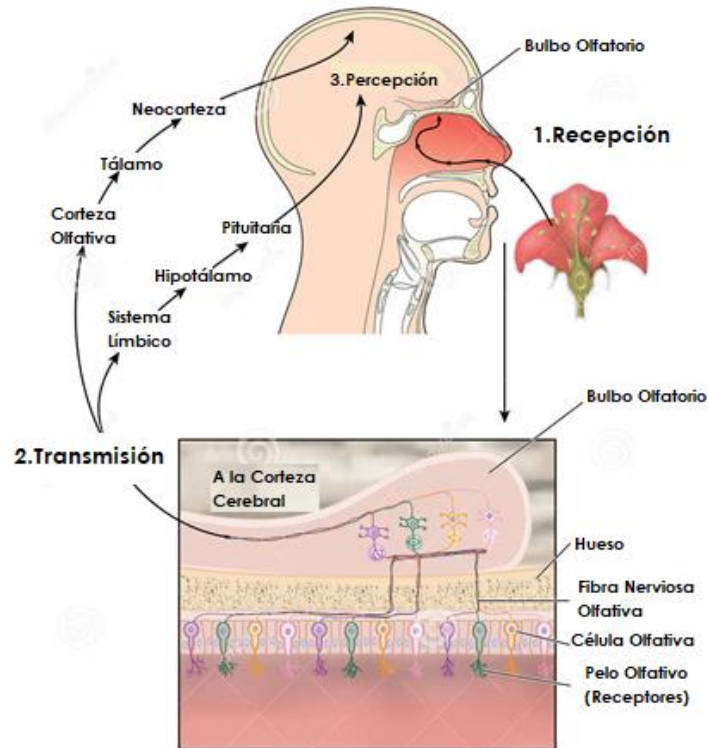
El epitelio olfatorio localizado en la nariz es capaz de detectar y diferenciar entre miles de olores y las puede detectar en concentraciones menores a aquellas detectables por los instrumentos analíticos actuales. La nariz humana contiene aproximadamente 1 millón de células receptoras de olores, al final de las cuales existe un cilio que se extiende a través de la mucosa, y en el otro extremo de la célula receptora está el nervio que conecta la célula con el bulbo olfatorio ubicado detrás de los ojos y sobre la cámara nasal en la parte baja frontal del cerebro.

El sistema olfativo incluye el nervio trigémino que también está ubicado en la membrana mucosa, y cuya función básica es emitir una acción de reflejo que produce una sensación dolorosa. Esta estimulación es causada por químicos con olor (tales como el cloro o el amoníaco) que son irritantes y pueden ser peligrosos. El nervio trigémino inicia un reflejo preventivo tal como lo es el estornudo para interrumpir la inhalación.

El sentido del olfato es bastante complejo y las respuestas a diferentes olores por parte del sujeto receptor puede ser variable. Esta variabilidad resulta de las diferencias en la habilidad de detectar los olores (la percepción puede variar dependiendo del tipo de compuesto con olor); también de la aceptación o rechazo subjetivo de un olor específico basado en la experiencia; circunstancias en las que el olor es percibido; y otros factores como la edad, la salud o la actitud del sujeto receptor.



Ilustración 1. Sistema fisiológico humano para la recepción de olores



## 2.2. COMPUESTOS OLOROSOS EN EL AGUA RESIDUAL

Las sustancias olorosas emitidas por aguas residuales domésticas acumuladas o en procesos de tratamiento pueden ser de naturaleza tanto orgánica como inorgánica y se presentan en forma de gases y vapores. Varios autores concuerdan en que los principales gases inorgánicos son el sulfuro de hidrógeno y el amoníaco. Aunque ambos compuestos se producen típicamente como resultado de la actividad biológica, los vapores orgánicos también pueden tener origen en la descarga directa de desechos químicos. Muchas de estas sustancias olorosas son el resultado de la descomposición anaeróbica de materia orgánica que contiene azufre y nitrógeno, sin embargo, los olores también se pueden generar por descomposición aeróbica y en el tratamiento de residuos sólidos que impliquen procesos con calor.

Gases de alcantarillados incluyen sulfuro de hidrógeno, amoníaco, dióxido de carbono y metano. De los anteriores, solo el sulfuro de hidrógeno y el amoníaco tienen un olor significativo. También, frecuentemente los gases de aguas residuales pueden incluir compuestos de olores fuertes como mercaptanos, sulfuros orgánicos, y aminas tales como el indol y el escatol. Dependiendo de los tipos de compuestos presentes en las descargas residuales industriales,

también se pueden presentar ácidos orgánicos, aldehídos y cetonas, caracterizados por su fuerte olor.

En la Tabla 2-1 se presenta una recopilación de los compuestos encontrados en aguas residuales y su umbral de detección. Los olores de las filas 1-24 pueden ingresar naturalmente a suministros de agua como resultado de reacciones bioquímicas. Los compuestos presentados en las filas 25-30 son producidos en capas de biopelícula microbiana formada en las redes de distribución de agua potable, donde son liberadas al suministro. Compuestos de las filas 31-34 son producidos durante el proceso de tratamiento de agua residual, después del cual son liberados en el agua. Todos los autores concuerdan en que los compuestos causantes de olores siempre alterarán el sabor del agua, mientras que los compuestos que cambian el sabor no necesariamente emiten un olor.

**Tabla 2-1** *Compuestos causantes de Olores.*

No	Compuesto	Fórmula química	Olor	Umbral de detección de olor (ppm)	Peso molecular (g/mol)
1	2-Propeno -1 Tiol	$\text{CH}_2=\text{CH}-\text{H}_2-\text{SH}$	Ajo y café caliente	0,00005	47,15
2	1-Tiol-Pentano	$\text{CH}_3\text{e}(\text{CH}_2)_3-\text{CH}_2-\text{SH}$	Hedor, goo	0,0003	104,22
3	Bencilmercaptano	$\text{C}_6\text{H}_5\text{CH}_2\text{SH}$	Puerro; Ajo	0,00019	124,21
4	2-Buteno-1 Tiol	$\text{CH}_3\text{eCH]CHeCH}_2-\text{SH}$	Olor similar al hedor de zorrillo	0,000029	90,19
5	Dimetil Sulfuro	$(\text{CH}_3)_2\text{S}$	Repollo; Azufre	0,0001	62,13
6	Etil Mercaptano	$\text{C}_2\text{H}_6\text{S}$	Repollo podrido, flatulencia, Hedor de zorrillo	0,00019	62,10
7	Sulfuro de Hidrógeno	$\text{H}_2\text{S}$	Huevo podrido	0,00047	34,10
8	Metil Mercaptano	$\text{CH}_4\text{S}$	Repollo podrido, flatulencia	0,0011	48,10
9	Propil mercaptano	$\text{C}_3\text{H}_8\text{S}$	Olor parecido a repollo	0,000015	76,16
10	Dióxido de Sulfuro	$\text{SO}_2$	Olor irritante	0,009	64,07
11	Tert-Butiltiol	$\text{C}_4\text{H}_{10}\text{S}$	Olor a zorrillo	0,00008	90,10
12	Tiocresol	$\text{CH}_3-\text{C}_6\text{H}_4-\text{SH}$	Olor a ranciedad	0,000062	124,21
13	Amonio	$\text{NH}_4$	Fuerte olor irritante	1	18,014
14	Tiofenol	$\text{C}_6\text{H}_6\text{S}$	Ajo desagradable irritante	0,000064	110,18
15	Geosmin	$\text{C}_{12}\text{H}_{22}\text{O}$	Tierra; humedad	0,004	182,3
16	Metilisoborneol	$\text{C}_{11}\text{H}_{20}\text{O}$	Tierra; humedad	0,015	162,28
17	2-isopropil-3-metoxipirazina	$\text{C}_8\text{H}_{12}\text{N}_2\text{O}$	Vegetales podridos; papel húmedo	0,0002	152,19
18	2-isobutil-3-metoxipirazina	$\text{C}_9\text{H}_{14}\text{N}_2\text{O}$	Madera en descomposición, partículas de carbón	0,001	122,66
19	b-Ionona	$\text{C}_{13}\text{H}_{20}\text{O}$	Olor a violetas	0,007	192,3
20	b-Ciclocitral	$\text{C}_{10}\text{H}_{16}\text{O}$	Olor de las frutas	19	152,23
21	cis-3-hexen-1-ol	$\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}$	Olor del pasto	70	100,16
22	1-Penten-3-one	$\text{C}_5\text{H}_8\text{O}$	Pescado podrido	1,25	82,11
23	Dimetil Trisulfina	$\text{C}_2\text{H}_6\text{S}_3$	Vegetales podridos	0,1	126,26
24	3 Metil-1-Butanal	$\text{C}_5\text{H}_{12}\text{O}$	Olor de aceite	0,15	88,14

**Tabla 2-1 Compuestos causantes de Olores. (continuación)**

No	Compuesto	Fórmula química	Olor	Umbral de detección de olor (ppm)	Peso molecular (g/mol)
25	Trans,cis-2,6-nonadienal	C <sub>9</sub> H <sub>14</sub> O	Olor a pepino	0,02	183,2
26	Trans-2,trans-4-decadienal	C <sub>10</sub> H <sub>16</sub> O	Olor a pepino, Aceite de pescado	3	152,23
27	Trans-2,trans-4-heptadienal	C <sub>7</sub> H <sub>10</sub> O	Vegetales, Pescado	25	110,15
28	2,4,6-Tricloroanisol (TCA)	C <sub>7</sub> H <sub>5</sub> Cl <sub>3</sub> O	Olor a tierra, humedad y moho	0,00003	211,47
29	2,4,6-Tribromoanisil (TBA)	C <sub>7</sub> H <sub>5</sub> Br <sub>3</sub> O	Olor a podredumbre y tierra	0,00003	344,83
30	Benzotiazol	C <sub>7</sub> H <sub>5</sub> NS	Olor a químico	0,08	135,18
31	Aldehídos con bajo peso Molecular,	-	Olor a fruta	30 >	Menor que el heptanol
32	2-Clorofenol	C <sub>6</sub> H <sub>5</sub> ClO	Olor penetrante carbólico	0,36	128,56
33	2,6-Dibromofenol	Br <sub>2</sub> C <sub>6</sub> H <sub>3</sub> OH	Olor y sabor a medicamentos	0,0005	521,9
34	Yodoformo	CHI <sub>3</sub>	Azafrán	0,03	393,73
35	Ácido Acético	C <sub>2</sub> H <sub>4</sub> O <sub>2</sub>	Olor a vinagre irritante	0,0060	60,05
36	Ácido Propanoico	C <sub>3</sub> H <sub>6</sub> O <sub>2</sub>	Olor a acre, sudor, queso	0,0057	74,078
37	Escatol	C <sub>9</sub> H <sub>9</sub> N	Fuerte olor fecal	0,0000056	131,174
38	Indol	C <sub>8</sub> H <sub>7</sub> N	Olor intenso fecal y a jazmín en bajas concentraciones	0,00030	117,15
39	Etil-o-Toluidina	CH <sub>3</sub> C <sub>6</sub> H <sub>4</sub> NHC <sub>2</sub> H <sub>5</sub>	Desagradable	0,026	135,21
40	n-Ácido Butírico	C <sub>4</sub> H <sub>8</sub> O <sub>2</sub>	Desagradable nauseabundo	0,00019	88,11
41	Propano	C <sub>3</sub> H <sub>8</sub>	Desagradable	1500	88,11
42	Ácido Isobutírico	C <sub>4</sub> H <sub>8</sub> O <sub>2</sub>	Mantequilla podrida	0,0015	88,11
43	Ácido Isovalérico	C <sub>5</sub> H <sub>10</sub> O <sub>2</sub>	Queso, sudor	0,000078	102,1317
44	n-Pentano	C <sub>5</sub> H <sub>12</sub>	Olor a gasolina	1,4	72,15
45	n-Ácido Valérico	C <sub>5</sub> H <sub>10</sub> O <sub>2</sub>	Muy desagradable	0,000037	102,13
46	n-Butano	C <sub>4</sub> H <sub>10</sub>	Olor a gasolina o a gas natural	1200	58,12
47	Ácido Isohexanoico	C <sub>6</sub> H <sub>12</sub> O <sub>2</sub>	Sudoroso, fruta	0,00040	116,15
48	n -Hexano	C <sub>6</sub> H <sub>14</sub>	Desagradable	1,5	86,18
49	n-Ácido Hexanoico	C <sub>6</sub> H <sub>12</sub> O <sub>2</sub>	Olor a chivo	0,00060	116,1583
50	Isopentano	C <sub>5</sub> H <sub>12</sub>	Desagradable	1,3	72,15
51	Metil Mercaptano	CH <sub>4</sub> S	Repollo podrido, flatulencia	0,000070	48,11
52	Propionaldehído	C <sub>3</sub> H <sub>6</sub> O	Irritante olor a fruta	0,0010	58,08
53	Dioxido de Sulfuro	SO <sub>2</sub>	Irritante; similar a un fósforo recién encendido	0,87	64,066
54	Carbonil Sulfuro	COS	Azufre	0,055	60,07
55	Acetaldehido	C <sub>2</sub> H <sub>4</sub> O	Etéreo	0,0015	44,052
56	Formaldehído	CH <sub>2</sub> O	Irritante	0,50	30,031
57	Metil alil sulfuro	CH <sub>2</sub> = CHCH <sub>2</sub> SCH <sub>3</sub>	Ajo	0,00014	88,17
58	Dimetil sulfuro	(CH <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> S	Repollo y azufre	0,0030	62,13
59	n-Aldehído Nonano	CH <sub>3</sub> (CH <sub>2</sub> ) <sub>7</sub> CHO	Desagradable	0,00034	142,24
61	n-Decil Aldehído	CH <sub>3</sub> (CH <sub>2</sub> ) <sub>8</sub> CHO	Olor fuerte a cáscara cítrica	0,00040	156,27
62	Acroleína	C <sub>3</sub> H <sub>4</sub> O	Irritante	0,0036	56,06
63	n-Hexil mercaptano	CH <sub>3</sub> (CH <sub>2</sub> ) <sub>5</sub> SH	Desagradable	0,000015	118,24

**Tabla 2-1**      **Compuestos causantes de Olores. (continuación)**

No	Compuesto	Fórmula química	Olor	Umbral de detección de olor (ppm)	Peso molecular (g/mol)
64	n-Butanol	C <sub>4</sub> H <sub>9</sub> OH	Banano, alcohol	0,038	74,12
65	Isoamilo Mercaptano	C <sub>5</sub> H <sub>12</sub> S	Desagradable	0,00000077	104,213
66	Isopropanol	C <sub>3</sub> H <sub>8</sub> O	Olor a frutas	26	60,1
67	n-Amilo mercaptano	C <sub>5</sub> H <sub>12</sub> S	Desagradable	0,00000078	104,2158
68	Tert-Butil mercaptano	(CH <sub>3</sub> ) <sub>3</sub> CSH	Gas natural	0,000029	90,2
69	Etanol	C <sub>2</sub> H <sub>6</sub> O	Olor a químico	0,52	46,068
70	sec, Butil Mercaptano	C <sub>4</sub> H <sub>10</sub> S	Desagradable	0,000030	90,18
71	Metanol	CH <sub>4</sub> O	Similar al etanol	33	32,04
72	Isobutil mercaptano	C <sub>4</sub> H <sub>10</sub> S	Desagradable	0,0000068	90,187
73	Crotonaldehído	[CH <sub>3</sub> CH]CHCHO	Olor irritante y sofocante	0,0230000	70,090
74	n-Butil mercaptano	C <sub>4</sub> H <sub>10</sub> S	Repollo, zorrillo, ajo	0,0000028	90,180
75	Metacroleína	C <sub>4</sub> H <sub>6</sub> O	Desagradable	0,0085000	70,090
76	Isopropil mercaptano	C <sub>3</sub> H <sub>8</sub> S	Olor a zorrillo	0,0000060	76,160

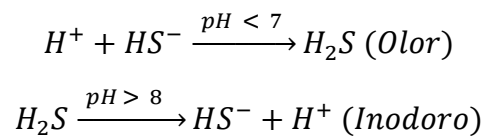
Como se observa en Tabla 2-1 la mayoría de los compuestos olorosos son gaseosos bajo condiciones normales atmosféricas, o al menos tienen una volatilidad significativa, la cual se representa en la Tabla 2-1 como partes por millón y es igual a la presión de vapor. Los pesos moleculares de estas sustancias varían generalmente entre 30 y 150. De manera general, sustancias con menor peso molecular, tienen una presión de vapor más alta y por lo tanto un potencial de emisión a la atmósfera mucho más alto. Sustancias con un peso molecular más alto, son generalmente menos volátiles y, por tanto, son menos propensas a generar malos olores.

Estos compuestos olorosos tienden a seguir la ley de Henry ( $Hx=p$ ), en la que la presión parcial del gas ( $p$ ) por encima de la superficie líquida es directamente proporcional a la concentración molecular del gas ( $x$ ) disuelto en un líquido. Ya que la constante de Henry ( $H$ ) es un valor conocido para muchos compuestos disueltos en agua, esta relación es muy útil para estimar su concentración en emisiones de aguas residuales.

También es interesante resaltar que los compuestos sulfurosos reducidos tales como los mercaptanos y sulfuros orgánicos tienden a ser más olorosos debido a su umbral de detección relativamente bajo. Esto aplica también para las aminas que contienen nitrógeno, pero en menor medida. Aunque el sulfuro de hidrógeno es considerado uno de los compuestos olorosos predominantes en el agua residual no se puede suponer siempre que en toda situación donde se presente un problema de olores sea causado exclusivamente por el sulfuro de hidrógeno. Otros compuestos olorosos tales como los mercaptanos, sulfuros orgánicos y aminas pueden contribuir significativamente a estos problemas.

## 2.2.1. Sulfuro de hidrógeno

El sulfuro de hidrógeno o ácido sulfhídrico es generado a partir de la reducción biológica del ion sulfato ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) o tiosulfato bajo condiciones anaeróbicas. El sulfuro de hidrógeno generalmente es una preocupación en las etapas iniciales del proceso de tratamiento o durante la digestión anaeróbica de los sólidos. El sulfuro de hidrógeno es un gas incoloro, potencialmente tóxico con un característico olor a huevo podrido. Puede causar la muerte en una exposición a concentraciones de 300 ppm en el aire. La Tabla 2-2 resume las características principales del sulfuro de hidrógeno en su estado gaseoso. Este gas es medianamente soluble en agua y se disocia en otras formas de sulfuro, dependiendo del pH.



**Tabla 2-2 Características Principales del Sulfuro de Hidrógeno en Estado Gaseoso.**

Parámetro	Valor
Peso molecular	34,08 g/mol
Presión de vapor a -0,4 °C	10 atm
Presión de vapor a 25,5 °C	20 atm
Densidad Relativa	1,19
Umbral de detección de olor	1 ppb aproximadamente
Umbral de reconocimiento de olor	5 ppb aproximadamente
Olor característico	Huevo podrido
Concentración de riesgo inminente para la vida	10 ppm

EL pH del agua residual cumple un rol importante en la determinación de la cantidad de sulfuro de hidrógeno molecular disponible para ser emitido a la atmósfera. A un pH de 6,0, más del 90% del sulfuro disuelto se presenta como gas disuelto. a un pH de 8 menos del 10% del compuesto está disponible como gas para ser liberado del agua residual. Es por lo que la disminución de una unidad de pH en el agua puede incrementar significativamente la emisión de sulfuro de Hidrógeno gaseoso y por lo tanto causar problemas de olores y corrosiones. Otro factor que se comporta de manera similar es la turbulencia donde su incremento promueve la emisión de este gas a la atmosfera. El sulfuro en forma iónica permanece en solución y no puede escapar como gas, los olores se forman y se emiten cuando el sulfuro está en forma gaseosa ( $\text{H}_2\text{S}$ ).

En el caso de una laguna facultativa, cuya característica principal es el comensalismo entre las algas y las bacterias en el estrato superior y la descomposición anaerobia de los sólidos en el

fondo, a distintas profundidades, diferentes interacciones entre formas de azufre pueden ocurrir. En la zona superficial, donde hay abundante cantidad de oxígeno, el azufre elemental y el sulfuro de hidrógeno son transformados biológicamente en  $\text{CH}_2\text{O}$  y  $\text{SO}_4^{-2}$  (WEF, 1995). En la profundidad media, donde la concentración de oxígeno es menor que en la superficie, solo las bacterias facultativas pueden crecer, en esta zona facultativa el sulfuro de hidrógeno es convertido a  $\text{CH}_2\text{O}$  y azufre elemental. Finalmente, en la parte más profunda donde las condiciones anaeróbicas prevalecen, el azufre orgánico,  $\text{CH}_2\text{O}$  y el  $\text{SO}_4^{-2}$  son convertidos en sulfuro de hidrógeno por las bacterias anaeróbicas. Como es de suponer diferentes tipos de bacteria existen en cada estrato de una laguna según sus capacidades se lo permitan. Cerca de la superficie las bacterias quimiotróficas dominan y obtienen su energía de la oxidación aerobia de  $\text{H}_2\text{S}$  y azufre elemental para formar  $\text{SO}_4^{-2}$ . De la anterior afirmación varias investigaciones concluyen que las bacterias quimiotróficas son esenciales en la prevención de emisiones en las lagunas facultativas o en pozos donde se acumule el agua residual.

La corrosión también es un problema significativo que resulta de la presencia del sulfuro de Hidrógeno. Este ataca directamente metales como el hierro, el acero y el cobre. Otro de los aspectos importantes en los que hace hincapié los manuales de diseño de PTAR es que el sulfuro de hidrógeno se oxida biológicamente a ácido sulfúrico ( $\text{H}_2\text{SO}_4$ ) por la presencia de bacterias *Thiobacillus* en presencia de humedad.

### 2.2.2. Compuestos orgánicos de azufre

Algunos compuestos orgánicos del azufre, tales como los mercaptanos, se encuentran a lo largo de todo el proceso de tratamiento de aguas residual, mientras que otros, como el sulfato de dimetilo y el disulfato de dimetilo, se encuentran en las operaciones de procesamiento de sólidos, como el compostaje. Aguas residuales sujetas a condiciones anaeróbicas frecuentemente contienen compuestos de azufre reducidos distintos al sulfuro de hidrógeno, que pueden contribuir a su olor característico. En el transporte de fluidos y los procesos de tratamiento, los compuestos orgánicos de azufre son comúnmente de menor importancia que el sulfuro de hidrógeno, puesto que se presentan en concentraciones relativamente más pequeñas.

Por lo anterior, remover el sulfuro de hidrógeno de estas emisiones resultaría en una reducción significativa de los olores en el agua residual. Sin embargo, en los procesos que impliquen manejo de sólidos, tales como el espesamiento, almacenamiento y deshidratación, los compuestos orgánicos de azufre cobran mayor importancia, e incluso convirtiéndose en la fuente principal del olor, y remover el sulfuro de hidrógeno en estos casos, solo reduciría parcialmente y en poca medida los problemas de olores. Algunos de estos compuestos son menos solubles que el sulfuro de hidrógeno y pueden ser difíciles de tratar, e incluso requerir de varios procedimientos contiguos para lograr una adecuada reducción del olor.

### 2.2.3. Amoníaco y compuestos nitrogenados

Las aguas residuales contienen varias formas de nitrógeno. Mucho de este está presente como amoníaco o nitrógeno orgánico. El amoníaco generalmente aparece en los procesos de deshidratación y en los sólidos resultantes de este proceso. Esto se ve más frecuentemente en sólidos que han pasado por digestión. El amoníaco se puede encontrar en aguas residuales en concentraciones de 12 a 50 mg/L (según el estudio de Metcalf y Eddy expuesto en *Wastewater Engineering: Treatment and reuse*). Sin embargo, la pequeña cantidad de amoníaco en los gases del agua residual a un pH neutral contribuye poco a las emisiones de olores, puesto que estas son predominantemente originadas por los compuestos de azufre. Es por eso, que los manuales de diseño de plantas de tratamiento rara vez recomiendan un proceso de remoción de amoníaco en el tratamiento de los gases liberados por el agua residual, a menos que materiales alcalinos, como la cal, hayan sido utilizados durante el proceso para promover un aumento del pH, ya que a  $\text{pH} > 9$  predomina en forma de Nitrógeno Amoniacal ( $\text{NH}_3$ ) y no el ion Amonio.

El amoníaco es producido por la descomposición bacteriana de la urea. Durante el ciclo del nitrógeno, bacterias fijadoras del nitrógeno y las plantas absorben nitrógeno del aire y lo convierten en amoníaco, urea, nitrito, nitrato y otros compuestos nitrogenados que son almacenados por estos organismos. El nitrógeno fijado es después ciclado a través de la cadena alimenticia después de la defecación, orina y muerte y convertido finalmente en nitrógeno molecular nuevamente después de varios procesos como la amonificación, nitrificación y desnitrificación. Los compuestos de nitrógeno orgánicos y la urea son convertidos en amoníaco a través de la amonificación aeróbica, pero debido a la ausencia de suficiente oxígeno en las redes de agua residual el ciclo del nitrógeno no puede avanzar al proceso de nitrificación y se queda en la etapa de amonificación. Por otro lado, el nitrito es convertido en nitrógeno molecular a través del proceso de desnitrificación anóxica. El agua residual fresca que entra a la red contiene una cantidad relativamente pequeña de oxígeno disuelto que se agota fácilmente en los primeros kilómetros, promoviendo una condición anaeróbica en la tubería. En los primeros kilómetros, la urea presente en el agua residual, en presencia del oxígeno remanente, se convierte en amoníaco a causa de las bacterias, a través de amonificación, y por consiguiente, la transformación de los compuestos orgánicos en amoníaco se detiene abruptamente. Este proceso químico tiene lugar nuevamente en las plantas de tratamiento de agua residual, como el amoníaco posee una temperatura de evaporación relativamente baja, se evapora fácilmente en las etapas del tratamiento y se liberan los olores correspondientes al ambiente.

Cuando los sólidos del agua residual son tratados en un ambiente de alto pH, tal como en el caso de la estabilización a través de cal, o en ambientes de alta temperatura, como el compostaje, la emisión de amoníaco y otros compuestos nitrogenados olorosos deben ser considerados como un factor significativo en los problemas por olores. Otros procesos que pueden promover la generación y liberación de amoníaco y compuestos como las aminas son la digestión anaeróbica y



la digestión aerobia termófila autosostenida. Las aminas son la clase de compuestos nitrogenados que usualmente se caracterizan por tener olores a pescado.

Algo que sucede frecuentemente en los estudios reportados sobre olores en aguas residuales, es que la determinación del umbral de reconocimiento del olor de cierto compuesto depende de la sensibilidad humana y los métodos experimentales pueden variar entre investigaciones.

## **2.2.4. Compuestos olorosos de fuentes industriales**

Si una PTAR recibe una descarga considerable de una industria los compuestos olorosos presentes pueden contribuir directamente sobre las emisiones incluso pueden cambiar las características de los olores emitidos en una planta de tratamiento de agua residual. Estos compuestos olorosos pueden variar bastante dependiendo del tipo de industria aportante con respecto al tipo y a la concentración de estos. Los compuestos orgánicos volátiles generalmente poseen olores característicos que pueden alterar las emisiones en los procesos del agua residual. Con aportes significativos de estos compuestos se puede dar origen a olores con características únicas en las etapas de aireación y tratamiento de fluido. Tal es el caso de las altas descargas de agua residual provenientes de la industria textil, específicamente de los procesos de tinturado, que se pueden ver reflejados en la emisión de un olor a solvente en las unidades de tratamiento.

Varias investigaciones demuestran que las Industrias cuya descarga poseen una demanda bioquímica de oxígeno alta contribuyen indirectamente a los olores percibidos aguas abajo de la corriente donde son descargadas. Aun cuando los desperdicios industriales no sean inherentemente olorosos, Una DBO alta resulta en un rápido agotamiento de oxígeno y en el incremento de la generación de sulfuros en los sistemas receptores de tratamiento. Por otro lado las descargas con altas temperaturas pueden tener un efecto similar en el incremento de la actividad biológica, reduciendo las concentraciones de oxígeno disuelto y propiciando condiciones anaeróbicas, y por lo tanto dando origen a la formación de sulfuro de hidrógeno.

## **2.3. FACTORES PROMOTORES DE MALOS OLORES**

Los principales factores que promueven el paso de los compuestos de su fase líquida a la gaseosa incluyen los siguientes:

- i. Turbulencia del flujo
- ii. Turbulencia del aire y su movimiento sobre la superficie del fluido
- iii. Aireación forzada (a mayor tasa de gas-líquido, mayor la emisión)
- iv. Temperatura (alta temperatura disminuye la solubilidad del gas y aumenta la tasa de transferencia)



- v. pH (bajos pH favorecen la liberación de sulfuro de hidrógeno, y altos pH favorecen la liberación de amoníaco)

Varios de los compuestos que emiten olor en las aguas residuales, tales como los compuestos orgánicos de azufre y el ácido sulfhídrico, se generan con frecuencia, como ya se mencionó, en condiciones en las que los niveles de oxígeno disuelto han sido agotados casi por completo. El oxígeno disuelto es reducido cuando el consumo de oxígeno presente en el agua residual por parte de las bacterias excede la reposición de este, por aireación natural.

Los factores que influyen directamente sobre el consumo de oxígeno disuelto son:

- i. Velocidad de flujo en los alcantarillados: Velocidades bajas reducen la turbulencia y disminuyen la aireación superficial del agua. Es por eso que en la Resolución 330 de 2017, se establece que la velocidad mínima real permitida en los colectores de alcantarillado sanitario es aquella que genere condiciones de autolimpieza adecuadas, entre las que se incluye la adecuada aireación del sistema.
- ii. Tiempo de retención en el sistema: Largos periodos de retención promueven el consumo de oxígeno y la subsecuente generación de sulfuros).
- iii. Temperatura: Altas temperaturas reducen la solubilidad del oxígeno e incrementan las tasas de crecimiento de microorganismos consumidores de oxígeno.

Una vez los niveles de oxígeno se han reducido prácticamente a cero, los factores que afectan la tasa de producción de compuestos olorosos son:

- i. Concentración de materia orgánica y nutrientes: altas concentraciones incrementan el crecimiento bacteriano y su capacidad metabólica.
- ii. Temperatura: Mayores temperaturas incrementa las tasas de crecimiento bacteriano.
- iii. Presencia de materiales tóxicos: Incluye metales, pueden reducir la actividad microbiana.

## 2.4. PROCESOS DE TRATAMIENTO CON POTENCIAL PARA GENERAR OLORES

En general, la WEF ha resumido las características de las emisiones potenciales en cada una de las unidades presentes en una planta de tratamiento de agua residual, como se muestra en la Tabla 2-3.

*Tabla 2-3 Características de emisiones por área en una PTAR, resumen de la WEF.*

Área	Características de la Emisión
Pretratamientos	Sulfuro de Hidrógeno es el compuesto oloroso predominante.
Canales de Entrada	Muy alta concentración de olores.

**Tabla 2-3** Características de emisiones por área en una PTAR, resumen de la WEF.  
(continuación)

Área	Características de la Emisión
Cribado	Posible alta turbulencia del flujo
Desarenador	Alto potencial de emisión.
Sedimentación Primaria	Sulfuro de Hidrógeno es el compuesto oloroso predominante.
Cámaras de separación	Grandes áreas superficiales expuestas.
Tanques sedimentadores	La turbulencia en los vertederos y en las cámaras de separación resultan en altas concentraciones de olores
Vertederos de descarga	La gran área superficial expuesta en los tanques sedimentadores frecuentemente hacen que los tanques sean la fuente más significativa de emisión de olores. La remoción de arena tiene alto potencial de emisión.
Tratamiento biológico	Poco o nulo sulfuro de hidrógeno excepto por las zonas anóxicas.
Crecimiento suspendido	Bajas concentraciones de mercaptanos y otros compuestos orgánicos de azufre pueden causar olores.
Lodos activados	Baja concentración de olores
Tanques de aireación	Alta turbulencia y área superficial. Poco efecto sobre las emisiones excepto en las zonas anóxicas. El mecanismo de aireación afecta la emisión cambiando la tasa gas-liquido. Filtros con significativa área superficial, están expuestos a rápidos cambios en las emisiones promovidos por los cambios en la temperatura del aire.
Sedimentación secundaria	Bajas concentraciones de compuestos olorosos.
Filtración terciaria	Bajas concentraciones de compuestos olorosos. Generalmente no tiene efecto sobre problemas de olores. Potencial de olor en el lavado de filtros.
Desinfección	Muy bajas concentraciones de compuestos olorosos. Generalmente no tiene efecto sobre problemas de olores. Es posible alta turbulencia donde se recibe la descarga.
Tanques de almacenamiento de lodos.	Alta concentración de compuestos olorosos. Reparición de sulfuro de hidrógeno. Área superficial expuesta moderada.
Deshidratación y espesamiento	Altas concentraciones de compuestos olorosos. El amoniaco puede ser significativo especialmente en el lodo digerido. El método de deshidratación puede afectar la característica del olor (el efecto de cizallamiento en las centrifugas pueden generar mayores olores que otros tipos de deshidratación.

**Tabla 2-3** Características de emisiones por área en una PTAR, resumen de la WEF.  
(continuación)

Área	Características de la Emisión
Estabilización alcalina	Alta concentración de compuestos olorosos. El amoníaco liberado es muy significativo, así como la generación de polvo. El producto final permanece oloroso por largos periodos de tiempo.
Compostaje	Alta concentración de compuestos olorosos. Disulfato de dimetilo, sulfato de dimetilo son compuestos olorosos significativos. El amoníaco puede ser significativo con baja aireación o lodos activados. Significativa generación de polvo. Grandes áreas superficiales expuestas.
Digestión	Emisión por fugas encubiertas y válvulas en los sistemas. Las emisiones pueden ser utilizadas para la producción de energía a través de su combustión debido a la poca generación de olor.

## 2.4.1. Sistemas de procesamiento en fase líquida

### 2.4.1.1. Entrada del afluente y pretratamientos

Las características del afluente de la planta de tratamiento deben ser analizadas para verificar que las descargas industriales o los interceptores en las redes de alcantarillado, no están causando olores excesivos en la entrada de la planta y en los pretratamientos. Un interceptor en particular puede tener un tiempo de detención grande o una alta carga de DBO, y por lo tanto puede promover la generación de sulfuro de hidrógeno. De ser así, esa descarga puede ser de interés particular para aplicar un control de olores focalizado. Las mediciones de DBO y azufre en los interceptores principales aguas arriba de la planta de tratamiento y pruebas de olores y azufre gaseoso en las alcantarillas puede contribuir en buena medida a determinar la descarga de compuestos causantes de olores y olores inusuales.

Después de que el agua residual afluente se combina en los interceptores, está se dirige a la entrada principal de la planta. Adicionalmente, los flujos recirculados, como el sobrenadante o el filtrado de procesos de tratamiento, frecuentemente están muy cargados de sustancias olorosas. Este flujo debe ser regresado al canal afluente a través de la red de alcantarillado de la planta. En el pretratamiento, el flujo debe ser cribado, almacenado en la una estación de bombeo, y tratado con procesos de remoción de arenas; en estas etapas, la turbulencia del flujo puede causar la emisión de contaminantes olorosos. Estos procesos deben ser cubiertos y ventilados para asegurar un ambiente aceptable de trabajo para los operarios.

### 3. CARACTERIZACIÓN DE OLORES GENERADOS EN LA OPERACIÓN DE UNA PTAR

El olor se define como la propiedad organoléptica perceptible por el órgano olfativo cuando inspira sustancias volátiles, por tanto, las moléculas odoríferas son susceptibles de producir un olor que es fácil de distinguir en el olfato de forma agradable o desagradable (UNE-EN-13725, 2004) . La percepción de olor inicia en la emisión de una determinada sustancia o mezcla de sustancias que son transportadas y diluidas en el aire resultando en la inmisión; para luego ser inhaladas por la respiración mediante el sistema olfativo, a través del cual el cerebro genera una respuesta que es la sensación de olor (Bidlingmaier & Müsken, 2007). Ocasionalmente cuando estos olores generan desagrado, la contaminación odorífera está todavía en imprecisión, porque, aunque bien se ha constituido que se entiende por malos olores y que puede o no afectar a la comunidad en general, los olores no son algo que todas las personas perciban de la misma forma, es algo difuso e inespecífico (MinSalud, 2012)

La OMS define cuatro características para los olores: el carácter, detectabilidad, sensación e intensidad. Sin embargo, hoy día solo se tiene en cuenta el factor de detectabilidad en el desarrollo de las normas reguladoras de los malos olores.

En la Tabla 3-1 se distingue el concepto de cada una de las características relacionadas previamente

**Tabla 3-1. Características olores.**

CARACTERÍSTICAS DE LOS OLORES	
Carácter	Se refiere a asociaciones mentales hechas por el sujeto al percibir el olor. La determinación suele ser muy subjetiva
Detectabilidad	Número de diluciones que requieren un olor a su concentración de olor umbral mínimo detectable
Sensación	La sensación de agrado o desagrado relativo del olor sentido por un sujeto
Intensidad	La fuerza en la percepción del olor; se suele medir con el olfatómetro de butanol o se calcula según el número de diluciones hasta el umbral de detección cuando la relación es conocida
CARACTERÍSTICAS COMPLEMENTARIAS	
Olor simple o primario	Gracias a la emisión olorosa de un único compuesto determinado, el olfato lo percibe de modo aislado.
Olor compuesto:	Se percibe gracias a la mezcla de olores primarios.

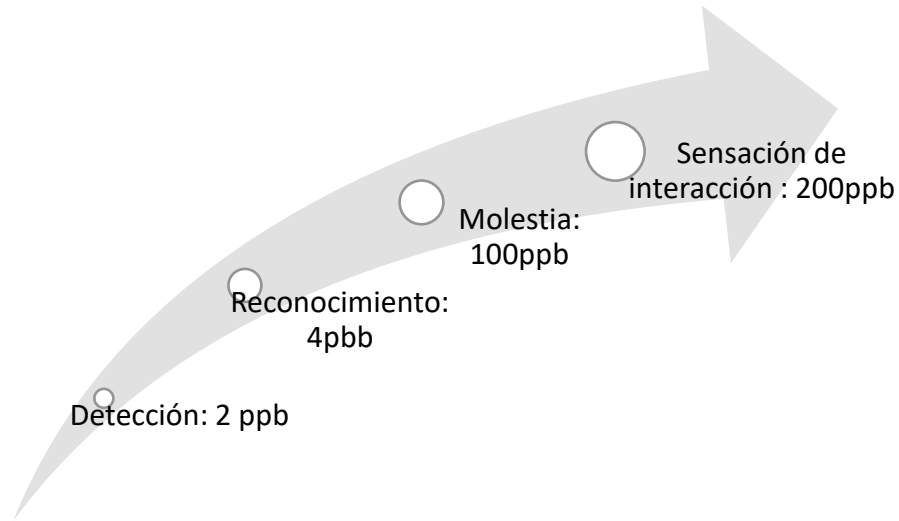
**Tabla 3-1. Características olores. (continuación)**

Cantidad de olor	Es la mayor o menor intensidad de un olor, ya sea simple o compuesto, que es capaz de percibir el olfato humano.
Concentración de olor	Dimensión utilizada Para caracterizar los olores con fines regulatorios.
Umbral del olor	Concentración de olor mínima perceptible por el olfato humano.
Umbral de percepción	Es la concentración mínima de compuesto detectable por el olfato humano, aunque no sea posible su identificación.
Umbral de identificación	Es la concentración mínima de un compuesto con la que es posible su identificación.
Umbral de exposición	La concentración y el tiempo de exposición al cual se expone un individuo a agentes odoríferos puede ser causa tanto de molestias olfativas como de molestias en la salud, llegando a casos extremos como la muerte.
Valor límite de exposición a corto término	Valor que no se debe sobrepasar para una exposición máxima de 15 minutos. El respeto de este límite previene los riesgos de efectos tóxicos inmediatos o a corto término.
Valor límite de exposición media (VME)	Se mide para una duración de 8 horas, está destinado a proteger a las personas expuestas a una larga duración. El VME se puede sobrepasar durante cortos períodos, a condición de no sobrepasar el VLE cuando éste existe.
Unidad de olor europea	Cantidad de sustancia odorífera que se evapora en 1 m <sup>3</sup> en gas neutro en condiciones normales dando una respuesta fisiológica.

Por otra parte, La reacción individual a los olores difiere con la fisiología y aspectos psicológicos. Algunos seres humanos pueden percibir que cierto olor es agradable, mientras que otros pueden percibirlos como desagradables (Nielsen et al, 1998).

En la Ilustración 2 se muestra la cantidad de concentración de partículas odoríferas respecto a la exposición que se da en el ambiente.

**Ilustración 2. Caracterización de la contaminación odorífera.**



Las plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) se consideran una de las principales fuentes de olor en áreas urbanizadas. (Belgiorno *et al*, 2015). Las mediciones de olor son esenciales para la regulación y control de estos. El parámetro principal determinado en una medición de olor es su concentración (Belgiorno V *et al*, 2012). La caracterización de los olores se puede efectuar mediante dos técnicas sensoriales y analíticas.

Las técnicas sensoriales se basan en la percepción de los olores por el olfato humano. Incluyen la determinación del carácter de un olor y el nivel de agrado o desagrado de un olor (tono hedónico). Estas técnicas generalmente utilizan asesores humanos para su ejecución, siendo la olfatometría, la técnica usada comúnmente. Dicha evaluación comprende las diluciones con aire limpio que un olor debe parecer para no ser detectable por el ser humano (umbral de detección). Otras técnicas de este tipo determinan el carácter de un olor por medio de un mapeo triangular que informa sobre el tono hedónico. Existe cierta ventaja en la aplicación de las técnicas sensoriales, la cual es recolectar información útil sobre la percepción de las personas y el grado de molestia que provoca un olor determinado, o bien para evaluar la efectividad de un sistema de control. Por otra parte, son métodos sin precisión alguna y consecuentemente no identifican las especies químicas causantes del olor, esta es la mayor desventaja de las técnicas sensoriales (Aitken *et al* 1991)

De acuerdo con el marco normativo UNE-EN 13725-2004 la olfatometría dinámica tanto ya sea en el campo o laboratorio representa un cambio fundamental en la medición de olores, ya que esta técnica sensorial es la única metodología que permite distinguir entre los conceptos de detección de olores y molestia de olores. La olfatometría dinámica se lleva a cabo gracias a la intervención de personal experto (olfatómetras), mediante utilización de un olfatómetro, este artefacto funciona de tal manera que un gas neutro sirve para diluir la muestra de gas oloroso

hasta una concentración que coincida con el umbral de detección, el cual se establece cuando el 50% del panel de expertos (olfatómetras) perciben el olor de la muestra diluida.

La olfatometría dinámica de laboratorio en la UNE 13725 cuantifica las emisiones de las fuentes de olor, pero no las inmisiónes y los resultados se utilizan para modelizar lo que se espera que suceda cuando el olor del foco se dispersa a favor de viento (predicción). Las mediciones de olores en el intervalo  $2-15 \mu/m^3$  son imposibles de realizar conforme a la UNE 13725 dado que el límite de detección se sitúa en torno a las  $20-30 \mu /m^3$  (en el mejor de los laboratorios). Sin embargo, los criterios de valoración del impacto odorífero en Europa fijan valores  $10$  y  $15 \mu /m^3$  en inmisión, que sí pueden medirse con la olfatometría de campo.

Otra desventaja de la olfatometría es que se debe disponer como mínimo de un panel de cuatro personas, sin embargo, la norma actual recomienda un mínimo de ocho personas, además el cálculo de la concentración de olor se basa en una interpolación entre el primer nivel detectado y el ultimo no detectado por dos personas.

Existen distintos tipos de olfatómetros los cuales se utilizan en todo el mundo y se pueden clasificar en tres grupos de acuerdo con el sistema de dilución, el primero es de ellos el método estático, el segundo son los olfatómetros basados en orificio fijo y el tercero hace referencia olfatómetras basados en el controlador de flujo de masa (Melte, 2004).

En la actualidad para medir olores en inmisión el olfatómetro de campo Nasal Ranger es el más utilizado, este instrumento permite medir los olores en tiempo real, se basa en el concepto de dilución hasta el umbral de detección (D/T). el cual determina la dilución necesaria para que el olor disminuya hasta el nivel del umbral de detección de cada usuario (Anton *et al*).

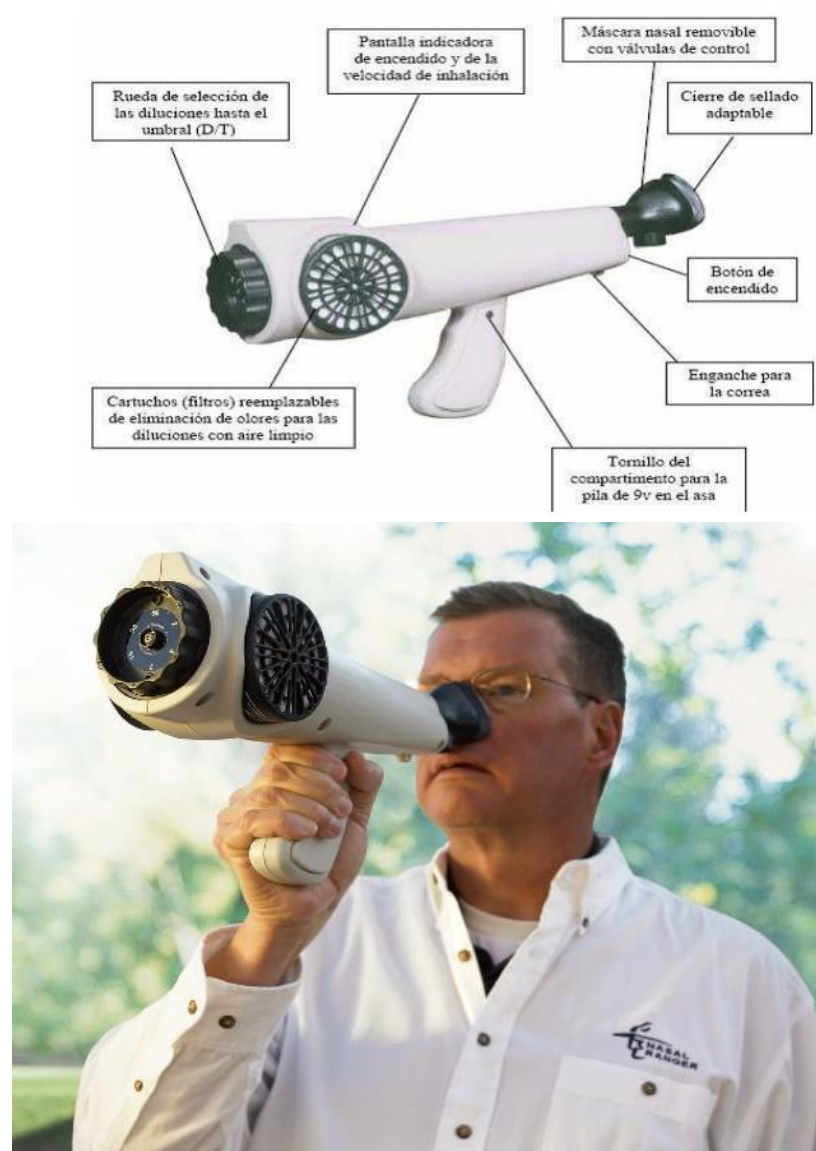
El Nasal Ranger posee autonomía de funcionamiento y dos configuraciones básicas de su rueda de selección sin embargo se puede adaptar a otras necesidades. La calibración del Nasal Ranger se realiza fijando el flujo en  $18 \text{ L/min}$  y midiendo el flujo a través de cada orificio de la rueda de selección D/T. Para cada orificio se fija un valor de menos del 5% de diferencia respecto a la referencia. Todas las unidades del Nasal Ranger presentan una desviación menor del 1% para todos los orificios respecto a la referencia. El método de determinación del umbral de detección de olor D/T del Nasal Ranger es el SI/NO y la velocidad de aspiración se puede regular entre  $16-20 \text{ L/min}$ . En la posición blanco la respiración puede ser más suave y para las posiciones D/T sólo se necesitan dos inhalaciones.

En la normatividad vigente no se especifica ni la instrumentación ni los protocolos de medición de la olfatometría de campo. Aunque, El Nasal Ranger se ha construido de acuerdo con las especificaciones de las distintas normas internacionales para la materia, dado que el cuerpo principal, la rueda de selección D/T y la máscara nasal son de teflón. Para utilizar con fiabilidad el olfatómetro de campo es imprescindible la calibración la cual puede tardar varios años.



Para calcular los promedios de las mediciones olfatométricas (D/T) deben transformarse a  $\log_{10}$  todas las lecturas D/T individuales con el fin de que la varianza de los datos sea uniforme (la escala de medida en D/T no es lineal). La coherencia olfativa de los técnicos de olores se evalúa en cada estudio mediante mediciones simultáneas lo que permite detectar las de mayor incertidumbre.

**Ilustración 3. Diagrama del Nasal Ranger.**



Una de las mediciones olfatométricas con el Nasal Ranger es protocolo o tablas FIDO, es la primera propuesta de evaluación de olor local, esta herramienta se basa en el estudio de cuatro parámetros: la frecuencia, la intensidad y el carácter agradable o desagradable del olor. Sirve para



determinar si un olor se puede considerar molestia o no (Centro Nacional de Información de la Calidad, 2007) .

En la Ilustración 4 se presenta la pirámide de la metodología FIDO acerca de la molestia olfativa.

**Ilustración 4. Pirámide FIDO de la molestia olfativa.**



El protocolo original del Departamento de Calidad Ambiental de Texas puede generar distintas exposiciones en un lugar determinado y consecuentemente esperar impactos de olor diferentes. Por ejemplo, la frecuencia y duración de los episodios de olor son factores muy relevantes, ya que a medida que estos incrementan también crece el grado de molestia de los receptores. El tipo de zona, la hora del día y la razón de localización determinan en gran parte la susceptibilidad de la población hacia los olores.

En la Ilustración 5 se presentan; las tablas FIDO; en cada una de ellas se registra la duración entre un rango de 1 a 10 minutos; la frecuencia mediante los siguientes periodos de tiempo: puntual, trimestral, mensual, semanal y diario; la intensidad por medio de los adjetivos muy fuerte, fuerte, moderado, débil y muy débil. La ofensividad es descrita como olores muy ofensivos, ofensivos, desagradables y no desagradables.

Ilustración 5. Tablas FIDO (Frecuencia, Intensidad y Duración del olor), adaptado por Generalitat de Catalunya del método original Texas.

INTENSIDAD DE OLOR				
MF	F	M	D	MD
Muy Fuerte	Fuerte	Moderado	Debil	Muy Debil

OLORES MUY OFENSIVOS					
DURACIÓN	FRECUENCIA				
	Puntual	Trimestral	Mensual	Semanal	Diario
1 Minuto	N/A	N/A	MF	F	M
2 Minutos	N/A	MF	F	M	D
1 Hora	MF	F	M	D	MD
4 Horas	F	M	D	MD	MD
>12 Horas	M	D	MD	MD	MD

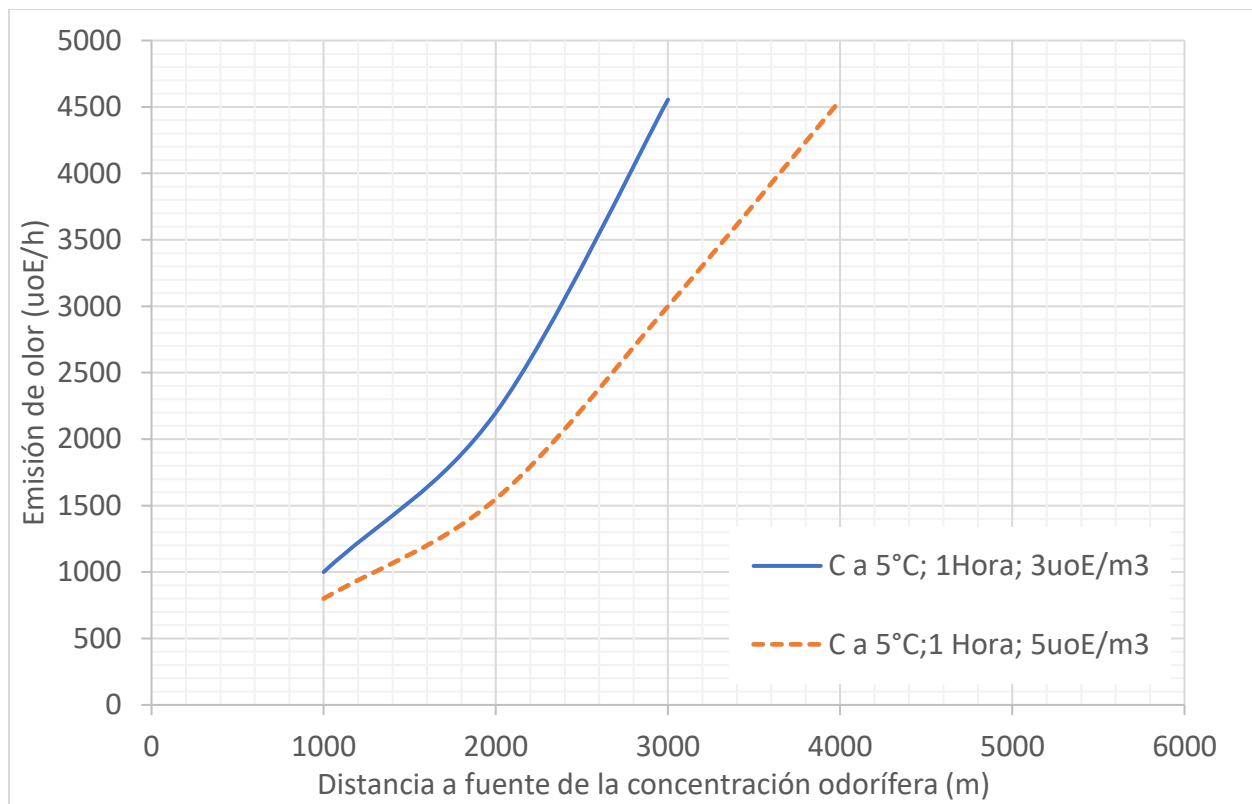
OLORES OFENSIVOS					
DURACIÓN	FRECUENCIA				
	Puntual	Trimestral	Mensual	Semanal	Diario
1 Minuto	N/A	N/A	N/A	MF	F
2 Minutos	N/A	N/A	MF	F	M
1 Hora	N/A	MF	F	M	D
4 Horas	MF	F	M	D	MD
>12 Horas	F	M	D	MD	MD

OLORES ODESAGRADABLES					
DURACIÓN	FRECUENCIA				
	Puntual	Trimestral	Mensual	Semanal	Diario
1 Minuto	N/A	N/A	N/A	N/A	MF
2 Minutos	N/A	N/A	N/A	MF	F
1 Hora	N/A	N/A	MF	F	M
4 Horas	N/A	MF	F	M	D
>12 Horas	MF	F	M	D	MD

OLORES ODESAGRADABLES					
DURACIÓN	FRECUENCIA				
	Puntual	Trimestral	Mensual	Semanal	Diario
1 Minuto	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
2 Minutos	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
1 Hora	N/A	N/A	N/A	N/A	MF
4 Horas	N/A	N/A	N/A	MF	F
>12 Horas	N/A	N/A	MF	F	M

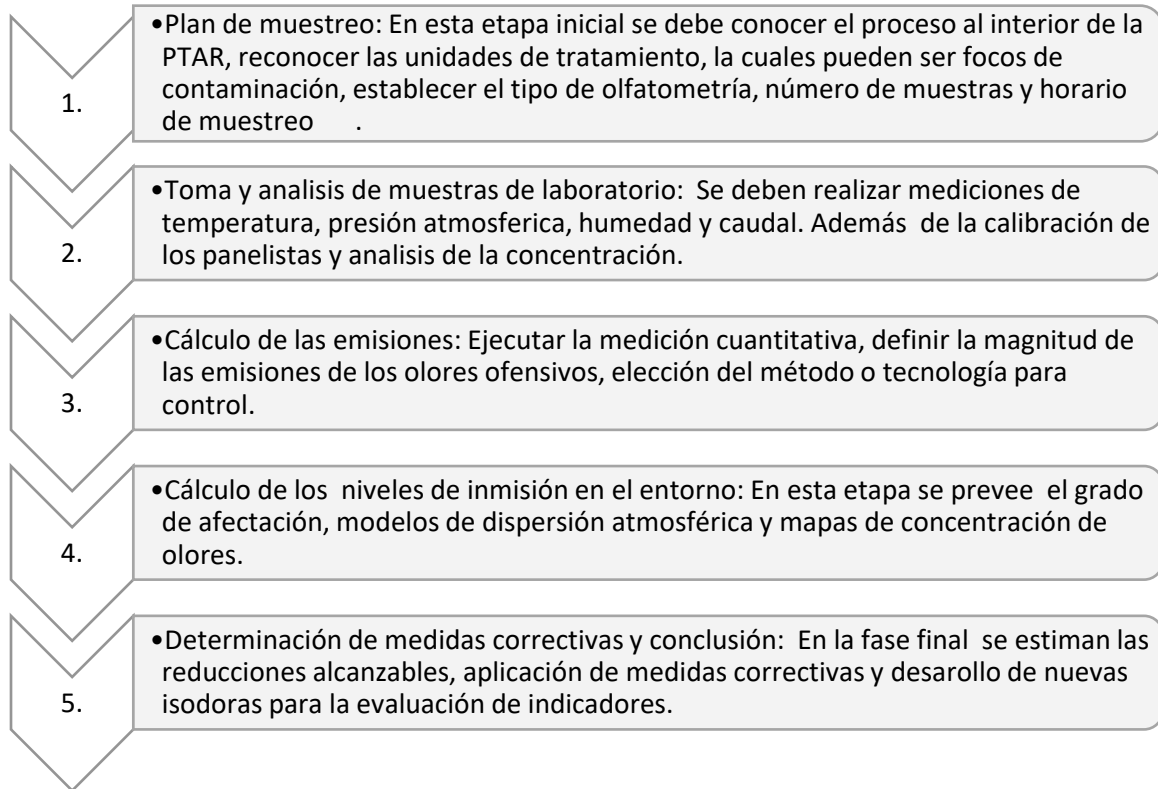
Otra de las mediciones olfatométricas con el Nasal Ranger son los nomogramas de olor, los cuales son elementos gráficos bidimensionales que permiten el cálculo aproximado de una función. Los más sencillos contiene dos ejes. En el eje de las abscisas se indica la distancia en la cual se estima que existe una determinada concentración odorífera que se espera por parte del panel de expertos que producen olores ofensivos o desagradables y en el eje de las ordenadas se introduce el valor de emisión del olor. Realmente es una herramienta sencilla y económica para obtener un primer acercamiento al impacto asociado por la dispersión de un olor en una zona urbana o rural (UNE-EN-13725, 2004).

**Ilustración 6** Ejemplo de un Nomograma de olor.



Según la información presentada anteriormente en la Ilustración 7 se registran las cinco fases para el desarrollo de una olfatometría, en primer lugar, se señala el plan de muestreo, la segunda fase hace referencia a la toma de muestras y análisis en el laboratorio, en tercer lugar, se debe ejecutar el cálculo de las emisiones, en cuarto lugar, se elabora un proceso de cálculo de los niveles de inmisión y finalmente plantear alternativas viables para el control de los olores.

**Ilustración 7. Metodología para el desarrollo de un estudio olfatométrico.**



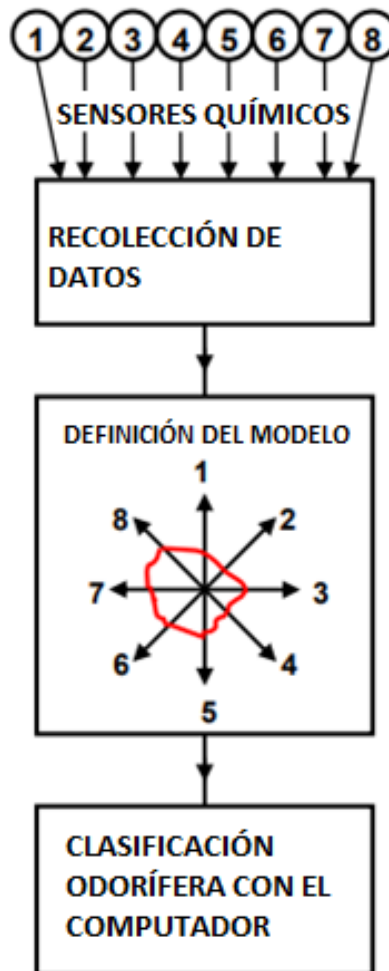
A diferencia de las técnicas sensoriales las técnicas analíticas son relativamente sencillas de aplicar e identifican cuantitativamente las especies químicas presentes en un olor. La desventaja de estas técnicas es que no proveen información de algún referente a la molestia que puede generar un olor. La contribución de las especies químicas aisladas puede sumarse para obtener la concentración global del olor. La presencia o ausencia de una especie química en la mezcla de gases, o las concentraciones de éstas pueden potenciar, disminuir o inclusive cambiar la percepción de un olor por completo. Debido a esto, las técnicas analíticas son usadas para definir criterios de diseño de métodos de control de olores, para determinar si las emisiones de una sustancia química específica están dentro de los niveles permitidos por las normas o para estimar la relación entre la concentración de una sustancia química y su equivalente en términos de percepción humana.

En la actualidad uno de los elementos más reconocidos para efectuar técnicas analíticas es la nariz electrónica, sin embargo, es una tecnología en desarrollo. Los científicos están estudiando el mecanismo del proceso de olfato que funciona en los seres humanos y tratando de usar la electrónica para imitar el proceso involucrado. Para este propósito, se utiliza una serie de sensores químicos electrónicos con especificidad parcial (Schenkber, 2003). Uno o más sensores de matrices emulan los diferentes tipos de sensores olfativos que se encuentran en la nariz humana. La

respuesta del sensor da como resultado patrones específicos. Luego, los patrones se comparan con las respuestas de estándares de muestra conocidos para caracterizar el olor (AgTech Center Innovator, 2002).

Cada sensor está diseñado para detectar diferentes olores. A medida que aumenta su capacidad de selectividad, el precio del sensor también aumenta y su producción se vuelve más difícil. Las señales que los sensores recogen del entorno se convierten en códigos duales mediante sistemas electrónicos y se envían a una computadora. La computadora define el patrón de olor por un modelo y clasifica el tipo de olor (Ilustración 8). Los sistemas electrónicos imitan los sensores olfativos y la computadora imita al cerebro humano. La computadora está programada para evaluar la información entrante del sistema electrónico de modo que pueda interpretar señales que consisten en códigos dobles (Engin G *et al*, 1999).

**Ilustración 8.** Representación de la evaluación de olores ofensivos mediante una nariz electrónica.



Las aplicaciones de las narices electrónicas son la detección automatizada y la clasificación de olores, vapores y gases. Las narices electrónicas se utilizan generalmente para el control de calidad en las industrias de alimentos, bebidas y cosmética. Otros campos son la detección de olores específicos de enfermedades para el diagnóstico médico y la detección de contaminantes y fugas de gas para la protección del medio ambiente (Figueiredo *et al*, 2002).

Debido a su facilidad de uso y rápida tasa de respuesta, cuando se usan en operaciones de rutina, las narices electrónicas tienen ventajas sobre otras técnicas de determinación de olores (Figueiredo *et al*, 2002). Las narices electrónicas tienen una alta sensibilidad para ciertos olores, una alta reproducibilidad y se pueden utilizar para las evaluaciones in situ. A pesar de estas ventajas, suelen ser grandes y caras como se ve en la Ilustración 9 (Figueiredo *et al*, 2002). Es difícil determinar la concentración correcta de olor con sensores electrónicos, ya que designan la intensidad del olor según la dosis química. Actualmente no hay calibración absoluta disponible para narices electrónicas. Además, la detección de diferentes componentes de los olores se produce de manera sensible pero no selectiva.

**Ilustración 9. Apariencia real de una nariz electrónica.**



Durante más de 40 años el departamento de energía de los Estados Unidos y el Laboratorio Nacional de Pacifico Noroeste, han aplicado las narices electrónicas en el análisis de mezclas de combustibles, detección de fugas de petróleo, prueba de olores en el agua subterránea y en la identificación de olores provenientes de PTARS (Keller *et al*, 1996). Además, en los últimos años las aplicaciones incluyen la identificación de desechos tóxicos, el monitoreo de la calidad del aire y el monitoreo de las emisiones de distintas industrias tales como la metalúrgica, alimentaria y farmacéutica.

Otra herramienta que permite el desarrollo de técnicas analíticas es el cromatógrafo de gases, método utilizado para diferenciar compuestos muy similares en una mezcla. Los

componentes presentes en una mezcla de gases se pueden encontrar utilizando este método. Cuando se necesitan resultados cuantitativos y cualitativos definitivos, el espectrómetro de masas es acoplado al cromatógrafo de gases (Galeas Maria, 2015).

**Ilustración 10. Cromatógrafo de gases acoplado a un espectrómetro de masas.**



Un cromatógrafo de gases consiste en un inyector de muestras, suministro de gas, horno con control de temperatura para la columna cromatográfica y el detector (FID, FPD, MS). La representación esquemática de un sistema GC / MS se puede ver en la Ilustración 11.

Una vez que se introduce una solución de muestra en la entrada del GC, se vaporiza inmediatamente debido a la alta temperatura (250 °C) y se introduce en la columna por el gas portador (generalmente helio). Luego, el vapor se transfiere a la columna de forma total o parcial (técnica de división). La muestra fluye a través de la columna experimentando el proceso de separación normal. A medida que los diversos componentes de la muestra emergen de la abertura de la columna, fluyen hacia la interfaz del capilar. Este dispositivo es la conexión entre la columna GC y la MS. Luego la muestra entra en la cámara de ionización. El espectrómetro de masas actúa como un filtro, transmitiendo iones con una relación masa / carga preseleccionada. Estos iones transmitidos luego se detectan con un canal multiplicador de electrones (Galeas Maria, 2015).

El detector envía información a la computadora al generar una señal eléctrica (respuesta) más o menos intensa que es específica de una sustancia. Las señales eléctricas se convierten luego en pantallas visuales (cromatograma) y pantallas impresas (informe numérico) a través del procesamiento analógico (grabador) o digital (computadora) (Galeas Maria, 2015).

**Ilustración 11. Esquema explicativo del GC-MS**



Los cromatogramas de gases son sensores analíticos que solo pueden identificar olores individuales en una mezcla de compuestos. En el cromatograma de gases, una correlación de ciertas señales con olores es casi imposible. La combinación de la nariz humana (insertando un puerto de aspiración en el sistema) con GC-MS será exitosa para encontrar los componentes principales del olor. Por otro lado, este método no es práctico, consume mucho tiempo y es costoso (Ministry of the Environment New Zeland, 2003).

Los análisis químicos (Espectrómetros infrarrojos) son métodos de investigación y tienen la ventaja de ser replicados de forma segura y se usan para caracterizar los componentes químicos desconocidos de un episodio de contaminación odorífera. Sin embargo, una muestra puntual para un periodo de tiempo con análisis químicos subsecuentes provee sólo información integrada de tiempo, pero no información relacionada con la frecuencia, intensidad y duración de la exposición, la cual es requerida para evaluar efectivamente la huella de los componentes del olor. En décadas anteriores se han desarrollado mejores tecnologías para análisis de compuestos químicos, como el espectrómetro transformador infrarrojo de paso abierto de Fourier (Open-Path Fourier transform infrared / OP-FTIR), el cual ofrece monitoreo remoto, análisis multi compuestos rápidos y mediciones promedio. Esta técnica ha sido aplicada exitosamente en la identificación de fuente



de emisión en industrias farmacéuticas, rellenos sanitarios, instalaciones de tratamiento de agua residual, zonas de tráfico pesado. (Chang-Fu W *et al*, 2011).

El sistema OP-FTIR es fabricado por Air Sentry, Baltimore, Maryland de los Estados Unidos y consiste en un espectrómetro de transformador de Fourier, un reflector retro y un telescopio. El sistema FTIR está compuesto por una fuente IR, un interferómetro, un detector de telurio de mercurio y cadmio de banda media estándar una computadora operativa con el software de reconocimiento. Además, el detector contempla un sistema automático llenado de nitrógeno líquido para mantener la temperatura. El reflector retro consiste en un panel de cubos de esquina recubiertos de oro, montados en una carcasa protectora y colocada al final de la trayectoria de medición hasta el telescopio. Por lo tanto, se puede detectar cualquier compuesto contaminante que pase por el camino abierto entre el OP-FTIR y su retro reflector (Chang-Fu W *et al*, 2011).

**Ilustración 12.** *Instalación del espectrómetro transformador infrarrojo de paso abierto de Fourier (Open-Path Fourier transform infrared / OP-FTIR).*



Para responder a las quejas de olores, se necesita el desarrollo de métodos de evaluación in situ y objetivos. Las narices electrónicas y las medidas químicas pueden ofrecer cierto potencial hacia este objetivo, mientras que los métodos expuestos no son suficientes para determinar la molestia de un individuo. Para responder a las quejas de olores, se necesita el desarrollo de métodos de evaluación in situ y objetivos. Las narices electrónicas y las medidas químicas pueden

ofrecer cierto potencial hacia este objetivo, mientras que estos métodos no son suficientes para determinar la molestia de un individuo.

El efecto del olor no se puede representar con los sensores técnicos o físicos. La sensación de olor no puede ser descrita por la cantidad de los odorantes. El olor proviene de una gran cantidad de sustancias químicas. El efecto en el sentido del olfato puede variar enormemente, dependiendo de los diferentes componentes y de su proporción. Debido a la gran cantidad de sustancias diferentes, un análisis de estas sustancias olorosas es muy difícil. Al medir los componentes de la guía, no se puede encontrar una correlación con la intensidad y concentración del olor en la mayoría de los casos y los sensores técnicos no son adecuados para una evaluación cualitativa de la ofensiva.

La nariz humana es más sensible que cualquier equipo electrónico. La principal desventaja de la prueba de olfatometría es la variabilidad de los resultados de la prueba y el tiempo necesario para realizar las pruebas. Para reducir esta variabilidad al mínimo, el panel debe ser revisado y entrenado. Un mayor número de panelistas mejorará la precisión de la medición. Normalmente el panel está formado por 4-12 personas. Por lo tanto, la olfatometría no es un método práctico para las mediciones de rutina (todos los días u horas) de tipos especiales de olores. Por otro lado, las narices electrónicas pueden proporcionar resultados más rápidos y son particularmente útiles para operaciones de rutina.

Sin embargo, el método más utilizado y completo para valorar la contaminación por olores generada por una fuente consiste en el uso de modelos matemáticos de dispersión de contaminantes. La modelización permite evaluar el impacto odorífero en una instalación, existente o futura. A partir de los datos meteorológicos de la zona se puede efectuar la modelización. El resultado de modelo es la obtención de olor en inmisión. Esta concentración puede representarse mediante líneas con un mismo valor de concentración de olor (Isodoras).

Los modelos recomendados por la Environmental Protection Agency de Estados Unidos (EPA) son el modelo de pluma gaussiano AERMOD y el modelo de puff lagrangiano CALPUFF. El modelo AERMOD para estimar la calidad del aire a nivel local hasta 50 Km, es un modelo recomendado para la mayoría de los estudios de emisiones por instalaciones de tratamiento de aguas residuales y actividades industriales (Baena Laura, 2017).

El modelo CALPUFF se usa para evaluar la calidad del aire en el caso de fenómenos de transporte a grandes distancias y en aquellos casos donde no pueda usarse el modelo AERMOD debido a la existencia de una topografía compleja del terreno donde los usos del suelo no sean uniformes y donde la circulación del viento pueda hacer que la hipótesis de estado estacionario no sea apropiada. Es decir, en el caso que existan brisas marinas o de lagos, flujos cerca de líneas costeras, condiciones prevalentes de calmas, inversiones térmicas, recirculaciones y condiciones de fumigación (Baena Laura, 2017).

Por tanto, siguiendo el criterio de la US EPA, el modelo de dispersión a usar para establecer el impacto de olores en el medio ambiente de una PTAR es el modelo gaussiano AERMOD, dejándose el modelo lagrangiano CALPUFF sólo para casos complejos (Baena Laura, 2017).

Además de los dos modelos de dispersión citados, existe un número importante de modelos de dispersión más. Por ejemplo, el European Topic Centre on Air and Climate Change incluye en su base de datos 142 modelos de dispersión (Baena Laura, 2017).

En la Tabla 3-2 se visualizan las bondades del software AERMOD view, por otra parte, en las ilustraciones 13 y 14 se presentan referencias de las distintas herramientas del AERMOD.

**Tabla 3-2 Bondades Software AERMOD view.**

1	Visualización en 3ª dimensión tanto de la información de entrada como de los resultados
2	Exporta resultados a Google Earth, de modo que el usuario puede “ver” la dispersión del contaminante sobre el área de interés
3	Modela la dispersión de múltiples sustancias en forma simultánea.
4	Completo preprocesamiento del clima con AERMET.
5	Las mallas de receptores se pueden crear en forma gráfica o como texto.
6	Percentiles y promedios móviles automáticamente
7	El cargador de AERMOD View le permite reiniciar un proyecto sin tener que alimentar toda la información de nuevo.
8	Completo análisis gráfico del arrastre por edificios.
9	Elabora Gráficas de Rosa de Vientos y de Frecuencias.
10	Genera contornos de iso-concentración en forma automática.
11	Aísla el impacto ambiental de las fuentes de emisión una por una o en grupo o grupos, a conveniencia del usuario.

Ilustración 13. Imágenes 3D generadas por ARMOD view.

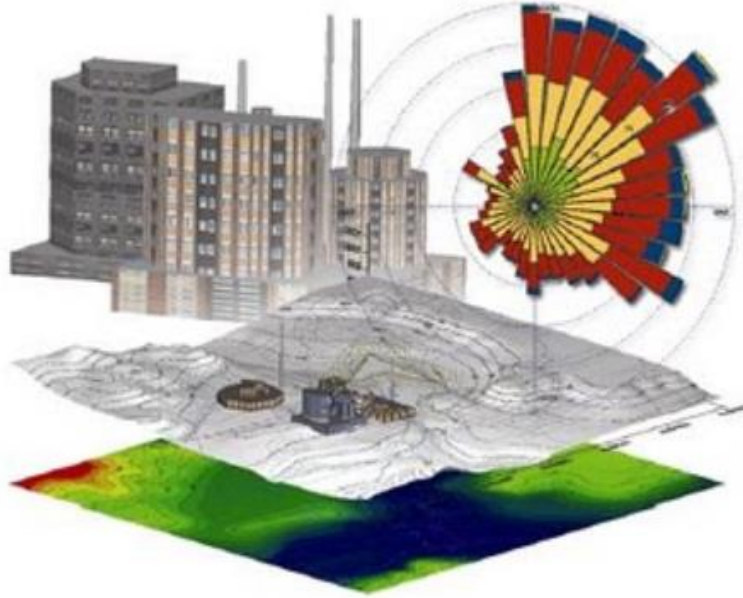
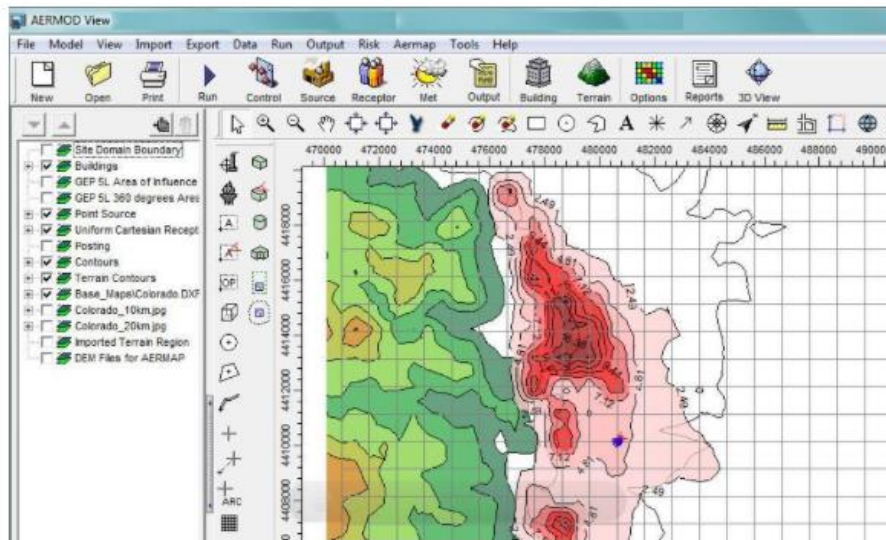


Ilustración 14. Imagen de resultados ISODORAS.



## 4. EFECTOS ORGANOLÉPTICOS Y SOBRE LA SALUD CAUSADOS POR OLORES EN UNA PTAR

### 4.1. GENERALIDADES

Cómo se ha mencionado a lo largo de este documento, ciertos compuestos químicos volátiles tienen la propiedad de estimular y ser perceptibles por el órgano olfativo a través del olor; estas emisiones olorosas pueden causar efectos en la salud desencadenando impactos en el bienestar de los individuos.

Los olores emitidos por las plantas de tratamiento de aguas residuales tienen tres mecanismos por los cuales pueden producir síntomas en la salud (Schiffman & Williams, 2005) y se hará énfasis en cada uno de ellos a lo largo de éste capítulo. El primer mecanismo se presenta con la exposición a niveles significativos de olor que pueden causar irritación o efectos toxicológicos en las personas. El segundo mecanismo es la exposición a niveles no irritantes de olor que generan síntomas en la salud por codificación genética del individuo y el tercer mecanismo se expresa con la presencia de endotoxinas en las sustancias olorosas.

Los efectos de los olores dependen de una serie de factores que contribuyen a la formación del olor que afecta la salubridad de las personas. Esta combinación de factores se presenta en el entorno y se conocen con la sigla FIDOL (Gair, 2017)(Dermícan, 2018). Estos factores influyen en la medida que el olor afecta negativamente al individuo y deben ser considerados al momento de evaluar el grado de efecto adverso del olor (Belgiorno, Naddeo, & Zarra, 2012). Los factores se mencionan a continuación:

- Frecuencia de exposición: Se refiere a la frecuencia con la que un individuo está expuesto a los olores y aumenta o disminuye según la ubicación y origen de la fuente, características de emisión de los olores, condiciones del viento y topografía del área. (Dermícan, 2018)
- Intensidad: relacionado directamente con la percepción individual de la concentración y fuerza del olor; cuando éstos valores superan el umbral de perceptibilidad del estímulo olfativo, es posible cuantificarlo con escalas de intensidad (Belgiorno et al., 2012).
- Duración de la exposición: está relacionada con el tipo de fuente de olor, la meteorología local y la ubicación de la fuente de olor. Aquí se consideran periodos cortos o largos de exposición al olor de forma continua o discontinua (Gair, 2017).
- Ofensiva o nivel de placer individual: clasificación del olor de forma subjetiva basado en las experiencias personales. Es posible cuantificarlo con escalas numéricas de puntuación.

- Locación: Área y ubicación en la que se experimenta el olor, influye en la sensibilidad del entorno de recepción.

## **4.2. EFECTOS EN LA SALUD SEGÚN EL MECANISMO DE ACCIÓN DE LOS OLORES EMITIDOS POR LA PTAR.**

Según la OMS la salud es un estado completo de bienestar físico, mental y moral, y no solo la ausencia de enfermedades (OMS 1948). Partiendo de ésta primicia, se considera que los olores derivados de las plantas de tratamiento de agua residual pueden influir en la salud humana y calidad de vida ya que afectan diversamente la población expuesta, presentando diferentes impactos en la salud humana (Dermican, 2018) (Melte, G, 2004). La Organización Mundial de la Salud en el 2010 reportó que los síntomas y efectos negativos para la salud humana pueden clasificarse por su gravedad y duración; efectos agudos a corto plazo y efectos crónicos a largo plazo (World Health Organization, 2000). Los síntomas pueden ocurrir en el momento de la exposición y remiten después de un corto periodo de tiempo; sin embargo, para los individuos sensibles la exposición a los olores puede inducir síntomas de salud que persisten por períodos de tiempo más largos, así como agravar las condiciones médicas preexistentes (Schiffman et al., 2008). A continuación, se detalla la clasificación de los efectos en la salud según el mecanismo de acción de los olores emitidos por la planta de tratamiento de aguas residuales:

### **4.2.1. Efectos causados por niveles significativos de sustancias odorantes**

Los síntomas son inducidos por los niveles de exposición a sustancias o mezcla de sustancias que causan irritación y, en este caso, el olor pasa a ser un indicador de la concentración y la toxicología de la sustancia la causante de la afectación en la salud física de los individuos (Schiffman et al., 2008) (Schiffman & Williams, 2005).

Algunos de estos síntomas reportados son:

- Irritación sensorial: en el tracto respiratorio superior e inferior. Está mediada por nervios sensoriales e inflamación en los tejidos; Efectos agudos ardor y dolor en los ojos.
- Dolor de cabeza
- Insomnio: somnolencia
- Problemas respiratorios: dificultad para respirar
- Náuseas
- Pérdida de apetito
- Estrés psicológico

- Irritación sensorial: ojos, nariz, garganta
- Ronquera, tos
- Diarrea
- Congestión nasal
- Alteraciones en el estado de ánimo
- Palpitaciones

Adicionalmente, el olor puede llegar a afectar la vida social y actividades diarias como: privación de actividades externas, inasistencia a actividades al aire libre, socialización con los vecinos y problemas de ventilación dentro de hogar. (Dermícan, 2018)

#### **4.2.2.Efectos generados en niveles no significativos de sustancias odorantes**

Los síntomas son inducidos en niveles de exposición a sustancias o mezclas de sustancias que no causan irritación porque exceden el umbral del olor, pero están por debajo del umbral de irritación. Aquí el estado emocional, genético, fisiológico, psicológico y experiencias previas con los olores inducen a la aparición de síntomas, donde los malos olores son lo que estimulan ciertas áreas del cerebro que provocan efectos en la salud de los individuos. (Schiffman et al., 2008)(Schiffman & Williams, 2005)

Algunos de estos síntomas reportados son:

- Sensación de escozor
- Náuseas
- Vómitos
- Dolores de cabeza
- Estrés fisiológico
- Problemas nutricionales

#### **4.2.3.Efectos por endotoxinas presentes en las sustancias odorantes**

La mezcla de sustancias químicas volátiles puede contener componentes como toxinas o endotoxinas liberadas por bacterias gramnegativas y, en este caso, los síntomas y efectos en la salud son generados por la exposición a estos componentes. (Schiffman et al., 2008) (Schiffman & Williams, 2005) En este orden de ideas, el olor actúa como un marcador de la concentración, tal como se reporta en el literal 3.2.1.

Algunos de estos síntomas reportados son:



- Irritación
- Respuestas inflamatorias
- Comportamiento respiratorio alterado

### 4.3. EFECTOS EN LA SALUD SEGÚN EL NIVEL DE EXPOSICIÓN AL OLOR

En la Tabla 4-1 se detalla el rango de intensidades o niveles de olor y su respectivo impacto en la salud de los individuos (Schiffman et al., 2008).

**Tabla 4-1 Rango de Intensidades o Niveles de Olor.**

Nivel	Impacto en la salud
1. Detección de olor	El olor se diferencia del ambiente
2. Reconocimiento de olor	Se caracteriza la cualidad del olor
3. Molestia de olor	El olor incomoda, pero no se muestran ni perciben reacciones físicas.
4. Intolerancia al olor	Causan síntomas somáticos o físicos.
5. Percepción irritante	Estimulación de las terminaciones nerviosas en el tracto respiratorio dando como resultado irritación.
6. Irritación somática	Se produce una reacción física negativa, independientemente de la predisposición del individuo
7. Toxicidad crónica	Impacto de salud a largo plazo
8. Toxicidad aguda	Impacto toxico agudo inmediato en la salud.

### 4.4. EFECTOS EN LA SALUD SEGÚN LA TOXICIDAD DE SUSTANCIAS OLOROSAS

Mercaptanos: provocan efectos gástricos intolerables con tiempos de exposición bajos. Con tiempos de exposición más largos, éstos compuestos pueden interferir con la hemoglobina en sangre causando cianosis temporal.

Sulfuro de Hidrógeno: exposición de concentraciones entre 10 y 20 ppm causa irritación en los ojos y el tracto respiratorio; concentraciones prolongadas entre 250 y 600 ppm puede producir bronconeumonía o edema pulmonar; exposición de concentración entre 700 y 900 ppm puede generar pérdida repentina de conciencia y coma y finalmente para concentraciones entre 1000-2000 ppm puede causar la pérdida inmediata de la conciencia y la muerte en el individuo.

Amoníaco: puede causar irritación en los bronquios y los pulmones, y la exposición prolongada a bajas concentraciones puede provocar bronquitis crónica o enfisema.



Aminas: pueden causar efectos irritantes en el moco del tracto respiratorio primario, y posible irritación de los ojos con el daño corneal posterior.

Cetonas: en concentraciones bajas, causan irritación de los ojos y el moco nasal, y en concentraciones altas pueden causar daño al sistema nervioso central.

Aldehídos: causan efecto de irritación en los ojos y en el moco del tracto respiratorio.

Ácidos orgánicos: la exposición prolongada en bajas concentraciones puede causar irritación del tracto respiratorio.

## 5. CONTROL DE OLORES

### 5.1. MÉTODOS DE CONTROL FÍSICO

#### 5.1.1. Inyección de Aire y oxígeno puro en agua residual

Este método de control de olores incrementa el potencial de oxidación reducción del sistema para controlar el nivel de sulfuro de hidrógeno presente en el agua residual, como se ha mencionado antes, las condiciones de aireación, y por tanto, las concentraciones de oxígeno disuelto en el agua pueden prevenir la generación de varios compuestos causantes de malos olores.

Los estudios (US EPA, 1991) han demostrado que niveles inadecuados de oxígeno en el agua pueden promover la producción de sulfuro de hidrógeno o ácido sulfhídrico, sobre todo en aquellos lugares donde existe mayor probabilidad de depósito de sólidos, no sólo dentro de la planta de tratamiento, sino también en tramos de la red sanitaria con fuerza tractiva o velocidades insuficientes. Este estudio determina también que en capas de depósitos residuales superiores a 1mm de espesor la producción de ácido sulfhídrico puede ser aún mayor, pues concluyen que el oxígeno tiene una capacidad máxima de penetración en los sedimentos residuales de hasta 0,4 mm. En este sentido, Talaiekhosani, et al. concluyen que con concentraciones de oxígeno superiores a los 0,5 mg/L todo el ácido sulfhídrico puede ser fácilmente oxidado en capas sedimentadas de 1 mm de espesor y superiores. Por otro lado, Ochi et al comprueba experimentalmente que los valores de oxígeno disuelto en el agua residual pueden alcanzar concentraciones desde 0,2 hasta 1,8 mg/L con la inyección directa de aire con proporciones entre el 11 y el 42% del caudal transportado de agua residual, y se logró evitar la generación de sulfuro de hidrógeno por completo de esta manera. Cabe resaltar que en los experimentos realizados por Ochi, et al, las concentraciones iniciales de sulfuro de hidrógeno se encontraban entre los 0,1 y los 0,7 mg/L, alcanzando concentraciones medias de hasta 3,9 mg/L a lo largo del sistema, que al ser sometidos a la inyección de aire, redujeron la concentración de ácido sulfhídrico a 0 mg/L.

Este procedimiento involucra ventajas como la reducción de los niveles de toxicidad y de los niveles de DBO en el agua residual, así como la prevención de los efectos corrosivos del sulfuro de hidrógeno, tal como lo demuestra la US EPA en su reporte técnico de 1991 "*Hydrogen Sulfide Corrosion in Wastewater Collection and Treatment Systems*".

Las desventajas que se hacen evidentes en la utilización de este método incluyen la posible limitación por la solubilidad del oxígeno en el agua residual. Además, Chen y Leung, 2000 logran determinar que puede ser más eficiente la inyección de oxígeno puro, pues puede incrementar la concentración de oxígeno disuelto en el agua residual hasta 5-7 mg/L, sin embargo, debido a la

presencia de gases inflamables, propios de la naturaleza de un sistema de tratamiento, el riesgo de incendio y explosión puede incrementar considerablemente. Finalmente, el uso de oxígeno puro puede implicar mayores costos en suministros y de operación.

### **5.1.2. Inyección de Nitrato en agua residual**

Carpenter, 1932, informó que la producción de olores en las aguas residuales se redujo considerablemente al inyectar nitrato de sodio. Esto se debe principalmente a que los microorganismos son más capaces de reducir el nitrato que el sulfuro; como resultado, se produce menos olor (Allen, 1949). Allen concluyó que al agregar 1 mg /L de nitrato se puede detener la producción de sulfuro de hidrógeno durante 29 días.

La inyección de nitrato puede aumentar el POR de las aguas residuales, lo que inhibiría el sulfuro de hidrógeno. Un estudio informó que al aumentar el potencial a 500 mV, se puede detener la producción de sulfuro de hidrógeno en las aguas residuales.

El retraso en la producción de sulfuro de hidrógeno depende en gran medida de la cantidad de nitrato inyectado (Poduska y Anderson, 1981). Se han encontrado prevenciones transitorias y de largo plazo en la producción de sulfuros para controlar las molestias de olor con nitrato de sodio. (Allen, 1949; Yang et al, 2005).

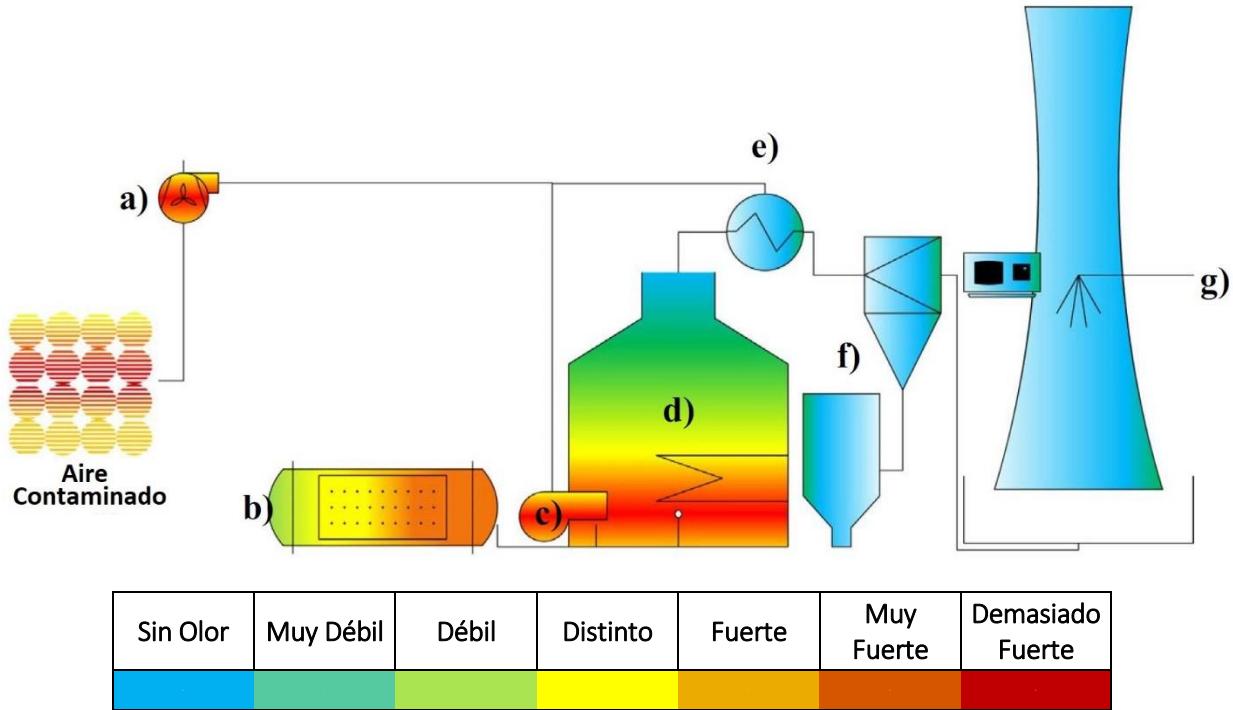
En los sistemas deficientes de oxígeno, Heukelelekan (1943) observó que el nitrato se reducía preferentemente sobre el sulfato, disminuyendo así la formación de  $H_2S$ . Poduska y Anderson (1981) demostraron que la adición de nitrato podría controlar la generación de sulfuro en una laguna de aguas residuales siempre y cuando se agregara suficiente nitrato para elevar el potencial redox de la laguna por encima de los 300 mV.

### **5.1.3. Lodos procesados térmicamente**

El proceso de estabilización térmica es una solución a un problema relacionado con las emisiones de olores de lodos procesados ya que durante este proceso los contaminantes orgánicos se transforman en formas estables, que no son tóxicas para el medio ambiente. (Lewkowska et al., 2016)

El proceso de estabilización térmica de los lodos se debe realizar a una temperatura inferior a  $850^{\circ}C$ , y a más de  $1100^{\circ}C$  si el lodo contiene más del 1% de sustancias cloroorgánicas. La aplicación del proceso a alta temperatura  $650-750^{\circ}C$  conduce a una completa mineralización, neutralizando así la mayoría de los compuestos orgánicos olorosos. En la Ilustración 15 se presenta el diagrama de neutralización térmica de olores.

Ilustración 15. Diagrama de un sistema de neutralización térmica de olores



- a) bomba que lleva el aire para su desodorización al intercambiador o soplador b) sistema de secado de lodos, c) soplador que suministra oxígeno al horno, d) horno, e) sistema de recuperación de calor, f) sistema de eliminación de polvo, g) escape.

### 5.1.4. Cubiertas

Son elementos utilizados para el control de emisiones atmosféricas en diferentes industrias, sistemas de tratamiento y disposición. Especialmente en las PTAR han sido asociadas al control de olores ofensivos, donde se han detallado investigaciones del uso de cubiertas como controladores de COVs. Estos estudios incluyen la determinación de la eficiencia de los materiales, análisis del diseño de sello, escotilla y costuras, además de discutir la operación y seguridad de cubrir las unidades de tratamiento (WEF *et al*, 1994).

Las cubiertas más comunes son cubiertas fijas de techo, cubiertas flotantes flexibles, cubiertas flotantes rígidas, cubiertas fijas en contacto con la superficie del líquido, estructuras soportadas por aire y esferas huecas flotantes (WEF *et al*, 1994).

Las cubiertas fijas de techo son construidas en plástico, aluminio, concreto o acero, estas cubren en su totalidad la unidad de tratamiento, sin embargo, no tienen contacto con la superficie

del agua, el espacio entre ambas es de 0,3 a 0,9m, existen dos tipos básicos de cubiertas fijas de techo, cubiertas de techo plano y cubiertas de domo. Es aconsejable que estas sean equipadas con válvulas de presión de vacío o ventosas (respiraderos) para prevenir daños en la estructura por alteraciones en la presión (negativas o positivas) y variaciones del caudal (WEF *et al*, 1994).

Conforme a estudios llevados a cabo por El Instituto Americano de Petróleo (API) el porcentaje de remoción de las cubiertas fijas de techo es aproximadamente del 95% lo cual es un éxito teniendo en cuenta los bajos costos de mantenimiento (WEF *et al*, 1994).

Un buen mantenimiento, incluye el sellado de todas las costuras y escotilla más una rutina de inspección y programa de mantenimiento. De igual forma la eficiencia es dependiente de la cubierta, sello, costuras y diseño de la escotilla y material. La degradación de cada uno de los elementos incrementa de forma proporcional con las emisiones de olores ofensivos, también se ven afectados por el comportamiento del clima y corrosión natural (WEF *et al*, 1994).

Las cubiertas fijas de techo requieren que el espacio entre la pared del tratamiento y la cubierta sea sellado, Los paneles del techo son unidos a las paredes del tanque. Las costuras son selladas típicamente con tejido de poliuretano desde la base de la cubierta. Las costuras son los elementos más afectados en el transcurso del tiempo (WEF *et al*, 1994).

El material común del sello para reducir la emisión de COVs es el caucho, sin embargo, según el API en Estados Unidos se utilizan diversos materiales tales como cinta de metal, cachucho de baja densidad o cemento (WEF *et al*, 1994).

De acuerdo con el API una cubierta rígida sin ventilación puede presentar riesgo de explosión e incendio debido a la acumulación de vapores explosivos, sin embargo, si el diseño y operación es correcta, el riesgo de explosión e incendio asociado a la cobertura es mínimo (WEF *et al*, 1994).

Además, sistemas de detección de explosión y sistemas de purga de oxígeno son incluidos en la operación, un ejemplo es la planta de San Francisco, donde los niveles de hidrocarburo no pueden ser mayores al 25%, al ocurrir esto el soplador de purga se enciende y disminuye las concentraciones por debajo del límite permisible (WEF *et al*, 1994).

Las cubiertas fijas de techo pueden corroer las paredes de las unidades de tratamiento debido a la formación de ácido sulfúrico en el espacio de los gases (0,3-0,9m), la corrosión del mecanismo depende de cantidad de H<sub>2</sub>S en el volumen de agua residual contenido. La corrosión es reducida agregando peróxido de hidrógeno, cloruro ferroso o cloruro férrico para prevenir la formación del H<sub>2</sub>S (WEF *et al*, 1994).

La desventaja de la localización de la cubierta de techo fijo es limitar la visibilidad del operador para inspeccionar y monitorear el sistema (WEF *et al*, 1994).

El costo estimado de una cubierta de techo fijo varia en el rango de \$36.000 a \$240.000 por m<sup>2</sup>de superficie, el costo depende de la preparación en el sitio, el material de cobertura y diseño y acceso a la PTAR (WEF *et al*, 1994).

**Ilustración 16** Cubierta de techo fijo.



Las cubiertas flotantes rígidas son ubicadas sobre la superficie del agua residual contenida por la unidad de tratamiento. Estas son construidas de metales o de varios compuestos de polímeros reforzados con carbón, fibra de vidrio u otro material. La eficiencia es aproximadamente del 85% con la implantación de losas de vidrio en PTARs, en cambio en procesos de refinería alcanzan hasta el 90% de eficiencia. Al igual que las cubiertas mencionadas previamente la degradación está relacionada con la tasa de emisión, el clima y la corrosión natural (WEF *et al*, 1994).

El API en 1989 desarrollo una ecuación para estimar las emisiones provenientes de los filtros percoladores (tanques de lecho flotante), esta ecuación calcula la pérdida con base al tipo de sello, el material del sello, y el promedio de la velocidad del viento (WEF *et al*, 1994).

La ecuación tiene limitaciones en su aplicación para estimar pérdidas de COVs en las PTARs equipadas con cubiertas flotantes rígidas porque estos compuestos se pierden por la escotilla y costuras de la cubierta y la gran área de contacto de esta (WEF *et al*, 1994).

**Tabla 5-1 Ecuación para estimar las emisiones de filtros percoladores equipados con cubiertas flotantes rígidas.**

Ecuación	$F=KV^n$
K	Factor de pérdida del sellado de la cubierta
V	Promedio de la velocidad del viento
n	exponente de la relación del sellado de la cubierta, velocidad del viento

Las cubiertas flotantes rígidas son movibles hacia arriba y hacia abajo en la pared de la unidad ya que el nivel del líquido cambia. Los movimientos de la cubierta afecta la cantidad de COVs (WEF *et al*, 1994).

La desventaja de la localización de la cubierta flotante rígida es limitar la visibilidad del operador para inspeccionar y monitorear el sistema (WEF *et al*, 1994).

El costo estimado de una cubierta de este tipo es de \$160.000 por m<sup>2</sup>de superficie, Para refinerías, el costo aproximado es de \$132.000 por m<sup>2</sup>de superficie, este estimativo incluye preparación del sitio y diseño del material (WEF *et al*, 1994).



*Ilustración 17 Cubierta flotante rígida.*



Las cubiertas flexibles flotantes son hechas en materiales sintéticos los cuales flotan en la superficie del líquido. Estas poseen formas de hojas y pueden ser cocidas o soldadas en procura de cubrir cualquier área. Los polímeros más utilizados para su realización son el cloruro de polivinilo y polietileno, la selección del material es basada en la corrosión natural y los componentes químicos del agua residual. La cubierta flexible flotante puede ser fácilmente afectada por el roce o aireación de la superficie (WEF *et al*, 1994).

Este tipo de cubiertas controlan todos los COVs arrastrándolos a un proceso de degradación en el tratamiento secundario. Las cubiertas flexibles flotantes pueden ser permeables a algunos COVs, y compuestos puede a travesar la cubierta. La elección apropiada del material eliminará la difusión de los componentes a través de la cubierta flexible (WEF *et al*, 1994).

La eficiencia de remoción depende únicamente de la permeabilidad del material, de acuerdo con un banco de estudio llevado a cabo por la EPA en 1990 el porcentaje de remoción es del 85% (WEF *et al*, 1994).

No obstante, las cubiertas flotantes han sido utilizadas sobre reservorios de agua potable desde 1970. También han sido utilizadas para restringir el paso de agua lluvia sobre un Superfondo (Sitio contaminado con desechos tóxicos) (WEF *et al*, 1994).



El costo de una cubierta flexible flotante varía en un rango de \$9.000 a \$51.000 por m<sup>2</sup> de superficie dependiendo del material de cobertura y preparación del sitio (WEF *et al*, 1994).

Por otra parte, las cubiertas fijas en contacto con la superficie del líquido son similares a las cubiertas flotantes de techo, pero éstas no flotan dependiendo del nivel del agua residual al interior de la unidad. Estas cubiertas no poseen vapor de espacio, comúnmente son diseñadas para experimentar presiones entre 0,2 a 0,5 kPa (WEF *et al*, 1994). Es muy poca la información sobre este tipo de cubierta. Su aplicación es limitada ya que requieren relativamente niveles constantes de agua residual lo cual no ocurre con facilidad en sistemas de tratamiento de agua residual. Por tanto, algunos procesos de control de profundidad deben ser utilizados (WEF *et al*, 1994). Una refinería en California ha instalado este tipo de cubierta en contacto con agua residual para controlar la contaminación odorífera, opera con presiones de 0,7 a 1,2 kPa y está diseñada para un volumen constante de fluido (WEF *et al*, 1994).

## 5.1.5. Adsorción con Carbón Activado

### Principio de funcionamiento

La adsorción puede definirse como la acumulación de sustancias en una superficie o interfaz. En el caso del tratamiento de aire contaminado en aguas residuales, el objetivo es la adsorción/eliminación de compuestos olorosos del aire contaminado. Una manera de lograr este objetivo es recolectar el aire oloroso y pasarlo a través de un medio adsorbente al cual se adherirán los componentes olorosos. Aunque se utilizan diferentes tipos de medios para la adsorción de compuestos olorosos, el medio más utilizado es el carbón activado granular (CAG). También se han utilizado medios alternativos para la eliminación de olores en las aguas residuales. Dos de estos medios son la alúmina activada y el gel de sílice. Sin embargo, estos medios tienen más afinidad por el agua y pueden ser menos prácticos para su uso con las corrientes de aire húmedo que se producen típicamente en las PTARs.

El carbón activado se forma en un proceso térmico de dos etapas que utiliza principalmente materias primas carbonosas como el carbón, la madera, las cáscaras de coco o el lignito. En la primera etapa, las materias primas se calientan en ausencia de aire, para evitar la combustión, expulsando así los materiales volátiles. El material se activa en la segunda etapa al pasar un gas de alta temperatura, lo que crea una compleja estructura de poros. La estructura porosa del carbono es una red de canales microscópicos, que crean una enorme superficie, típicamente 1.000 m<sup>2</sup>/g (WEF, 1995). La gran superficie, y su menor afinidad por el agua que otros medios, hace del carbono un medio práctico para la adsorción de los olores de las aguas residuales.

### Propiedades del Carbón Activado

El carbón activado utilizado para el tratamiento del aire contaminado en aplicaciones de aguas residuales debe tener una alta capacidad de adsorción física, ser lo suficientemente duro

como para resistir el desgaste en servicio y no ofrecer una resistencia excesiva al flujo de aire. Estos y otros atributos pueden ser probados y especificados de la siguiente manera:

- Actividad de tetracloruro de carbono (Prueba ASTM D 3467) es básicamente una medida del volumen de poro del carbón activado y, por lo tanto, es una clasificación relativa de la capacidad de adsorción física del carbón. Se expresa en porcentaje de peso de carbono o gramos de  $\text{CCl}_4$  por cada 100 g de la muestra de carbono. Un valor mínimo razonable para el carbono virgen es del 60%. (WEF, 1995)
- Dureza del grano (Prueba ASTM D 3802) este es un método para comparar las resistencias relativas de diferentes carbones con la degradación del tamaño de las partículas en condiciones de servicio. Se expresa como el porcentaje de una muestra de carbono que no se descompone por debajo de un tamaño de malla específico después de haber sido agitado con bolas de acero según el procedimiento de ensayo. Un valor mínimo razonable para el carbón utilizado para el control de olores en una PTAR es del 90%.
- Resistencia - la resistencia al flujo de aire se especifica porque determina la energía necesaria para soplar aire a través de un lecho de una profundidad determinada. Un máximo razonable es 1,6 kPa por metro de profundidad de lecho.
- El contenido de humedad (Prueba ASTM D2867) a veces se especifica, pero no es un factor crítico en el rendimiento del carbón en aplicaciones de aguas residuales porque el carbón se equilibrará rápidamente con la humedad relativa de la corriente de aire que lo atraviesa. El carbón que emerge del proceso de activación es prácticamente seco, pero posteriormente puede recoger algo de humedad del contacto con la atmósfera. El contenido de humedad del carbón no impregnado que recibe el usuario suele ser de aproximadamente 1 a 3% en peso.
- Densidad aparente (Prueba ASTM D 2854) esto no es un factor crítico del rendimiento del carbón en sí mismo; sin embargo, cuanto mayor sea la densidad, mayor será el peso del carbón requerido para llenar un recipiente.

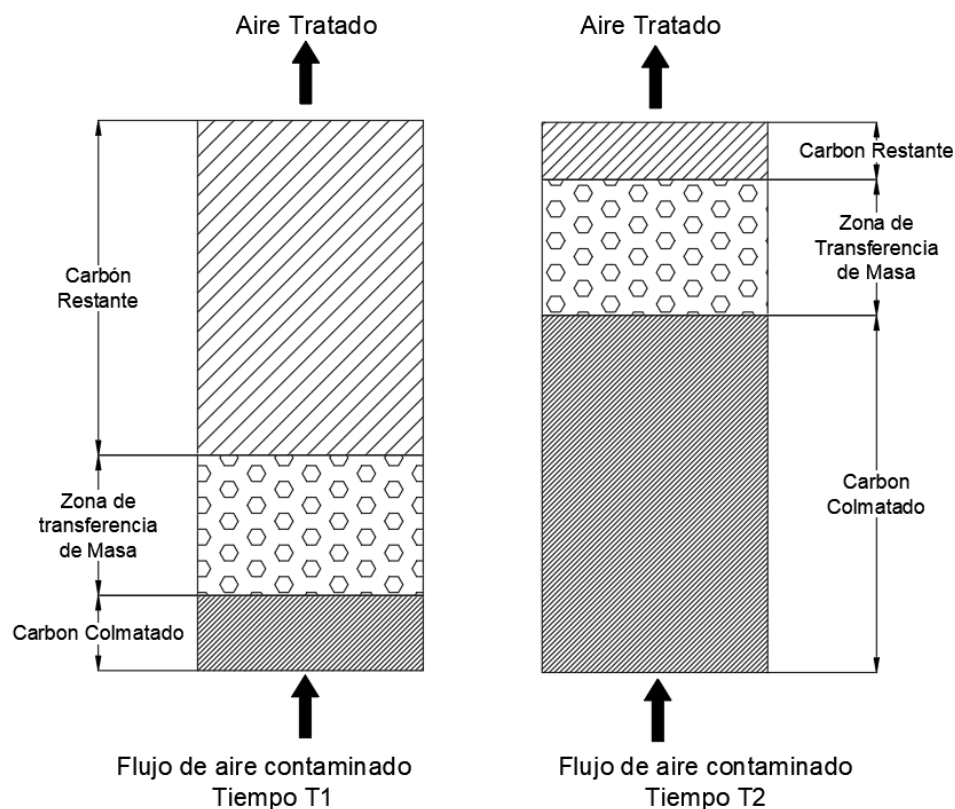
### **Mecanismos de Remoción (WEF, 1995)**

La transferencia de los compuestos olorosos desde la fase gaseosa al medio de adsorción es el resultado del movimiento de las moléculas en la fase gaseosa y la atracción física entre el adsorbente y las moléculas del compuesto gaseoso. Las moléculas en estado gaseoso se mueven rápidamente entre colisiones, para el caso del nitrógeno en aire a  $0^\circ\text{C}$ , estas pueden alcanzar velocidades de hasta 1.400 km/h, lo que es más que suficiente para promover el contacto entre la superficie adsorbente y las moléculas olorosas. Una vez existe contacto, la atracción física causa un enlace entre el compuesto y el área superficial disponible. Esta atracción es causada como resultado de un balance de fuerzas en la superficie conocidas como las fuerzas de van der Waal.

En un lecho de carbón activado la transferencia de masa desde el flujo de aire al carbón ocurre en una zona llamada zona de transferencia de masa (ZTM). Esta zona se desplaza continuamente en dirección opuesta al flujo en la medida que se supera la capacidad adsorbente

del lecho, tal como se muestra en la Ilustración 18, capacidad que se alcanza cuando la concentración de adsorbente está en equilibrio con la concentración en fase gaseosa. De este modo la vida útil del sistema se alcanza cuando la ZTM alcanza el final del lecho, es por eso que es esencial escoger una profundidad de lecho que garantice una vida útil del lecho suficiente en cada caso. Por lo anterior la profundidad del lecho debe contemplar una ZTM además de un espacio suficiente para que esta se mueva. Algunos fabricantes recomiendan una ZTM de 0,15 m para garantizar la remoción efectiva. También han reportado que con profundidades de 0,30 m, el lecho usará tan solo el 75% de su capacidad disponible mientras que ZTM de 0,91 m usarán hasta el 92% de su capacidad. Comercialmente los sistemas más comunes tienen 0,90 m y se ofrecen tanto en unidades simples como en parejas.

*Ilustración 18. Zona de Transferencia de masa en un lecho de Carbón Activado.*



El carbón activado nuevo se puede considerar efectivo con sustancias olorosas que posean puntos de ebullición de aproximadamente 40°C. Muchas de estas sustancias comunes en las plantas de tratamiento poseen puntos de ebullición relativamente bajos incluyendo el Sulfuro de Hidrógeno (-41°C), Metil Mercaptano (6°C) y Trimetilamina (3°C). Sin embargo, la remoción de estos compuestos puede ser acelerada mediante procesos de impregnación o con una ligera inyección de gas.

### **Carbón impregnado (WEF, 1995)**

Una de las formas de aumentar la eficiencia del carbon activado es impregnarlo con un químico que reaccione con el gas que está diseñado a remover y el producto de esta reacción sea retenido por la superficie del carbón. Es posible que el producto adsorbido sufra una reacción posterior, generalmente oxidación por aire. De esta manera las pequeñas moléculas se convierten en unas de mayor tamaño que pueden ser fácilmente adsorbidas y no son volátiles.

Entre los reactivos comúnmente usados para este fin se encuentran el Hidróxido de Sodio (NaOH) y el Hidróxido de Potasio (KOH), que incrementan la eficiencia de remoción y la capacidad de los lechos especialmente frente a compuestos ácidos como el Sulfuro de Hidrógeno y el metil mercaptano. En el caso del Sulfuro de Hidrógeno el carbón impregnado cataliza la oxidación del  $H_2S$  por el Oxígeno atmosférico dando resultado a una variedad de productos finales entre ellos el Azufre elemental. De la misma manera el carbón impregnado con Ácido Fosfórico incrementa la remoción de Amoniac y Aminas. Es importante tener en cuenta que estos aditivos ocupan una proporción del espacio poroso del carbón, lo que puede reducir la capacidad de adsorción frente a otros compuestos que no reaccionen con el aditivo.

### **Carbón con Inyección de Gas (WEF, 1995)**

Otro de los procesos usados es la inyección constante de un aditivo gaseoso al lecho de carbón virgen, el cual reaccionara con los compuestos olorosos sin permanecer en la superficie del carbón. Un compuesto útil en la remoción de Sulfuro de Hidrógeno y Metil Mercaptano es el gas de Amoniac, que bajo condiciones catalíticas promovidas por el carbón activado, actúa a su vez, como catalizador para oxidar el Sulfuro de Hidrógeno a Azufre por el Oxígeno atmosférico. El amoniaco se inyecta continuamente al flujo de aire en una concentración aproximada de 10ppm, valor que está por debajo del rango de detección.

Mediante la inyección de gas en el carbón activado, la capacidad para adsorber el Sulfuro de Hidrógeno se multiplica por tres (3) y, la inyección de Amoniac aumenta la capacidad de reducir el Metil Mercaptano a razón de 8 a 1 (si es carbón virgen), y de 3 a 1 o 6 a 1 (si el carbón esta previamente impregnado).

Otros sistemas con inyección de gas utilizan Dióxido de Carbono sobre el lecho de carbón virgen para remover aminas de bajo peso molecular tales como la monometilamina y la Trimetilamina. El Dióxido de Carbono, al ser un ácido débil con las aminas siendo bases débiles producen una neutralización acido-base donde posteriormente se oxidan las aminas en carbonatos.

La vida útil de los lechos de carbón activado depende directamente de la concentración del contaminante que está siendo removido del flujo de aire. Si la concentración es muy alta, el lecho se colmata rápidamente, y cuando esto sucede el carbón debe ser reemplazado o regenerado,

aspectos que deben ser tenidos en cuenta en los costos operativos del sistema. Por ejemplo, con concentraciones medias de Sulfuro de Hidrógeno entre de 10 y 20 ppm en fase gaseosa se estima que los lechos deben ser regenerados después de 80 a 160 días. Sin embargo siempre se debe hacer un análisis de costo mínimo para determinar el método de control más conveniente. Las curvas de regeneración de estos sistemas muestran que los lechos tienen más eficiencia frente a concentraciones de  $H_2S$  menores de 10 ppm.

Otro aspecto importante para tener en cuenta es el costo por energía requerido para impulsar los contaminantes a través de los lechos. Las pérdidas en el sistema serán función de la velocidad a lo largo de la superficie del lecho, y a su vez, altas pérdidas resultarán en mayores costos por impulsión del fluido.

En general, entre las ventajas más relevantes de este tipo de tratamiento se puede mencionar que el adsorbente gastado puede ser regenerado y reusado, lo que resulta rentable para unidades de gran tamaño. Las unidades pequeñas pueden reemplazar el material adsorbente fácilmente. Los costos son bajos comparados con otro tipo de sistemas. Por otro lado, como es evidente por la naturaleza del lecho, corrientes muy concentradas pueden ocasionar una saturación más rápida del material, la eficiencia de remoción irá disminuyendo a medida que el lecho se sature, además, es necesario considerar la disposición final de los residuos cuando el adsorbente no pueda ser regenerado y finalmente, la regeneración del adsorbente puede producir gases que necesiten tratamiento adicional.

## 5.2. MÉTODOS DE CONTROL QUÍMICO

### 5.2.1. Reducir población bacteriana

La forma más efectiva de reducir la población bacteriana es inhibir la actividad de las bacterias reductoras de sulfato, aumentando el pH. Sin embargo, otros métodos como la utilización de bactericidas o molibdatos también han recibido mucha atención de los investigadores (Nemati et al., 2001; Reinsel et al., 1996; Poduska y Anderson, 1981). A un nivel de pH de 9, la cantidad de sulfuro de hidrógeno es insignificante y en su mayor parte aparece en la forma  $\text{HS}^-$ . Cabe señalar que aumentar el pH a niveles superiores a 9 reduciría la eficiencia del tratamiento biológico de las aguas residuales en las plantas de tratamiento y aumentaría considerablemente el gasto total (Zhang et al., 2008).

La mejor manera de inhibir la actividad de las bacterias reductoras de sulfato es usar hidróxido de sodio para inducir un shock de pH, que aumenta el nivel de pH a un rango de 12,5 y 13 durante 20 y 30 min. Tales choques de pH pueden inhibir la actividad de las bacterias reductoras de sulfuro por hasta dos semanas. Mientras se mantienen altos niveles de pH, las aguas residuales no deben ingresar inmediatamente a la planta de tratamiento, para que no conduzcan a la eliminación de los microorganismos (USEPA, 1991).

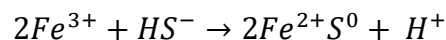
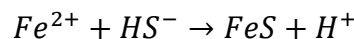
La producción biogénica de  $\text{H}_2\text{S}$  en los reservorios de petróleo sometidos a inundaciones (agrietamiento) es una preocupación importante para la industria petrolera, ya que disminuye la calidad del gas y el petróleo y aumenta el costo de producción. Se cree que las bacterias reductoras de sulfato (SRB, por sus siglas en inglés) son actores importantes en el agriado de los campos petroleros. Estos organismos utilizan una variedad de compuestos orgánicos, incluidos los componentes del aceite, como donadores de electrones para la reducción de sulfato a sulfuro. El sulfuro de hidrógeno producido es una seria preocupación debido a su toxicidad y corrosividad. También forma sulfuros insolubles que taponan los estratos que contienen aceite y estabilizan las emulsiones indeseables de aceite y agua.

Los problemas asociados con el agrietamiento implican la necesidad de controlar la producción de  $\text{H}_2\text{S}$  y su liberación al medio ambiente. Uno de los enfoques más comunes para la mitigación de la acidez es contener la actividad de la SRB mediante el tratamiento de agua inyectada con biocidas como el glutaraldehído y la cocodiamina. La resistencia de SRB (bacterias reductoras de sulfato) a altos niveles de biocidas de cocodiamina (500 mg/L) se demostró recientemente. La producción biogénica de  $\text{H}_2\text{S}$  puede controlarse mediante la adición de nitrito y/o molibdato (dos inhibidores metabólicos de SRB) y la acción inhibitoria de estos compuestos es sinérgica [6,8,10]. Aunque los efectos inhibitorios del nitrito y el molibdato en la actividad de la SRB se conocen desde hace años, la dependencia del nivel mínimo requerido de inhibidor de la

composición de la comunidad microbiana o del estado metabólico de la SRB no se conoce y se sigue investigando.

### 5.2.2. Uso de sales Metálicas. Eliminación por Sal de Hierro

El hierro es uno de los metales más dominantes en los desechos municipales. Generalmente, la concentración de hierro en las aguas residuales permanece en el rango de 0,4 a 1,5 mg/L, lo que juega un papel importante en la descomposición química del sulfuro en las aguas residuales a lo largo del ciclo del azufre (Nielsen et al., 2005; Henze et al., 1997). En varios estudios, se utilizaron sales de cloruro de hierro, sulfuro de hierro y nitrito de hierro tanto en forma férrica como ferrosa para eliminar el sulfuro de hidrógeno. Al descomponer el sulfuro ferroso, el hierro divalente puede eliminar el sulfuro de hidrógeno de las aguas residuales. El hierro también puede provocar la eliminación del sulfuro de hidrógeno mediante la producción de azufre elemental y su oxidación química en hierro divalente (Reacciones a continuación mostradas).



Los investigadores creen que el proceso de descomposición química del sulfato ferroso es rápido; sin embargo, otros incluyendo a Nielsen et al. (2005) creen que la descomposición química del sulfuro de hidrógeno por cloruro férrico requiere varias horas de tiempo de retención antes de que el proceso se complete. Además, durante la descomposición química del azufre, algunas sustancias pueden interferir con el proceso al competir con la reacción de sales de hierro y sulfuros.

Este choque puede llevar a una disminución del nivel de sales de hierro y, en consecuencia, a una disminución de la eficacia de la eliminación. El fosfato de hierro y el complejo de ligandos pueden aparecer como competidores en estas reacciones. No existe un acuerdo específico entre los investigadores en cuanto a la superioridad del hierro férrico sobre el hierro ferroso o viceversa en la eficiencia de remoción del sulfuro de hidrógeno.

Los investigadores han concluido que el cloruro ferroso rindió el doble de eficientemente que el cloruro férrico en la remoción de sulfuros (Araújo et al., 2000; Jameel, 1989). Por otro lado, Tomar y Abdullah (1994) informaron que el cloruro férrico es algo más eficiente en la descomposición del sulfuro. Según su informe, la cantidad de hierro férrico necesario es un 20% menor que el cloruro ferroso en las mismas condiciones. Por lo tanto, es imposible hacer un juicio sólido basado en estos resultados contradictorios. Sin embargo, numerosos estudios realizados sobre la descomposición del sulfuro en las aguas residuales indican que las sales de hierro ferroso y férrico son los compuestos químicos más efectivos en la descomposición del azufre (Padival et al., 1995; USEPA, 1974). A pesar de la descomposición de una gran parte del sulfuro por las sales



de hierro, pequeñas cantidades de azufre permanecerían en forma soluble, son muy difíciles de eliminar y requieren altas cantidades de sales de hierro para ser removidas (WEF, 1995).

### 5.2.3. Aplicación de Peróxido de Hidrógeno

El peróxido de hidrógeno ( $H_2O_2$ ) puede oxidar el sulfuro y producir agua y oxígeno. Además, el peróxido de hidrógeno puede ayudar a crear una condición aeróbica en las aguas residuales. La proporción adecuada de peróxido de hidrógeno proporcional al sulfuro es de 1,3 a 4 mg/L por mg de azufre en las aguas residuales, con lo que se consigue una eficiencia de eliminación del 85 a 100%. Desafortunadamente, ya que la vida útil del peróxido de hidrógeno es de aproximadamente 90 minutos, para lograr la eficiencia de remoción deseada, este compuesto debe ser inyectado en varias regiones de las redes de aguas residuales (USEPA, 1991). El costo de aplicación del peróxido de hidrógeno se estima en US \$2,38 y 5,26 por kg de sulfuro (Zhang et al., 2008).

Cuando se añade peróxido de hidrógeno ( $H_2O_2$ ) a las aguas residuales, oxida el sulfuro disuelto y se descompone en agua y oxígeno, manteniendo así las condiciones aeróbicas. La proporción adecuada de  $H_2O_2$  es de 1,3-4,0 mg de  $H_2O_2$  a 1 mg/L de S y la eliminación media de sulfuro es de 85-100% (Tabla 2-1). La desventaja es la corta vida útil del  $H_2O_2$  (menos de 90 minutos) (US EPA 1991). Por lo tanto, puede ser necesario añadir el producto químico en varios puntos a lo largo de las alcantarillas.

### 5.2.4. Aplicación de Cloro

El cloro puede oxidar el sulfuro en óxido de sulfato o azufre elemental (USEPA, 1992). La eficiencia del cloro es limitada debido a su capacidad de formar reacciones con compuestos orgánicos e inorgánicos. El cloro puede inyectarse en las aguas residuales como una solución, como una solución de hipoclorito de sodio. Además, si la concentración de sulfuro en las aguas residuales es inferior a 1 mg/L, la velocidad de reacción de oxidación del cloro sería muy baja.

En el caso del cloro en forma gaseosa, se recomienda una proporción de 9 y 15 mg/L por mg/L de sulfuro en las aguas residuales (USEPA, 1991; Tomar y Abdullah, 1994). Cuando se inyecta cloro en formas solubles como  $NaClO$  o  $Ca(ClO)_2$ , se recomienda una proporción de 1,8 y 0,2 mg/L por mg/L de sulfuro (WEF, 1995).

El cloro puede formar reacciones con una amplia gama de sustancias orgánicas e inorgánicas. Por lo tanto, además de eliminar porciones de iones de sulfuro disponibles, también puede conducir a la oxidación de la materia orgánica en las aguas residuales y a la reducción de la DBO del agua (Bichsel y von Gunten, 2000). La reacción entre el cloro, materia orgánica, yodo o bromo puede producir trihalometanos, lo que limitaría la aplicabilidad de la cloración de las aguas residuales. Los costos de aplicación del cloro se estiman en US\$26,50 a 38,20 por kg de azufre (Zhang et al., 2008).



### 5.2.5. Aplicación de Permanganato de Potasio

El permanganato de potasio es capaz de oxidar el sulfuro en sulfato. Gracias a su estado seco, el permanganato de potasio se mantiene en una solución acuosa al 6% de concentración antes de ser aplicado. Su alto costo limita su uso a gran escala.

Su aplicación en los depuradores para la eliminación de sulfuro de hidrógeno y otros compuestos olorosos es relevante ya que a pesar de que los depuradores poseen una eficiente remoción de gases en la producción de hidrógeno y eliminación del sulfuro, se producen cantidades significativas de residuos líquidos, lo que requiere más tratamiento.

Las revisiones realizadas con los depuradores químicos dan como resultado un aumento en la eficiencia de remoción de sulfato de hidrógeno y otros compuestos causantes de olores, entre los depuradores de olores se encuentran: lavadores de corriente y lavadores de flujo cruzado. El objetivo principal en todos los tipos de lavadores es proporcionar máxima superficie de contacto entre el aire, el agua y las sustancias químicas para oxidar o absorber los contaminantes. En sistemas diseñados para altas concentraciones de sulfuro de hidrógeno, también se utiliza hidróxido de sodio.

### 5.2.6. Métodos Avanzados de Oxidación

Los métodos avanzados de oxidación se encuentran entre las estrategias más comunes para la eliminación de olor, sabor, contaminantes del agua y de aguas residuales según Comninellis et al, 2008. Para control de olores los más usados han sido ozonos y peróxido de Hidrógeno.

El Proceso avanzado de oxidación química consiste en una oxidación química en condiciones suaves de presión y temperatura llegando al punto de mineralización completa de los contaminantes. El agente que permite la oxidación es una especie radicalaria denominada Hidroxilo ( $OH\cdot$ ) el cual tiene una capacidad oxidación elevada y con tiempos de reacción muy cortos; por esa razón gracias a la reactividad de estas especies es posible eliminar compuestos orgánicos como inorgánicos, reduciendo DQO, COT y toxicidad de las aguas residuales tratadas.

### 5.2.7. Aplicación de Formaldehído y Paraformaldehído

La aplicación de formaldehído en el crecimiento microbiano, especialmente en las industrias alimentarias, es ampliamente reconocido (Kajitvichyanukul y Suntronvipart, 2006). La función principal del formaldehído es suspender la acción microbiana. En la medida que finaliza con la acción microbiana el formaldehído se elimina por completo en el tratamiento de aguas residuales de tal forma que no genera ningún residuo de este. (Kajitvichyanukul y Suntronvipart, 2006).

El paraformaldehido es sustituido por el formaldehido, el cual es un compuesto de bajo costo y que provee una excelente calidad. Para llegar a la transformación de paraformaldehído en

formaldehído es necesario que se produzcan condiciones en las que el pH sea neutro, y el medio ambiental contenga agua. (McMurry, 2003).

En estudios realizados se comprobó que al suspender la actividad bacteriana, el formaldehído puede inhibir la producción de sulfuro de hidrógeno (Zhang et al., 2008). El formaldehído es soluble en agua, y al entrar en el agua se transforma reversiblemente en metanol ( $\text{CH}_3\text{OH}$ ). Dado que las redes de recogida de aguas residuales son sistemas cerrados, la entrada de formaldehído en la atmósfera no ocurre. El formaldehído puede ser transferido a plantas de tratamiento para disposición. El formaldehído es un compuesto tóxico, mutagénico y teratogénico, sospechoso de ser cancerígeno. Esto puede causar serios problemas para los trabajadores de las plantas de tratamiento. Por lo tanto, es esencial asegurar que el formaldehído se elimine completamente mediante el proceso de tratamiento (Fulazzaki et al., 2013; Talaiekhosani et al., 2013).

### 5.3. MÉTODOS DE CONTROL BIOLÓGICO

#### 5.3.1. Biofiltros

Los biofiltros son recipientes compuestos por lecho de materiales naturales como tierra, compost y residuos agrícolas, a través de los cuales pasa el aire contaminado. Los biofiltros tienen como función tratar las aguas residuales eliminando por biofiltración una cantidad significativa de contaminantes de las aguas residuales.

Los microorganismos, componentes esenciales de los biofiltros necesitan una humedad ambiental adecuada. El sulfuro de hidrógeno pasaría de la fase gaseosa a la fase líquida en la superficie del lecho, mediante una descomposición generada por los microorganismos que se encuentran naturalmente en el lecho.

Los microorganismos se encuentran en biopelícula líquida formada alrededor de las partículas del material filtrante, los contaminantes llegan allí por un mecanismo de transferencia de masa entre la fase líquida y vapor. Los COV's deben ser fácilmente solubles en la biopelícula para que así estén disponibles para los microorganismos ya que la degradación de los mismos ocurre en la fase líquida o biopelícula.

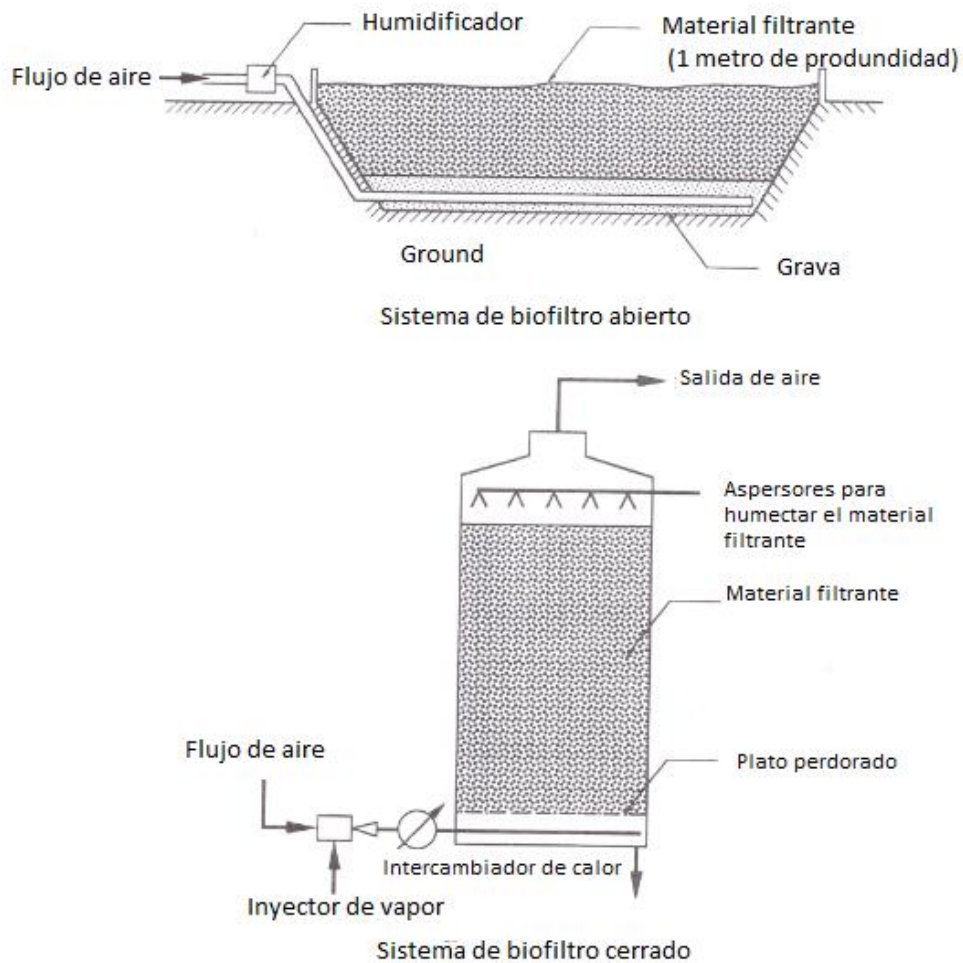
La capa de biopelícula, que contiene millones de microorganismos, es responsable de la descomposición y eliminación en cada proceso de biofiltración. El espesor de la biopelícula y la eficiencia de los procesos de biofiltración son directamente proporcionales. En otras palabras, aumentando el grosor de la biopelícula y la concentración microbiana, la capacidad de eliminación también aumenta (Kennedy y Veiga, 2013). Por otro lado, el aumento del espesor puede limitar la penetración de nutrientes y oxígeno en la biopelícula (Schiffner, 2013). La región de biopelícula

que recibe cantidades apropiadas de nutrientes y oxígeno se llama activa mientras que a las regiones desfavorecidas se les llama la capa pasiva. La capa pasiva es típicamente la parte más profunda de la biopelícula. Esta región es responsable de mantener la pared unida a la biopelícula. Los microorganismos en la capa activa consumirían los nutrientes y oxígeno y no dejaría nada para las regiones pasivas. Con la disminución de oxígeno y nutrientes en la capa pasiva, los microorganismos empezarían a alimentarse de su propio citoplasma y unos de otros. En consecuencia, perderían contacto con la pared y se desprenden. Estas regiones continuamente se separan del sistema de biofiltración y se sustituyen por una nueva. (Devinny et al., 1999). Según estudios de Ramírez et al, Wani et al y Ma et al, establecen que el carbón se puede utilizar como lecho en un filtro biológico, y es el carbón quien tiene la capacidad de absorber gran variedad de contaminantes como dióxido de carbono y sulfuro de hidrógeno. Y materiales como suelo, turba, compost, arena y brezo, han sido utilizadas con éxito como medio en biofiltros. También tiene aplicación el uso de medios de plástico.

Los biofiltros son construidos localizando tuberías perforadas en una zanja con una capa inicial de grava para establecer un flujo uniforme. El gas oloroso es recolectado y bombeado a una presión de 0,25 a 0,50 m.c.a. a través ductos hasta la tubería perforada ubicada en el biofiltro. Los filtros o medios usados comúnmente son arena, compostaje y suelo virgen; la profundidad mínima recomendada de estos materiales es de 1 metro posterior a la capa de grava. Muchos de los biofiltros no son cubiertos, sin embargo, la cobertura es pertinente en climas húmedos, donde la precipitación puede generar problemas de operación.

Para la construcción de un biofiltro, en primer lugar, se debe excavar un área de suelo considerable, en segundo lugar, emplazar la tubería perforada con un relleno de grava y en tercer lugar rellenar con compostaje el volumen restante de la zanja. Otro método consiste es construir un recipiente de concreto totalmente sellado, el cual posee un sistema de aireación y un material filtrante. Cabe mencionar que ambas instalaciones pueden verse afectadas por la precipitación.

Ilustración 19 Diseño del sistema de biofiltros abiertos y cerrados.



Los principales criterios para el diseño y operación de un biofiltro son la suficiente concentración de oxígeno, la cual permite la oxidación de los componentes presentes en el flujo oloroso, debe ser proporcionado un mínimo de 100 partes de oxígeno por cada parte de gas oxidable. Humedad, es un factor crítico, el porcentaje recomendado es del 10 al 25% para biofiltros de arena y del 30 al 50% para biofiltros de compostaje, existen distintos métodos para certificar la humedad es el roció de agua encima del material filtrante o agregar humedad en flujo de aire oloroso. Temperatura, la cual debe ser aproximadamente de 37°C para una óptima operación. pH, debe ser neutro para facilitar al máximo la actividad microbiológica. Tiempo de residencia del flujo de aire, este concepto se encuentra estrechamente relacionado a la tasa de absorción, adsorción y reacción de biodegradación, lo cuales definen el tamaño apropiado de la zanja o recipiente de concreto (WEF, 1994).

Otras consideraciones incluyen la porosidad del medio filtrante, velocidad de elevación del gas a través del medio filtrante, profundidad de la cama, y distribución del gas en el sistema del biofiltro.

La caída de presión es un factor directamente proporcional a los cambios de porosidad en el medio filtrante afectando de manera drástica la presión del flujo en el sistema. Este puede ser un problema crítico en la operación. Por lo tanto, estos problemas deben resolverse antes de instalar el sistema, y el diseño del sistema debe permitir un fácil cambio del medio filtrante.

En los Estados Unidos más exactamente en la ciudad de Tamarac, Florida, se usa un sistema de biofiltro cerrado desde 1984 para tratar sulfuro de hidrógeno ( $H_2S$ ) en concentraciones que varían desde 5 a 70 ppm, que son emitidas por el tanque primario de igualación de la PTAR. Las consideraciones de diseño se presentan en la *Tabla 5-2*.

**Tabla 5-2 Factores de diseño del sistema del biofiltro cerrado en la ciudad de Tamarac, Florida, Estados Unidos (WEF, 1994).**

Criterio	Rango o valor
Concentración $H_2S$	5 a 70 ppm
Caudal	4,7 m <sup>3</sup> /s
Tiempo de retención	4,4 segundos
Ancho	8,5 m
Largo	13,4 m
Profundidad	2,4 m
Porcentaje de remoción	98%

Otro caso es la PATR localizada en Westborough, Massachusetts donde los olores producidos por cada unidad operativa (tanque de llegada, tanque de lodos, sedimentadores, lechos de secado) son tratados con un biofiltro de compostaje abierto. Los criterios de diseño se registran en la *Tabla 5-3*.

**Tabla 5-3 Factores de diseño del sistema del biofiltro abierto en la ciudad de Westborough, Massachusetts, Estados Unidos (WEF, 1994).**

Criterio	Rango o valor
Caudal	9,4 m <sup>3</sup> /s
Tiempo de retención	4,4 segundos
Ancho	6 m
Largo	46 m
Profundidad	1,2 m
Porcentaje de remoción	94%

Sin embargo, por problemas de ventilación en el sistema fue únicamente posible procesar 5.7 m<sup>3</sup>/s de flujo oloroso en noviembre de 1988.

### **5.3.2. Biodepurador**

Se entiende como biodepurador un dispositivo de depuración que facilita la transferencia de contaminantes de un estado a otro, para este caso de fase gaseosa a fase líquida. El método entra a tener importancia después de que el contaminante ha sido transformado de la fase gaseosa debido a que el tratamiento posterior se realiza en la fase líquida. Al tratarse dicha fase posterior en un sistema aislado, el método presenta distintas desventajas como lo son: aumento en los costos de operación y efectividad de tratamiento baja para eliminar contaminantes con baja solubilidad como en el caso del sulfuro de hidrógeno.

El proceso se realiza aplicando una corriente de aire sucio y contaminado a un líquido limpiador que generalmente es agua. El método es apropiado como control de contaminación atmosférica ya que recoge partículas y también gases en un solo sistema. La principal desventaja que tiene este método es la de generar cantidades considerables de aguas residuales difíciles de tratar.

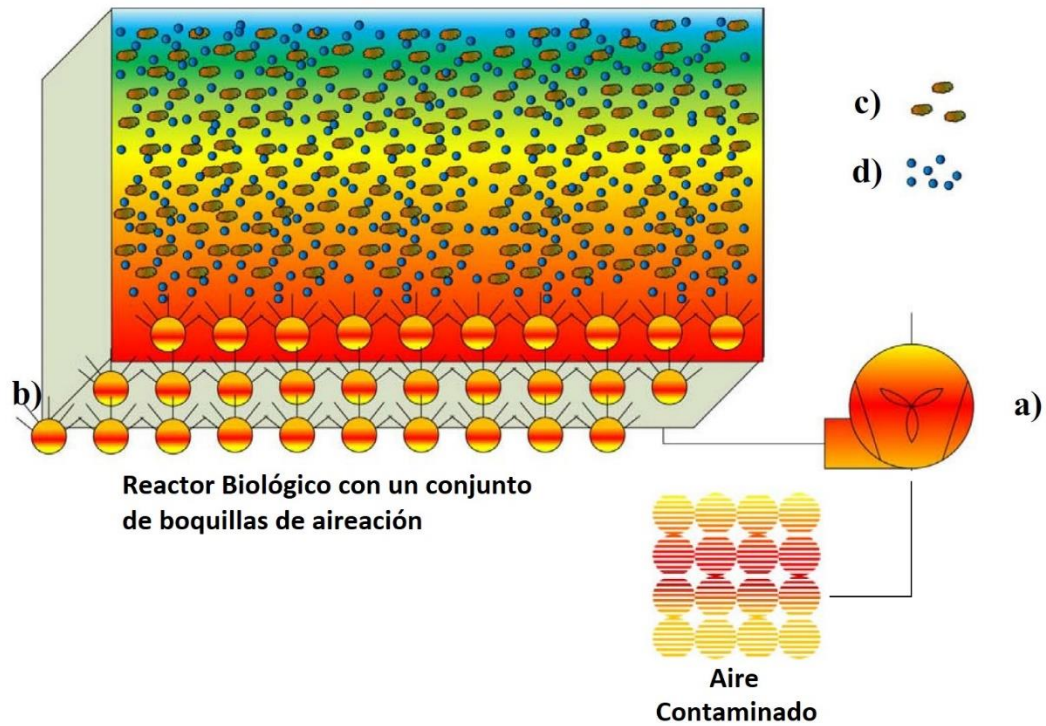
### **5.3.3. Reactores de Crecimiento suspendido.**

Un método que puede realizar el tratamiento de aire y a su vez el tratamiento de aguas residuales es el de reactores de crecimiento suspendido en los cuales aire es liberado en un reactor que tiene una concentración alta de microorganismos en forma de partículas pequeñas o burbujas. Estas burbujas tienen la función de proveer superficie para el intercambio de contaminantes entre los gases y los líquidos.

Según Fulazzaky et al, cuando los microorganismos ya se encuentran en fase líquida tienen la capacidad de absorber y descomponer los contaminantes. En este método las fuentes de carbono pueden tener diferente origen, pueden venir de compuestos como glucosa, metanol o aguas residuales domésticas no tratadas.

La difusión a través de lodos activados es el método utilizado para la neutralización biológica de los olores, y éste consiste en que el aire contaminado pasa a través de lodos activados con flora bacteriana que presentan procesos metabólicos que descomponen estos contaminantes (Lewkowska, Dymerski, Konieczka, & Namie, 2016). La flora está compuesta por cepas de bacterias apropiadas que tienen la capacidad de metabolizar una contaminación específica y éstas deben ser inoculadas periódicamente para mantener la población estable. Un ejemplo son las bacterias oxidantes del azufre y del hierro encargadas de la oxidación de dichos compuestos químicos. En Ilustración 20 se muestra el proceso de purificación de olores mediante la difusión de aire

Ilustración 20. Diagrama del proceso de purificación de olores mediante la difusión de aire contaminado a través de lodos activados.



- a) Sistema de impulsión del aire contaminado hacia las boquillas de aireación. b) Sistema de boquillas de aireación en el fondo del reactor biológico, c) Lodos Activados, d) Burbujas de aire descontaminado. (Pathak, Dastidar, & Sreekrishnan, 2009)



## 6. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AgTech Center Innovator. (2002). *The Challenge of Measuring Odours Impact*. Vol. 2:1.
- Aitken A., M. A. (1991). *Investigation of odor problems associated with wastewater treatment facilities in North Carolina*. North Carolina: The University of North Carolina.
- Alfonsín, C., Lebrero, R., Estrada, J., Muñoz, R., Kraakman, B., Feijoo, G., & Moreira, M. T. (2015). Selection of odour removal technologies in wastewater treatment plants: A guideline based on Life Cycle Assessment. *Journal of Environmental Management*, 77-84.
- Allen, L. A. (1949). The effect of nitro-compounds and some other substances on production of hydrogen-sulphide by sulphate reducing bacteria in sewage. *Proc. Soc. Appl. Bacteriol.* 2, 26-38.
- Anton Van H, K. K. (n.d.). *Odor Measurement Review*. Japan: Office of Odor, Noise and Vibration Environmental Management Bureau Ministry of the Environment.
- Araújo, A. C., Oliveira, R., Mara, D., Pearson, H. W., & Silva, S. A. (2000). Sulphur and phosphorus transformations in wastewater storage and treatment reservoirs in northeast Brazil. *Water Science Technology* 10, 203-210.
- Baena Laura. (2017). *modelización de dispersión de olores alrededor de planta de tratamiento de residuos*. Sevilla: Universidad de Sevilla.
- Barbusinski, K., Kalemba, K., Kasperczyk, D., Urbaniec, K., & Kozik, V. (2017). Biological methods for odor treatment - a review. *Journal of Cleaner Production*, 41.
- Belgiorno V, G. S. (2015). A novel tool for odor emission assessment in wastewater. *Desalination and Water Treatment*, 712-717.
- Belgiorno V., N. V. (2012). *Odour Impact Assessment Handbook*, Wiley & Son. ISBN, 978-1119.
- Bichel, Y., & von Gunten, U. (2000). Formation of iodo-trihalomethanes during disinfection and oxidation of iodide-containing waters. *Environmental Science Technology*, 2784-2791.
- Bidlingmaier, W., & Müsken, J. (2007). Chapter 11 Odor emissions from composting plants. *Waste Management Series Elsevier* 8, 215-324.
- Centro de tecnologías limpias de la comunidad Valencia. (2008). *Guía técnica para la gestión de emisiones odoríferas*. España.
- Centro Nacional de Información de la Calidad. (2007). *Contaminación Odorífera*. España.



- Chang-Fu W, P.-E. C.-H.-C.-Y. (2011). *Efficacy of using multiple open-path Fourier transform infrared (OP-FTIR) spectrometers in an odor emission episode investigation at a semiconductor manufacturing plant*. Taiwan: Science of the Total Environment.
- Comninellis, C., Kapalka, A., Malato, S., Parsons, S. A., Poulios, I., & Mantzavinos, D. (2008). Advanced oxidation processes for water treatment: advances and trends. *R&D. Journal Chemical Technology and Biotechnology*, 769-776.
- Comunicaciones, M. d. (2019, 05 17). *Registro Único de Prestadores de Servicios Públicos*. Retrieved from [https://www.datos.gov.co/Hacienda-y-Credito-P-blico/Registro-nico-de-Prestadores-de-Servicios-P-blicos/4qkq-csdn/data](https://www.datos.gov.co/Hacienda-y-Credito-Publico/Registro-nico-de-Prestadores-de-Servicios-P-blicos/4qkq-csdn/data)
- Dermican, G. (2018). Effects of the odour from wastewater treatment plant on resident's living comfort and property values: Case of Narlidere Izmir a. (S. o. Technology, Ed.) *City Planning.*, 40.
- Deviny, J. S., Deshusses, M. A., & Webster, T. S. (1999). *Biofiltration for Air Pollution Control (Chapter 5)*. USA: 1st Edition CRC Press.
- Engin G, F. R. (1999). Assessment of Odours from Sewage Treatment Works by an Electronic Nose, H<sub>2</sub>S Analysis and Olfactometry. *Wat. Res. Vol. 33, No. 2*, 453-461.
- EPA. (2019, 04 26). *Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos*. Retrieved from Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos: <https://espanol.epa.gov/>
- Estrada, J., Kraakman, N., Lebrero, R., & Muñoz, R. (2015). Integral approaches to wastewater treatment plant upgrading for odor prevention: Activated Sludge and Oxidized Ammonium Recycling. *Bioresource Technology*, 685-693.
- Figueiredo S, S. E. (2002). Evaluating the Potential of an Electronic Nose for Detecting the Onset of Anaerobic Conditions During Composting. *Bioprocessing of Solid Waste and Sludg*, Vol. 2, No. 1, pp. 1-7.
- Fulazzaki, M. A., Talaiekhosani, A., & Hadibarata, T. (2013). Calculation of the optimal gas retention time using the logarithmic equation applied to bio-trickling filter reactor for formaldehyde removal from synthetic contaminated air. *RSC Adv. 15*, 5100-5107.
- Galeas Maria. (2015). *Gas chromatography -mass spectrometry and gas cromatography-olfactometry analysis of aroma compounds of Vanilla Pompona Schiede*. New Jersey: The State University of New Jersey.
- Generalitat de Catalunya. (2005). *Evaluación del impacto odorífero sobre el entorno* . 2005.

- Geomembrane Technologies Inc. (2019, 6 15). *Odor Control*. Retrieved from Odor Control: <http://www.gticovers.com/en/applications/odor-control>
- Henze, M., Harremoës, P., la Cour Jansen, J., & Arvin, E. (1997). *Wastewater Treatment: Biological and Chemical Processes*. Berlin: 2nd Edition, Springer.
- Heukelelekian, H. (1943). Effect of the addition of sodium nitrate to sewage on hydrogen sulphide production and BOD reduction. *Sewage Works* 15, 255–261.
- Jameel, P. (1989). The use of ferrous chloride to control dissolved sulfides in interceptor sewers. *Journal of Water Pollution Control*, 230-236.
- Kajitvichyanukul, & Suntronvipart. (2006). Evaluation of Biodegradability and Oxidation Degree of Hospital Wastewater Using Photo-Fenton Process as the Pretreatment Method. *Journal of Hazardous Materials* 138 (2), 384-391.
- Keller P, L. L. (1996). Electronic noses and their applications. *IEEE Northcon/Technical Applications Conference*, Vol :1.
- Kennes, C., & Veiga, M. (2013). *Air Pollution Prevention and Control: Bioreactors and Bioenergy*. John Wiley & Sons.
- Lewkowska, P., Cieślík, B., Dymerski, T., Konieczka, P., & Namieśnik, J. (2016). Characteristics of odors emitted from municipal wastewater treatment plant and methods for their identification and deodorization techniques. *Environmental Research*, 573-586.
- Mc Murry, J. (2003). *Organic Chemistry*. 6th Edition Brooks Cole publisher 696p.
- Melte, G. H. (2004). *Investigation of odours emissions and immissions in Ankara with olfactometer*. Temmuz.
- Ministerio de Salud. (2012). *Lineamiento para la vigilancia sanitaria y ambiental del impacto de los olores ofensivos en la salud y calidad de vida de las comunidades expuestas en áreas urbanas*. Colombia.
- Ministry of the Environment New Zealand. (2003). *Good Practice Guide for Assessing and Managing Odour in New Zealand Wellington*. New Zealand.
- Nemati, M., Mazutinec, T. J., Jenneman, G. E., & Voordouw, G. (2001). Control of biogenic H<sub>2</sub>S production with nitrate and molybdate. *J. Ind. Microbiol. Biotechnol* 6, 350-355.
- Nielsen, P. R.-J. (1998). Sulfide production and wastewater quality in pressure mains. *Water Sci. Technol.* 37, 97-104.

- Ochi, T., Kitagawa, M., & Tanaka, S. (1998). Controlling Sulfide generation in force mains by air injection. *Water Science Technology*, 37(1), 87-95.
- OMS. (2019, 3 10). *Oganización Munidal de la Salud*. Retrieved from Oganización Munidal de la Salud: <https://www.who.int/es/news-room/detail/27-09-2016-who-releases-country-estimates-on-air-pollution-exposure-and-health-impact>
- Padival, N., Weiss, J. S., & Arnold, R. G. (1995). Control of Thiobacillus by means of microbial competition implications for corrosion of concrete sewers. *Water Environ. Res.* 2, 201-205.
- Pathak, A., Dastidar, M., & Sreekrishnan, T. (2009). Bioleaching of heavy metals from sewage sludge: a review. *Journal of Enviromental Management* 90, 2343-2353.
- Poduska, R. A., & Anderson, B. D. (1981). Successful storage lagoon odor control. *Journal of water Pollution Control* 3, 299-310.
- Ramírez, M., Gómez, J. M., Aroca, G., & Cantero, D. (2009). Removal of hydrogen sulfide by immobilized Thiobacillus thioparus in a biotrickling filter packed with polyurethane foam. *Bioresour. Technology* 21, 4989-4995.
- Reinsel, M. A., Sears, J. T., & Stewart, P. (1996). Control of microbial souring by nitrate, nitrite or glutaraldehyde injection in as andstone solumn. *Journal of Microbiological Technology* 2, 128-136.
- Schenkber, P. (2003). Chemical Analyses of Exhaust Air: Its Applications and Its. *Odour Management Workshop*, Pres. No. 11.
- Schiffstner, K. C. (2013). *Air Pollution Control Equipment Selection Guide*. CRC Press.
- St. Croix Sensory Inc. (2019, 03 26). *Measure odors with precision*. Retrieved from Measure odors with precision: <http://www.fivesenses.com/equipment/nasalranger/nasalranger/>
- Talaiekhzani, A., Bagueri, M., Goli, A., & Khoozani, M. R. (2016). An overview of principles of odor production, emission, and control methods in wastewater collection and treatment systems. *Journal of Environmental Management*, 186-206.
- Toledo, M., Gutiérrez, M., Siles, J., & Martín, M. (2019). Odor mapping of an urban waste management plant: Chemometric approach and correlation between physico-chemical, respirometric and olfactometric variables. *Journal of Cleaner Production*, 1098-1108.
- Tomar, M., & Abdullah, T. (1994). Evaluation of chemicals to control the generation of malodorous hydrogen-sulfide in wastewater. *Water Res* 28, 2545-2552.

- UNE-EN-13725. (2004). *Determinación de la concentración de olor por olfatomería dinámica*. Madrid: AENOR.
- US Environmental Protection Agency. (1974). *Process Design Manual for Sulfide Control in Sanitary Sewerage Systems*. Washington, DC: US Environmental Protection Agency Technology Transfer Office.
- US Environmental Protection Agency. (1991). *Hydrogen Sulphide corrosion in wastewater collection and treatment system. Technical Report 430*. Washington, DC.: EPA.
- US Environmental Protection Agency. (1992). *Detection, Control, and Correction of Hydrogen Sulfide Corrosion in Existing Wastewater System*. Washington, DC: Office of Wastewater Enforcement and.
- Wani, A. H., Lau, A. K., & Branion, R. (1999). Biofiltration control of pulping odors hydrogen sulfide: performance, macrokinetics and coexistence effects of organo-sulfur species. *Journal Chem. Technol. Biotechnol* 1, 9-16.
- Washingtonriver protection solutios. (2019, 05 10). *wrpsadmin@rl.gov*. Retrieved from [wrpsadmin@rl.gov: https://hanfordvapors.com/under-evaluation-rtd/wireless-integrated-in-field-spectroscopic-instruments/op-ftir/](https://hanfordvapors.com/under-evaluation-rtd/wireless-integrated-in-field-spectroscopic-instruments/op-ftir/)
- Water Environment Federation. (1994). *Toxic Air Emissions from Wastewater Treatment Facilities*. Washington, DC: American Society of Civil Engineers.
- Water Environment Federation. (1995). *Odor Control in Wastewater Treatment Plants*. Alexandria, VA: American Society of Civil Engineers.
- Yang, W., Vollertsen, J., & Hvitved-Jacobsen, T. (2005). Anoxic sulfide oxidation in wastewater of sewer networks. *Water Science Technology* 30, 191-199.
- Yu, T., Bishop, P., Galal, A., & Mark, H. B. (1998). Fabrication and Evaluation of a Sulfide Microelectrode for Biofil Studies. *American Chemical Society*, 231-248.
- Zhang, L., De Schryver, P., De Gusseme, B., De Muyenck, W., Boon, N., & Verstraete, W. (2008). Chemical and biological technologies for hydrogen sulfide emission control in sewer systems: A review. *Water Research*, 1-12.
- Zhou, Y., Hallis, S. A., Vitko, T., & Suffet, I. (2016). Identification, quantification and treatment of fecal odors released into the air at two wastewater treatment plants. *Journal of Environmental Management*, 257-263.