



**UNIVERSIDAD  
DE ANTIOQUIA**

**GENERACIÓN DE EMISIONES DE ACIDO  
SULFÚRICO Y POSIBLES ALTERNATIVAS DE  
CONTROL PARA SU REDUCCIÓN**

Estefanía Montoya Mejía

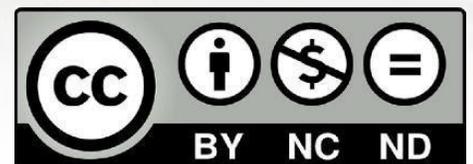
Daniel Escobar Calderón

Universidad de Antioquia

Facultad de Ingeniería, Escuela Ambiental

Medellín, Colombia

2020





Generación de emisiones de ácido sulfhídrico y posibles alternativas de control para su reducción

**Estefanía Montoya Mejía**

**Daniel Escobar Calderón**

Monografía presentada como requisito parcial para optar al título de: Especialización en Gestión  
Ambiental

Asesor(a):

Ainhoa Rubio Clemente - Doctora en Ingeniería Ambiental

Universidad de Antioquia  
Facultad de Ingeniería, Escuela Ambiental  
Medellín, Colombia

2020



## RESUMEN

El ácido sulfhídrico ( $H_2S$ ) está catalogado como un gas de interés sanitario por sus efectos tóxicos a la salud y su molesto olor a “huevos podridos”. Dicho gas es generado por las actividades industriales de la curtiembre de pieles y el refinamiento petrolero, entre otros procesos productivos. Así mismo, el  $H_2S$  se produce por los procesos tanto fisicoquímicos como microbiológicos llevados a cabo en las plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR), el cual es el tema central en el que se centrará el presente trabajo. Es por ello que, para el desarrollo de este, se partirá de las principales causas de generación de  $H_2S$  en dichas instalaciones. Posteriormente, se enuncian brevemente los efectos a la salud humana y al bienestar asociados por la exposición a este gas. Seguidamente, en este trabajo se muestran las alternativas de prevención para la reducción del  $H_2S$  desde un enfoque operacional como son el empleo de aditivos químicos y la aireación de lodos, y de control con la implementación de sistemas para el tratamiento de las emisiones olorosas como scrubbers y biofiltros. Finalmente, a la luz de estas medidas, se exponen algunas tecnologías que están siendo estudiadas y desarrolladas actualmente para ser implementadas en un futuro como sistemas de tratamiento.

**Palabras clave:** ácido sulfhídrico, aguas residuales, alternativas de reducción, emisión, olor.

## 1. Introducción

En la naturaleza, así como en los procesos antropogénicos, se generan olores de infinita variedad que pueden ser percibidos en mayor o menor medida por una persona común. Esto sucede gracias a que el sentido del olfato es un receptor químico donde los compuestos volátiles despididos de los cuerpos ingresan al epitelio olfatorio ubicado en la nariz y son procesados por el sistema olfativo, dando así una respuesta de agrado o desagrado (Colorado-Peralta, R. & Rivera, J.M., 2014).

El ácido sulfhídrico ( $H_2S$ ) emitido por la acción humana, proviene de industrias dedicadas a la fabricación de papel, refinamiento de petróleo y sus derivados, industria textil, curtido y tratamiento de aguas residuales (Soriano, 2011). Esta última actividad, por su naturaleza y composición de procesos físicos y químicos, es conocida como un proceso productivo de gran generación de olores.

Por otro lado, es importante mencionar que las distancias entre la comunidad y las plantas donde se realiza este tratamiento se han reducido debido al progresivo desarrollo urbano, resultando así en problemáticas no sólo de aspecto ambiental, sino también de índole social (Aatamila et al., 2011); ya que por la presencia de emisiones de  $H_2S$  se puede presentar desde desvalorización económica de los inmuebles aledaños a las estaciones depuradoras o a fuentes de emisión de este compuesto a causa de los olores ofensivos asociados a este gas, hasta afectaciones a la salud humana como los son náuseas, lagrimeo de los ojos, dolores de cabeza o pérdida del sueño por exposiciones prolongadas a este compuesto.

A pesar de todas las implicaciones que presenta la generación del  $H_2S$ , sobre la salud y el bienestar de las poblaciones aledañas a las fuentes generadoras de este tipo de emisiones, en el caso específico de las plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR), esta generación puede ser controlada garantizando condiciones específicas relacionadas con su operación, ya que las principales causas de generación del  $H_2S$  en las PTAR se derivan principalmente de la degradación de las proteínas con contenidos de sulfuros ( $S^{2-}$ ) bajo condiciones anaerobias (Lewkowska et al., 2016; Godoi et al., 2018). Es por ello que la generación de este gas se puede prevenir manteniendo concentraciones de

oxígeno óptimas para proveer un medio de actividad biológica aerobia, así como condiciones controladas de pH y temperatura, las cuales influyen en gran medida en la generación del H<sub>2</sub>S. Adicionalmente, se pueden encontrar en el mercado aditivos químicos que permiten la neutralización del H<sub>2</sub>S por medio de metales como el hierro en su forma férrica (Fe<sup>3+</sup>), a partir de la adición de cloruro de hierro (FeCl<sub>3</sub>) a los procesos (Yao et al., 2012).

Bajo este escenario, el objetivo principal del presente estudio consiste en determinar los factores que generan emisiones de H<sub>2</sub>S en los procesos y operaciones que se desarrollan en las instalaciones de las PTAR, los efectos a la salud asociados a la generación de este compuesto tanto a la población aledaña como a la trabajadora de estas locaciones; así como en establecer las alternativas orientadas a la prevención de su generación y al tratamiento de las emisiones atmosféricas de este compuesto a través de sistemas de control.

Para abordar las alternativas de control se describen aquellas técnicas o prácticas enfocadas en los procesos operacionales; es decir, en la búsqueda de la transformación o reducción del H<sub>2</sub>S a través de métodos físicoquímicos. Estas alternativas van desde el aumento del pH del agua para impedir la actividad metabólica de las bacterias sulfato-reductoras, que emplean los iones sulfato (SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>) contenidos en el agua residual para su respiración ya que este es una fuente de oxígeno, hasta la implementación de aditivos químicos que pueden causar una neutralización del H<sub>2</sub>S por la oxidación de los iones de azufre (S). Posteriormente, se detallan las técnicas disponibles para el tratamiento de los gases emitidos por los distintos procesos de las PTAR, los cuales pueden alcanzar eficiencias de reducción de emisiones de olor de hasta un 76% según la literatura (Zhang et al., 2013).

La información aquí presentada puede ser considerada como un punto de referencia para reducir los impactos ambientales y sociales al momento de proyectar y diseñar la construcción de una PTAR, ya que el olor ofensivo asociado a las emisiones del H<sub>2</sub>S es uno de los impactos más relevantes relacionados a las mismas.

## 2. Principales causas de generación del H<sub>2</sub>S

El H<sub>2</sub>S se genera durante la degradación de la materia orgánica, descomposición de proteínas con contenido de S<sup>2-</sup> y la reducción biológica del SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> a S<sup>2-</sup> bajo condiciones anaerobias (Lewkowska et al., 2016; Godoi et al., 2018). Estas condiciones se pueden presentar, por ejemplo, en la materia orgánica generada en áreas domésticas o materias primas utilizadas en los procesos industriales. Dentro de sus características fisicoquímicas, se destaca que el H<sub>2</sub>S es un gas tóxico e inflamable, con una alta solubilidad en el agua y olor particular a “huevos podridos”, el cual puede ser reconocido por el olfato humano a concentraciones en un rango comprendido entre 0.02 y 0.03 mg/L, y cuyas concentraciones iguales o mayores a 500 mg/L pueden ocasionar pérdida de la consciencia, detención de la respiración y, eventualmente, la muerte (Filipovic et al., 2018).

Entre las actividades antropogénicas principales generadoras de emisiones de H<sub>2</sub>S se encuentran las PTAR (Soriano, 2011). Sin embargo, este compuesto se puede generar en mayor o menor medida dependiendo de los compuestos químicos vertidos al agua o la cantidad de materia orgánica presente, además de otras condiciones propias del proceso de tratamiento.

El saneamiento de las aguas residuales requiere de una serie de complejos tratamientos de diversas características, los cuales son definidos por la disponibilidad de recursos técnico-económicos y el tipo de afluente a tratar para que cumpla con las características de vertimiento dependiendo del cuerpo de agua receptor o el posterior uso que se le quiera dar (Noyola et al., 2013).

En la Figura 1 se muestra el diagrama de tratamiento típico de una PTAR, en el cual se pueden observar tres etapas definidas (pretratamiento, tratamiento primario y tratamiento secundario). La configuración de la misma depende, en gran medida, de la necesidad de remoción de ciertos contaminantes característicos de cada agua residual a tratar. Estas especificaciones pueden establecerse con miras a dar cumplimiento a los valores y límites máximos permisibles establecidos por la Resolución 0631 del 2015 (Resolución 0631, 2015) para el caso de descargas puntuales a cuerpos de agua superficiales y sistemas de alcantarillado público, y la Resolución 0883 del año

2018 para el caso de vertimientos puntuales a cuerpos de aguas marinas (Resolución 0883, 2018).

Antes de que el agua residual ingrese a la primera etapa de tratamiento mostrada en la Figura 1, esta es conducida a una etapa de pretratamiento en donde se remueven los sólidos de gran tamaño, arenas y grasas. Posteriormente, el agua residual ingresa a la primera etapa conocida como tratamiento primario, la cual es destinada a la remoción de sólidos suspendidos. En la segunda etapa, tratamiento secundario, se realiza la remoción de la demanda biológica de oxígeno (DBO) a través de tratamientos biológicos, aerobios, anaerobios y/o anóxicos. Posteriormente, se identifica una tercera etapa llamada tratamiento terciario la cual dependerá del contenido de otros contaminantes que no pudieron ser eliminados en las etapas anteriores.

Adicionalmente, y paralelo a este proceso, dependiendo de la cantidad y composición química de los biosólidos resultantes de la línea de aguas, se puede realizar un proceso de tratamiento de lodos mediante el espesamiento, digestión y deshidratación, para su posterior disposición final, valorización o aprovechamiento en caso del cumplimiento de los criterios establecidos por el Decreto 1287 del 2014 (Decreto 1287, 2014).

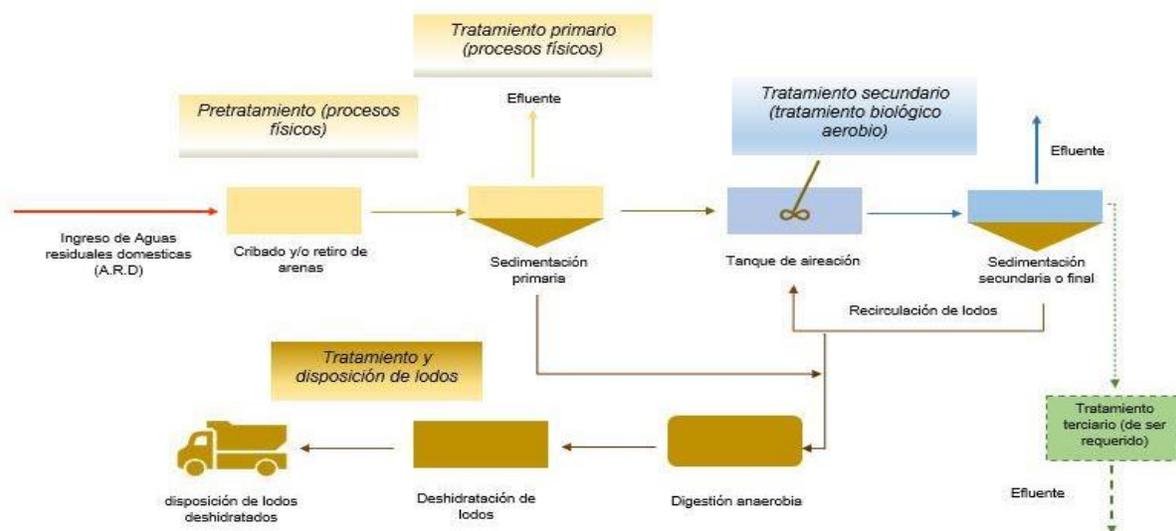


Figura 1 Esquema del tren de tratamiento convencional de una planta de tratamiento de aguas residuales. Fuente: elaboración propia.

Para entender y afrontar las problemáticas asociadas a la emisión de H<sub>2</sub>S a la atmósfera, en primer lugar, se debe comprender cómo se forma y en qué procesos se generan las mayores concentraciones de este compuesto en las PTAR. En la Figura 2 se muestra el ciclo de formación y transformación del H<sub>2</sub>S que se encontraría en los diferentes tanques y unidades del sistema de tratamiento de las aguas residuales. Este complejo ciclo se desarrolla bajo procesos de oxidación biológica y química del S<sup>2-</sup>, la transformación de S<sup>2-</sup> de fase líquida a gaseosa, teniendo en cuenta factores como el volumen de agua y la cantidad de sedimentos, así como la interacción con los microorganismos presentes en el agua residual, tal como se indican en las reacciones químicas mostradas en la Figura 3 (Talaiekhosani et al., 2016). En ésta podemos observar que el H<sub>2</sub>S se puede formar mediante la participación de reacciones químicas a partir del S u otros compuestos con contenidos de S<sup>2-</sup>, materia orgánica y la acción catalítica de microorganismos bajo condiciones anóxicas o anaerobias y pH ácido. En este sentido, al controlar estos compuestos, microorganismos y condiciones químicas del agua residual, se podría disminuir la emisión de H<sub>2</sub>S al ambiente.

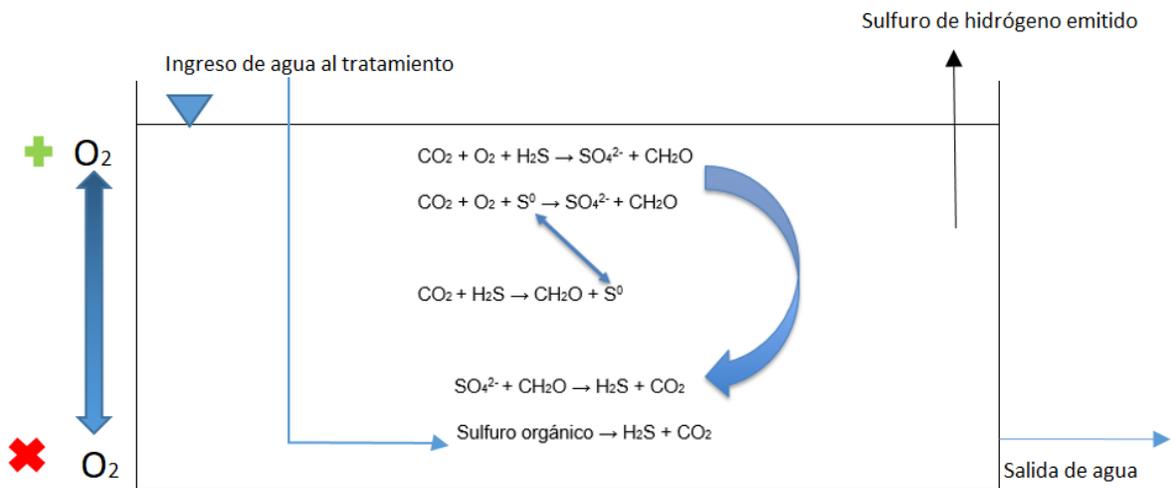


Figura 2 Ciclo de formación y transformación del ácido sulfhídrico (H<sub>2</sub>S). Fuente: elaboración propia.

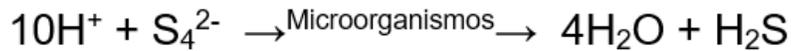


Figura 3 Reacciones involucradas en la formación de H<sub>2</sub>S en las aguas residuales. Fuente: elaboración propia.

Cabe destacar que después del análisis de cada una de las etapas de tratamiento de aguas residuales (pretratamiento, tratamiento primario y tratamiento secundario), Shao et al. (2014) concluyeron que las mayores concentraciones de emisión de olores producidas en una PTAR son generadas en los procesos anaerobios, así como en el procesamiento de los lodos obtenidos. Por otro lado, debe mencionarse que durante el proceso de cribado, sedimentación de lodos y separación de éstos, la emisión de olores es bastante fuerte y a medida que pasa hacia el tratamiento biológico y sedimentadores secundarios hasta su descarga nuevamente al cuerpo de agua, el olor pasa a tener una intensidad de débil a muy débil (Lewkowska et al., 2016). Este hecho puede deberse a que a medida que el agua atraviesa el tren o proceso de tratamiento, ésta va perdiendo carga contaminante tanto sólida como suspendida y se le imprime oxígeno para ayudar a los microorganismos aerobios en su crecimiento para la digestión y transformación de la materia orgánica restante. Paralelo a este proceso, y para aquellas PTAR que cuentan con un tratamiento tecnológico de los lodos, ocurre el mismo comportamiento en las emisiones de olor, donde en las etapas más tempranas del proceso aportarían importantes concentraciones de olor debido a la alta humedad y digestión anaerobia por parte de las bacterias (Lewkowska et al., 2016). No obstante, este proceso está completamente cerrado a la atmósfera y las emisiones de olor se presentarán dentro del contenido de biogás y emisión de vapores volátiles luego del secado de los lodos.

### 3. Efectos a la salud y al bienestar asociados a la generación del H<sub>2</sub>S

Los síntomas asociados a la presencia de compuestos generadores de olor es aún un tema de debate y preocupación debido a la poca información y entendimiento que se tiene al respecto (Atamila et al., 2011). En este sentido, y debido a su compleja interacción en los procesos bioquímicos del cuerpo humano y sus consecuencias, el H<sub>2</sub>S es un compuesto que ha sido investigado ampliamente desde hace varios años (Filipovic et al., 2018).

El endotelio vascular es una monocapa de células dinámicas que cubre la superficie interna de todo el árbol vascular (Citi et al., 2020). A pesar de que el H<sub>2</sub>S se ha considerado un gas con efectos adversos a la salud, se han encontrado estudios donde muestran el papel que éste desempeña como molécula esencial para el control de la homeostasis de la función endotelial en donde el H<sub>2</sub>S promueve las respuestas vaso-relajantes e inhibe la formación y la desgranulación de células espumosas de macrófagos, lo que hace que se comporte como un gasotransmisor vasculoprotector (Citi et al., 2020).

Adicional a lo anterior, existen evidencias donde la biodisponibilidad del H<sub>2</sub>S ha servido como un componente terapéutico en el tratamiento de la aterosclerosis, causa importante de alta mortalidad por enfermedades cardiovasculares. Esta enfermedad involucra numerosos procesos fisiopatológicos en los que se incluyen daño de las células endoteliales, estrés oxidativo, inflamación, depósito de lípidos, agregación plaquetaria, proliferación y migración de las células del músculo liso vascular, formación de células espumosas derivadas de glóbulos blancos de tipo macrófagos y agregación plaquetaria (Zhang et al., 2020). En este caso, cabe destacar el suministro de H<sub>2</sub>S mediante por ejemplo sales de S<sup>2-</sup> como sulfhidrato de sodio (NaSH) o sulfuro de sodio (Na<sub>2</sub>S), puede mejorar algunos de los procesos que genera la aterosclerosis, ya que promueve la expresión de la enzima convertidora de angiotensina (ACE2) y la producción de Angiotensina (1-7) (Ang - (1-7)) en las células endoteliales (Zhang et al., 2020).

A pesar de lo anteriormente mencionado, se han realizado estudios sobre roedores, bajo condiciones

experimentales de exposición de 300 mg/L durante 3 h, con condiciones ambientales controladas de 18-22 °C, humedad relativa entre el 30 y 50%, y ciclos de luz y oscuridad de 12 h, respectivamente. Los resultados demostraron que dichas concentraciones condujeron a lesiones pulmonares y la disminución de la proteína acuaporina 5, la cual es responsable de la permeabilidad de los pulmones al agua osmótica alveolar-capilar, desencadenando graves edemas pulmonares (Zou et al, 2017). Este tipo de resultados, como afirman los autores, podría guiar al camino del tratamiento de este tipo de lesiones por exposición a este contaminante.

El olor característico a “huevos podridos” del H<sub>2</sub>S causa grandes conflictos sociales y económicos a la población aledaña a las estaciones depuradoras, ya que se puede afectar su calidad de vida con problemas como la desvalorización económica de los inmuebles, entre otros. Es por esto que las quejas asociadas a la existencia de este gas y los posibles efectos en la salud de las personas son unas de las más frecuentes y habituales de las poblaciones aledañas a las PTAR alrededor del mundo (Godoi et al., 2018; Stellacci et al., 2010). En el caso de Estados Unidos, por ejemplo, se tiene estimado que el 50% de las quejas presentadas por parte de la comunidad se encuentran relacionadas con la contaminación por olores (Liu et al., 2020). Así mismo, en Japón, el número de quejas causadas por este factor ha ocupado el segundo lugar después de las quejas impuestas por contaminación acústica. Mientras tanto, en Australia, las quejas relacionadas por contaminación relacionada con malos olores representan el 91,2% del total de las quejas nacionales (Liu et al., 2020).

Una de las más importantes preocupaciones de la generación de H<sub>2</sub>S en las PTAR son las consecuencias a la salud humana asociadas a su toxicidad. Según el Departamento de Trabajo de Estados Unidos, los efectos asociados a la salud por la respiración del H<sub>2</sub>S están ligados directamente a la cantidad o concentración que se respire y el tiempo de exposición al mismo. Se han presentado casos de accidentes laborales en donde la exposición a concentraciones muy altas de este compuesto puede provocar la muerte instantáneamente en el peor de los casos o puede llegar a ser perjudicial para el sistema nervioso, cardiovascular y el sistema respiratorio (Zuccarello et al., 2019).

Otros efectos reportados donde se ha presentado una exposición prolongada a altas concentraciones de H<sub>2</sub>S son afectaciones oculares, percepción de parálisis olfativa, irritación respiratoria y convulsiones. Por otro lado, la exposición durante periodos largos de tiempo a concentraciones bajas puede ocasionar náuseas, dolor de cabeza y problemas respiratorios (Godoi et al., 2018).

En la Tabla 1 se listan los síntomas y efectos a corto plazo, también llamados efectos agudos, en relación a la concentración del H<sub>2</sub>S en el ambiente. Nótese cómo a partir de una concentración de 100 mg/L, la gravedad de los efectos puede comprometer seriamente la integridad de la persona expuesta a este compuesto.

<b>Concentración (mg/L)</b>	<b>Síntomas/efectos</b>
0,00011 - 0,00033	Concentraciones de fondo típicas.
0,01 - 1,5	Umbral de olor (cuando algunos perciben por primera vez el olor a “huevo podrido”). El olor se vuelve más ofensivo a 3- 5 mg/L. Por encima de 30 mg/L, el olor se describe como repugnante o dulce.
2.0 - 5.0	La exposición prolongada puede causar náuseas, lagrimeo de los ojos, dolores de cabeza o pérdida del sueño. Problemas de las vías respiratorias (constricción bronquial) en algunos pacientes con asma.
20	Posible fatiga, pérdida de apetito, dolor de cabeza, irritabilidad, mala memoria, mareos.

<b>Concentración (mg/L)</b>	<b>Síntomas/efectos</b>
50-100	Ligera conjuntivitis ("ojo de gas") e irritación del tracto respiratorio después de 1 h. Puede causar malestar digestivo y pérdida del apetito.
100	Tos, irritación ocular, pérdida del olfato después de 2-15 min (fatiga olfativa). Alteración de la respiración, somnolencia a los 15-30 min. Irritación de garganta después de 1 h. Aumento gradual de la gravedad de los síntomas durante varias horas. La muerte puede ocurrir después de 48 h.
100 - 150	Pérdida del olfato (fatiga olfativa o parálisis).
200 - 300	Conjuntivitis marcada e irritación del tracto respiratorio después de 1 h. Puede ocurrir edema pulmonar por exposición prolongada.
500 - 700	Colapso en 5 min. Daños graves a los ojos en 30 min. Muerte después de 30-60 min.
700 - 1000	Pérdida rápida del conocimiento, colapso inmediato en 1 o 2 respiraciones, la respiración se detiene y la muerte sucede en minutos.
1000- 2000	Muerte prácticamente instantánea

Tabla 1 Síntomas asociados a la concentración de H<sub>2</sub>S. Fuente: United States Department of Labor (2020).

En relación con los efectos a la salud a largo plazo, existen personas las cuales perdieron el conocimiento al encontrarse bajo una exposición a concentraciones entre 700 - 1000 mg/L de H<sub>2</sub>S, que continúan padeciendo de dolores de cabeza, función motora precaria, déficits de atención y poca capacidad de memoria. Adicionalmente, se han conocido casos de personas que padecen de problemas relacionados con su sistema cardiovascular después de encontrarse en los límites de exposición de H<sub>2</sub>S permisibles (United States Department of Labor, 2020).

El personal encargado de la operación de las PTAR con generaciones altas de emisiones de H<sub>2</sub>S se encuentra expuesto a condiciones o situaciones que pueden ser mortales, ya que este gas, además de ser tóxico, es altamente explosivo e inflamable. El rango explosivo del H<sub>2</sub>S en el aire es de 4,5 a 45,5%, el cual al entrar en proceso de combustión desprende otros vapores y gases tóxicos, tales como el dióxido de azufre (SO<sub>2</sub>) (United States Department of Labor, 2020).

#### **4. Alternativas de control del proceso para la reducción de la generación de H<sub>2</sub>S**

Para la reducción del H<sub>2</sub>S se han desarrollado diversas técnicas de desulfuración con métodos tanto físicos, químicos y biológicos como sus combinaciones. Sin embargo, estos procedimientos implican costos económicos significativos que encarecen la operación de las PTAR. Es por ello que en los últimos tiempos las investigaciones están centrando más su atención en el desarrollo de tecnologías de prevención *in situ* (ISP), lo que implica controlar la generación del H<sub>2</sub>S desde la prevención de la conversión del S a este gas (Han et al., 2019).

En esta sección se presentarán y se describirán brevemente las alternativas de control de emisiones de H<sub>2</sub>S desde el enfoque de control de variables clave dentro del proceso de tratamiento de las aguas residuales. Así mismo, se tratará la implementación de sistemas convencionales y no convencionales para el control y reducción tanto de la generación como de la emisión de H<sub>2</sub>S.

##### **4.1. Reducción de la emisión de H<sub>2</sub>S mediante procedimientos operacionales**

La generación del H<sub>2</sub>S se debe en su mayoría a reacciones biológicas al momento de la degradación de las proteínas en condiciones anaerobias y la operación de los sistemas de tratamiento bajo algunas condiciones ambientales relacionadas con el pH, temperatura, oxígeno disuelto, concentración de nutrientes, etc. (Talaiekhosani et al. 2016). Por ello, existen varios tipos de métodos con los cuales éstas pueden ser modificadas para evitar la producción de H<sub>2</sub>S desde su fuente de generación u origen, que van desde el aumento del potencial de óxido-reducción hasta la oxidación biológica de este compuesto (Talaiekhosani et al. 2016).

Cuando el nivel de oxígeno en los reactores biológicos no es suficiente para mantener condiciones aerobias en los mismos, los iones SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> contenidos en el agua residual pueden ser empleados como aceptores de electrones por bacterias sulfato-reductoras, lo cual trae como consecuencia un aumento en la generación del H<sub>2</sub>S (Lewkowska et al., 2016). Uno de los métodos para impedir la actividad

metabólica de dichas bacterias es mediante un aumento de pH hasta un valor de 9, ya que el H<sub>2</sub>S contenido en el agua residual se transforma casi en su totalidad en su forma bisulfuro (HS<sup>-</sup>) (Talaiekhosani et al., 2016). Es importante resaltar que aunque el aumento del pH controla la generación de dicho gas, se debe de tener en consideración las características del agua residual a tratar, ya que a un pH elevado la eficiencia de los sistemas biológicos pueden disminuir debido a los requerimientos de pH por parte de los microorganismos que operan en el interior del reactor biológico (Talaiekhosani et al., 2016) y, adicionalmente, pueden aparecer otros tipos de gases de interés sanitario como es el amoníaco (NH<sub>3</sub>).

En el caso de las estaciones depuradoras municipales que reciben grandes volúmenes de agua por unidad de tiempo, es de suma importancia controlar el caudal de ingreso a los reactores biológicos en función del tiempo de retención hidráulica de los mismos. Esto con el fin de que el proceso de tratamiento se desarrolle de manera continua y no se presente algún tipo de “estancamiento” de estas aguas en el sistema. Adicionalmente, se debe de procurar que el agua tratada en los reactores biológicos llegue de forma fluida y rápida a la sedimentación secundaria, ya que esto permitirá que el lodo llegue “activo” a esta unidad de tratamiento, limitando así la generación de emisiones volátiles de S en el aire asociado a problemas de fermentación en estas unidades (Kim et al., 2014).

#### **4.2. Utilización de aditivos químicos y productos comerciales**

Actualmente, existen sustancias como aditivos químicos que pueden causar una neutralización del H<sub>2</sub>S debido a la oxidación de los iones S<sup>2-</sup> durante la reducción de Fe<sup>3+</sup> o la precipitación de S<sup>2-</sup> junto con los fosfatos (PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>) por medio de metales adicionados al proceso (Yao et al., 2012). Sin embargo, esta adición se debe efectuar bajo parámetros de operación controladas que no afecten el tratamiento biológico, el cual es altamente susceptible a los cambios de las condiciones químicas del agua.

En la ciudad de Xi'an, China, se han desarrollado ensayos sobre la dosificación de cloruro de amonio (NH<sub>4</sub>Cl), para la prevención *in situ* de la formación del H<sub>2</sub>S durante la digestión anaerobia

(DA) de los lodos activados residuales. En este estudio se realizaron cuatro pilotos de digestores anaerobios inoculados con lodo obtenido de un digestor de la primera PTAR de esta ciudad, la cual cuenta con un proceso anóxico-óxico. El tiempo de retención hidráulica para cada uno de los reactores se fijó en 20 días y cada uno de ellos estaba equipado con un sistema de mezcla para que el lodo contenido en los mismos se mantuviera en movimiento durante el tiempo de duración del ensayo. Es importante resaltar que se realizaron ensayos con cuatro reactores bajo condiciones mesófilas y cuatro reactores bajo condiciones termófilas, con el fin de evaluar la influencia del contenido sólido en la concentración del H<sub>2</sub>S del biogás que éstos generaban (Han et al., 2019). Para determinar la dosis óptima de dosificación de NH<sub>4</sub>Cl para la disminución del H<sub>2</sub>S se realizaron dosificaciones en el rango comprendido entre 0 y 5,0 g/L, en donde la mayor eficiencia de remoción se presentó aplicando una dosis de 2,5 g/L para una eliminación del 75,2% del H<sub>2</sub>S. Esta eficiencia se presentó sin afectar la estabilidad del digestor y con una generación de biogás sólida, por lo cual el estudio referido llegó a la determinación de que el NH<sub>4</sub>Cl es un candidato a emplear a la hora de prevenir la generación de H<sub>2</sub>S *in situ* durante el proceso de DA convencional (Han et al., 2019).

### **4.3. Aireación de lodos**

Los lodos generados dentro del proceso de tratamiento de las aguas residuales concentran toda la materia orgánica y demás contaminantes que se encuentran solubles en la matriz agua del efluente. Es por ello que su adecuado tratamiento permite la reducción de las concentraciones de gases generadores de olor, aunque el costo asociado sea elevado. Para aquellas PTAR que llevan a cabo el método de lodos activados desde la deshidratación hasta la eliminación de patógenos y control de olores, este tratamiento supone un costo entre el 25 y el 50% del total de costo operativo (Zeng et al., 2019; Campos et al., 2009).

Otra manera de prevenir el desarrollo de H<sub>2</sub>S es la activación de los lodos. Este mecanismo utiliza la acción metabólica de las bacterias contenidas en el lodo, promoviendo la oxidación química de los compuestos (Lewkowska et al., 2016). Si se logra que las bacterias que oxidan compuestos de S<sup>2-</sup> crezcan en estos lodos activos, las emisiones de H<sub>2</sub>S pueden ser reducidas entre un 96 y 100%.

En ese mismo sentido, el reciclado de lodos activados dentro del tratamiento de las aguas residuales parece ser una solución viable a la reducción de olores, en especial, las concentraciones de  $\text{H}_2\text{S}$ . Esto se lograría mediante la recirculación de los lodos provenientes de los biorreactores aireados o tanques de sedimentación secundaria, hacia las etapas de pretratamiento. Con ello, se podría generar un ambiente anóxico propiciando la oxidación de los olores o los precursores de éstos (Fan et al., 2020). Estos autores también citan experimentos a escala realizados en laboratorio con la utilización de reactores con dosificaciones de 16% de lodos aireados ricos en hierro (Fe), logrando reducciones de  $\text{S}^{2-}$  de hasta el 99%. Otros experimentos llevados a cabo a gran escala mostraron que se podían alcanzar porcentajes de reducción de  $\text{H}_2\text{S}$  entre el 87 y el 98% con la recirculación de estos lodos (Fan et al., 2020).

Otros avances prometedores en la reducción de la emisión del  $\text{H}_2\text{S}$  en la intervención de los lodos generados, especialmente en lo que se refiere al biogás, se da en la micro-aireación de los digestores de lodos que, además de eliminar el  $\text{H}_2\text{S}$  debido a la oxidación del  $\text{S}^{2-}$ , mejora la hidrólisis y la estabilización del proceso de digestión (Nguyen & Kumar, 2018). Bajo estas condiciones, los autores recomiendan operar a un potencial de óxido-reducción de 0 a 300 mV, con dosificaciones de aire u oxígeno entre 0.013 y 0.024  $\text{L}_{\text{O}_2}/\text{L}_{\text{reactor}}/\text{día}$ .

## 5. Tratamiento de las emisiones gaseosas de H<sub>2</sub>S

Dependiendo del origen de las aguas residuales y los contaminantes contenidos en ella, se construyen las etapas de la línea de tratamiento. Así mismo, el sistema de tratamiento de los gases provenientes de estas aguas debe ser diseñado de forma independiente, teniendo en consideración las características de los compuestos olorosos emitidos (Hort et al., 2009).

En esta sección, se describe el uso de biofiltros, scrubbers o lavadores húmedos y procesos electroquímicos para tratar las emisiones gaseosas de H<sub>2</sub>S, así como el empleo de materiales adsorbentes para este fin.

### 5.1. Biofiltros

Los biofiltros, como sistemas de tratamiento para gases, han ganado gran importancia debido a que pueden operar bajo condiciones habituales de temperatura y de presión, presentan bajos costos de inversión y operacionales, y exhiben mayores eficiencias y desempeño ambiental que los métodos de prevención o reducción de naturaleza química (Rabbani et al., 2016) mencionados anteriormente.

Un ejemplo de ello son los biofiltros aerobios con presencia de bacterias oxidantes de S, con especies tales como *Thiobacillus denitrificans*, *Thiobacillus thioparus* y *Acidithiobacillus thiooxidans*, las cuales toman el aire contaminado con emisiones de H<sub>2</sub>S y lo transforman en SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>. El rango óptimo de operación en función del pH para el crecimiento de cada una de estas especies de bacterias varía en un rango desde 1,8 para el caso de las *Acidithiobacillus thiooxidans* hasta un valor de 7,4 para las *Thiobacillus denitrificans*, con resultados de eficiencia de remoción superiores al 90% (Rabbani et al., 2016).

También se han encontrado estudios experimentales sobre columnas de burbujas biológicas (BBC,

por sus siglas en inglés) empleadas para la eliminación del H<sub>2</sub>S del biogás, en donde se realizó la inoculación de una BBC con lodo activado tomado del sedimentador secundario de una PTAR. La estructura de la BBC constaba de una columna de vidrio, el material de empaque del sistema era un portador de plástico cilíndrico con nervaduras internas, el volumen de llenado del BBC con este material fue de 0,25 L y se empleó tiosulfato (S<sub>2</sub>O<sub>3</sub>) como nutriente. Por su parte, el biogás simulado para el caso de estudio estaba constituido por gas nitrógeno (N<sub>2</sub>), H<sub>2</sub>S y aire como fuente de oxígeno, en donde fueron mezclados e ingresados a la BBC durante 70 d divididos en 4 periodos (Jiang et al., 2020). Con respecto a la comunidad microbiana encontrada durante el tiempo de tratamiento se encontraron 11 géneros principales en la operación de la BBC, como *Thiomonas sp.*, la cual es un tipo de bacteria aeróbica que desempeña un papel importante en la remoción de H<sub>2</sub>S en los filtros biopercoladores (Maestre et al., 2010). Por su parte, también se ha encontrado *Shewanella sp.*, la cual es un microorganismo anaerobio facultativo que juega un rol crucial en la circulación del S (Jiang et al., 2020). Asimismo, se ha evidenciado la presencia de *Paludibacter sp.* y *Clostridium sp.*, bacterias sulfato-reductoras (Jiang et al., 2020). Adicionalmente, en el periodo correspondiente al número dos de los 4 periodos totales en donde se ingresó el biogás simulado a la BBC, se encontró presencia de *Pseudomonas sp.*, las cuales pueden eliminar de forma más eficiente el S<sup>2-</sup> a altas concentraciones (Jiang et al., 2020) y *Halothiobacillus sp.*, que puede crecer en ambientes con presencia de concentraciones altas de salinidad (Jiang et al., 2020). Finalmente, se encontró presencia de *Sulfurimonas sp.*, las cuales son un tipo de microorganismo quimioautótrofos. Se observó también la existencia de *Halomonas sp.*, que juegan un papel desulfurizador y desnitrificante. Finalmente, se encontraron *Acholeplasma sp.*, *Pseudosphingobacterium sp.* y *Tissiereaal sp.*, las cuales son bacterias sulfato-reductoras (Jiang et al., 2020). Para concluir, el estudio determinó que la BBC puede ser un mecanismo eficiente para la remoción del H<sub>2</sub>S, ya que cuando la concentración de entrada fue de aproximadamente 5000 mg/L se alcanzaron remociones del 88%, bajo el modelo de introducción del gas de salida nuevamente a la unidad para promover la transferencia de masa de sustratos. Cabe resaltar que en este estudio el principal producto de desulfuración que se obtuvo fue el S (Jiang et al., 2020).

## 5.2. Scrubbers o lavadores húmedos

Dentro de las tecnologías de lavado de gases se encuentran los scrubbers para la remoción de  $\text{H}_2\text{S}$  en un medio húmedo (Wang et al., 2020). Sin embargo, es de aclarar que los estudios realizados son aplicables a corrientes gaseosas producto de la combustión; un proceso completamente ajeno al tratamiento de las aguas residuales. Aun así, vale la pena revisar los resultados obtenidos en la remoción de  $\text{H}_2\text{S}$  que tienen estas tecnologías, con miras a determinar los posibles sistemas de tratamiento que se puedan aplicar en una PTAR.

Uno de los métodos que se están estudiando recientemente es el lavado de corrientes gaseosas para la remoción de  $\text{H}_2\text{S}$  con la utilización de luz ultravioleta al vacío (VUV) y peróxido de hidrógeno ( $\text{H}_2\text{O}_2$ ), como agente oxidante. Wang et al. (2020) también afirmaron que, al agregar urea al sistema, un absorbente alcalino débil, aumentó el porcentaje de remoción de  $\text{H}_2\text{S}$  y, por tanto, se evitaba en mayor medida la corrosión asociada al ácido sulfúrico ( $\text{H}_2\text{SO}_4$ ) que se forma como subproducto de la oxidación por parte de los radicales libres formados, como es el caso del radical hidroxilo ( $\text{HO}\cdot$ ). El experimento que llevaron a cabo estos autores consistió en la utilización de agua desionizada y una solución de  $\text{H}_2\text{O}_2$  al 30%. Así mismo, utilizaron una solución de 500 mL de  $\text{H}_2\text{O}_2$ /urea dentro de un tiempo de lavado de 20 min para una corriente gaseosa con una concentración de 1000 mg/L de  $\text{H}_2\text{S}$  y un caudal de 1,5 L/min. Las variables de temperatura, pH, concentración de catalizador y la intensidad de luz ultravioleta (UV) fueron modificadas entre los experimentos realizados. Los resultados indicaron que los valores óptimos de concentración de urea, temperatura, intensidad de radiación UV, pH y caudal para obtener eficiencias de remoción mayores al 95% fueron 0.5 mol/L, 40 °C, 132  $\mu\text{W}/\text{cm}^2$ , 7,61 y 1,4 L/min, respectivamente (Wang et al., 2020).

En otro estudio realizado en 2019 se demostraron las bondades de la aplicación del proceso de oxidación avanzada foto-Fenton a través de la implementación de un sistema scrubber en fase húmeda. En este proceso, los autores Liu & Wang (2019) lograron demostrar altas eficiencias de remoción de  $\text{H}_2\text{S}$  en una corriente gaseosa haciéndola pasar por un sistema de lavado mediante la aplicación de  $\text{H}_2\text{O}_2$ , ión ferroso ( $\text{Fe}^{2+}$ ) y radiación ultravioleta (UV), controlando variables como la

temperatura, pH, concentración de H<sub>2</sub>S y el flujo de la corriente gaseosa. Para alcanzar porcentajes de eficiencia en la eliminación de H<sub>2</sub>S por encima del 90% se determinó que las concentraciones óptimas de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> y Fe<sup>2+</sup> fueron 0.16 mol/L y 0.06 mol/L, respectivamente, con una intensidad de radiación UV de 132 μW/cm<sup>2</sup>. Por su parte, el pH óptimo de la solución debía estar controlado en 6.51 a una temperatura del sistema de 298 K y un flujo de corriente gaseosa de 1 L/min con un contenido de H<sub>2</sub>S de 1800 mg/L. Este proceso, además de tener buenos resultados en la reducción de este compuesto oloroso, podría ser un tratamiento viable a futuro ya que, en rasgos generales, no genera residuos químicos secundarios, pudiendo precipitar los iones férricos sobrantes y el H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> remanente de las reacciones químicas, a través de la adición de NH<sub>3</sub> para producir sulfato de amonio sólido ((NH<sub>4</sub>)<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>), el cual puede ser utilizado como fertilizante.

Por otro lado, se han encontrado estudios realizados a escala de laboratorio de lavadores húmedos de columnas de placa de tamiz de flujo doble que presentan eficiencias de remoción de hasta 78,9% para H<sub>2</sub>S, al tratar una concentración de entrada de 300 mg/L de este gas a una velocidad de flujo de,  $27,7 \times 10^{-4}$  Nm<sup>3</sup>/s. El estudio demostró que conforme aumentaban las tasas de flujo de gas y de líquido, las cuales oscilaban para este ensayo entre el rango de 20.649 y  $48.183 \times 10^{-6}$  m<sup>3</sup>/s, aumentaba la altura de la espuma que se generaba durante el proceso, la turbulencia y el área interfacial gas-líquido y, por ende, aumentaba la eficiencia de remoción con el aumento de la transferencia de masa general a una velocidad rápida (Kailasa et al., 2020).

### **5.3. Procesos electroquímicos**

Los procesos electroquímicos han sido implementados en diferentes industrias para la reducción y remoción del H<sub>2</sub>S en los sistemas de tratamiento de gases, como es el caso de las refinerías y plantas de gas natural, entre otros. La separación de las moléculas del H<sub>2</sub>S se da exclusivamente en soluciones alcalinas acuosas, en donde se produce la sedimentación de S cristalino en el ánodo y el hidrógeno (H<sub>2</sub>) se volatiliza en forma de gas en el cátodo. Con respecto al ion S<sup>2-</sup>, éste se moviliza al ánodo mediante un electrolito de sal fundida y, finalmente, se oxida a S (Kailasa et al., 2020).

En la literatura se han encontrado diversos ensayos a escala de laboratorio implementando este tipo de metodología. Uno de ellos fue un proceso de oxidación electroquímica con bajos costos de implementación y fundamentado en una química ecológica, el cual empleó cerio ( $Ce^{4+}$ ) como catalizador redox y como pre-mediador de iones en la celda electroquímica. Este estudio demostró que este tipo de sistema presenta eficiencias de remoción de  $H_2S$  de hasta 98% empleando 0,008 mol/L de  $Ce^{4+}$  en el fluido de lavado, trayendo como beneficio el empleo del  $Ce^{4+}$  nuevamente al tiempo que se obviaba el gasto de otros productos químicos complementarios (Kailasa et al., 2020).

Adicionalmente, se han evidenciado estudios que demuestran eficiencias de remoción simultánea de hasta un 100% en gases con contenidos de  $H_2S$  y metanotiol ( $CH_3SH$ ), empleando un método de lavado húmedo electrocatalítico. Estos gases se disuelven en una solución alcalina acuosa y, posteriormente, se oxidan electroquímicamente dosificando una concentración baja de plata ( $Ag^{2+}$ ) (0,0012 M) en 6 mol/L de ácido nítrico ( $HNO_3$ ), lo que demuestra una alta eficiencia de este sistema de tratamiento (Kailasa et al., 2020).

#### **5.4. Empleo de materiales adsorbentes**

Los tratamientos basados en la adsorción mediante materiales, con el objeto de capturar compuestos contaminantes, se ha convertido en una alternativa altamente estudiada en los últimos años. Dentro de los contaminantes estudiados a ser retenidos utilizando el proceso de adsorción se encuentran los gases con compuestos de S como es el caso del  $H_2S$ , en donde se han mostrado eficiencias altas en la remoción del mismo usando materiales nanoestructuralmente organizados en relación con su porosidad, área superficial y la química que se desarrolla sobre la misma (Kailasa et al., 2020).

En el caso de las zeolitas, se han desarrollado 194 estructuras de zeolitas únicas y 40 unidades de zeolitas naturales empleadas como adsorbentes para el tratamiento de iones de metales pesados, productos químicos tóxicos,  $CO_2$  y  $H_2S$ , en donde las zeolitas naturales como la modernita, eirionita y lonoptilolita han mostrado capacidad de adsorción mayores a las sintéticas, con el plus de ser mucho más económicas y reutilizables. Un ejemplo de la aplicación de las zeolitas como material adsorbente es en las centrales eléctricas de ciclo combinado de gasificación integrada (IGCC) en

donde se empleó una zeolita llamada Na-X para la remoción de H<sub>2</sub>S, obteniendo como resultado el 86% de los átomos de S reactivos como S elemental (Kailasa et al., 2020).

En las dos últimas décadas los materiales a base de carbono han despertado el interés científico por su capacidad adsorbente al eliminar diferentes sustancias químicas tóxicas, entre ellas el H<sub>2</sub>S. Todo esto gracias a sus características únicas como una amplia superficie específica (750-1500 m<sup>2</sup>/g), accesibilidad a los poros internos y propiedades químicas apropiadas que hacen que su uso sea potencial para la adsorción a partir de fuerzas no covalentes de los contaminantes presentes en una corriente gaseosa. En este sentido, en la literatura se reportan estudios a escala de laboratorio en donde se empleó biocarbón preparado a partir del proceso de pirolisis empleando como materia prima residuos de cáscara de papa para tratar el biogás de un reactor de mezcla continua cargado con aguas residuales. En este estudio, se evidenció que el biocarbón mostró eficiencias mayores al 98% de eliminación de H<sub>2</sub>S contenido en el biogás debido fundamentalmente a su enlace a grupos funcionales activos fenólicos, alcohólicos y carboxílicos (Kailasa et al., 2020).

Los nanomateriales de óxidos metálicos o nanocompuesto de óxidos metálicos han mostrado, adicionalmente, ser potenciales adsorbentes de H<sub>2</sub>S. Estos materiales muestran tamaños de poros y estructuras singulares que hace que cuenten con propiedades características de adsorción y almacenamiento de gas. En esta línea, se han realizado investigaciones sobre el empleo de óxido de hierro (Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub>) y carbón activado para eliminar el H<sub>2</sub>S por medio de sulfuración por microondas a alta temperatura. El desempeño de ambos adsorbentes presentó mayor captura a altas temperaturas (400, 500 y 600 °C). El H<sub>2</sub>S se redujo con mayor eficiencia del biogás objeto del ensayo, empleando material de laterita (Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub>) como nuevo material adsorbente, en donde en este ensayo los investigadores emplearon la química computacional para evaluar la eficiencia de la adsorción de este material con respecto al H<sub>2</sub>S, el cual arrojó una remoción de aproximadamente el 92% del mismo en el biogás (Kailasa et al., 2020).

## 6. Perspectivas futuras

Con respecto a las nuevas tecnologías y procesos empleados en la reducción de emisiones de H<sub>2</sub>S, se han encontrado investigaciones en donde los pretratamientos electroquímicos (PE) aplicados en los lodos generados en las PTAR a 12 V o más presentan reducciones de hasta 99% en las emisiones de este gas generadas por dicho residuo (Zeng et al., 2019). Las causas de reducción del H<sub>2</sub>S según este estudio pueden deberse a la precipitación del S<sup>2-</sup> disuelto en los lodos al reaccionar con metales como el Fe encontrado allí por la adición de FeCl<sub>3</sub> utilizado en el proceso de coagulación, o por los mismos metales contenidos en el lodo que se separan del agua al momento de aplicar dicho tratamiento. Adicionalmente, también se considera que la aplicación del PE causa inactivación de microorganismos específicos cuyo metabolismo genera emisiones de H<sub>2</sub>S, ya que provoca la desintegración de microcolonias, la fragmentación de partículas y la lisis celular, así como la reducción de microorganismos patógenos como la *Escherichia coli*, *Salmonella sp.*, coliformes totales y *Streptococcus faecales*, con una eficiencia mayor para un voltaje de 15 V. A pesar de los hallazgos encontrados, se requiere ampliar las investigaciones con el fin de confirmar las hipótesis de las causas de la reducción del H<sub>2</sub>S anteriormente mencionadas.

Adicionalmente, se han realizado estudios con biofiltros a escala de laboratorio, empleando como material filtrante compost obtenido principalmente a partir de madera blanda, residuos de jardín y una mezcla de fertilizantes orgánicos (Das et al., 2019). Cabe destacar que este compost ofrece alta presencia de nutrientes, así como una alta capacidad de retención y liberación de los mismos durante la fase del crecimiento celular. Adicional al compost empleado, se ha utilizado también el biocarbón producido por pirolisis de trozos de madera procedente de abeto, en una proporción compost:biocarbón de 3:1 (Das et al., 2019). La inoculación del biofiltro realizado a partir de compost y biocarbón se realizó con el lodo activado perteneciente a la PTAR de Harnaschpolder (Den Hoorn, Países Bajos), en donde la naturaleza de las aguas residuales allí tratadas, eran de tipo doméstico. El H<sub>2</sub>S suministrado en forma de flujo ascendente al biofiltro se produjo en el laboratorio a partir de mezclas de sulfuro de sodio (Na<sub>2</sub>S), agua (H<sub>2</sub>O) y H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> por un periodo de 110 días, presentando una eficiencia de remoción del 70% para una tasa de carga de entrada de 39 g/m<sup>3</sup>\*h de H<sub>2</sub>S (Das et al., 2019).

Así, los biofiltros fabricados a partir de materiales filtrantes alternativos como los anteriormente mencionados se pueden, por tanto, convertir en una opción viable, de bajo costo y fácil construcción y mantenimiento para realizar pruebas futuras en el tratamiento de emisiones a gran escala de H<sub>2</sub>S generadas en las PTAR con la valorización de la inclusión del manejo integral de residuos sólidos.

Por otro lado, en el mercado existen, actualmente, coberturas para fuentes de emisiones en el tratamiento de aguas residuales para lagunas y para las unidades que conforman las PTAR, las cuales consisten en el uso de materiales sintético-rígidos como polipropileno o polietileno, cuyas eficiencias de reducción de emisiones de olor pueden alcanzar hasta un 76% (Zhang et al., 2013). Estas cubiertas, a su vez, pueden ser conducidas a otros sistemas de control de emisiones atmosféricas donde los gases pueden ser tratados por medio de biofiltros o bioscrubbers para posteriormente ser liberados a la atmósfera, como se ha mencionado anteriormente. De igual manera, también se pueden usar coberturas a base de materiales vegetales con altos porcentajes de eficiencia de remoción de H<sub>2</sub>S. Entre los materiales reportados, se encuentran camas de turba con una reducción del 85%, pudiéndose aumentar la eficiencia de eliminación a un 95% por la acción de oxidación, con la adición de FeCl<sub>3</sub>. Otros materiales que también han sido reportados en la literatura son por ejemplo las coberturas a base de heno o la utilización de geotextiles. No obstante, estos últimos no han sido ampliamente usados, por lo que su eficiencia en campo, aplicación en sistemas de tratamiento de aguas residuales sin generar alteraciones a los procesos y, por supuesto, los costos económicos asociados deben ser ampliamente discutidos.

Por otro lado, destaca el uso de PAO en la degradación de corrientes gaseosas con H<sub>2</sub>S, como se ha indicado anteriormente. En este sentido, se hace necesario aplicar otros PAO diferentes a los descritos que evidencien su eficiencia en la eliminación de este tipo de compuestos ofensivos. Si bien, es importante resaltar que los porcentajes de eficiencia conseguidos basados en la aplicación de PAO son altamente sensibles a los cambios de las condiciones óptimas del sistema de oxidación utilizado, ya que la eficiencia de estas tecnologías de oxidación química del H<sub>2</sub>S dependen mayoritariamente de la liberación de radicales HO•.

Otra perspectiva interesante a tener en cuenta es aquella referida a la obtención de hidrógeno ( $H_2$ ) a partir de la descomposición del  $H_2S$  por medio de métodos fotoquímicos y termoquímicos, así como la electrólisis y los procesos biológicos (De Crisci et al., 2018). Sin embargo, no se conocen resultados que den prueba del éxito a una escala demostrativa, por lo que la investigación a futuro requerirá de un mayor estudio y profundización. Esta alternativa prometería ser una solución en doble vía para los encargados de la gestión de las PTAR, pues por un lado se reducirían las emisiones de este compuesto a la atmósfera y por otro se podría obtener energía, la cual podría suplir los diferentes requerimientos energéticos de los procesos internos de las instalaciones de la PTAR.

## 7. Conclusiones

El H<sub>2</sub>S es un compuesto químico que, al ser emitido en procesos naturales o antrópicos, puede generar molestias odoríferas a concentraciones tan bajas como 0.02 mg/L. Incluso el H<sub>2</sub>S puede ser dañino y hasta letal a medida que aumenta su concentración por encima de los 500 mg/L.

Dentro de las actividades humanas, el tratamiento de las aguas residuales es considerado un emisor importante de esta sustancia a la atmósfera, debido al contenido de materia orgánica en descomposición, elementos a base de S<sup>2-</sup>, bajo pH y las pobres condiciones aireadas de las aguas residuales. Es por esto que en los últimos años las problemáticas asociadas a las molestias por olores provenientes de estas instalaciones han sido más frecuentes y se espera que en el futuro se incrementen debido al desarrollo urbano acelerado.

Las investigaciones llevadas a cabo por múltiples autores han evidenciado que durante las primeras etapas del tratamiento de las aguas residuales se generan las mayores concentraciones de emisión de H<sub>2</sub>S, por lo que implementar controles desde estas etapas es determinante para el control y reducción de este compuesto. Así mismo, la línea de tratamiento de lodos es uno de los puntos de mayor generación de compuestos olorosos; si bien, es uno de los procesos menos intervenidos en el control de emisiones atmosféricas.

Una vez establecidos los puntos clave de emisión a la atmósfera de H<sub>2</sub>S, el siguiente paso consiste en determinar la mejor alternativa para el control y reducción de la concentración de esta sustancia tanto desde su generación química en el medio acuoso como su reducción a través de sistemas de control de emisiones. Es así como la literatura ofrece un amplio conocimiento de procedimientos alternativos al tratamiento de las aguas residuales que permitirían el tratamiento de este compuesto, con el fin de evitar molestias sobre las comunidades cercanas a estas instalaciones y los peligros asociados a su toxicidad.

En la actualidad, se encuentran técnicas operacionales disponibles para reducir la generación y

emisión de  $H_2S$ , las cuales comprenden procesos como la aireación eficiente de lodos, la cual impide que las bacterias sulfato-reductoras tomen los iones  $SO_4^{2-}$  del agua residual como aceptor de electrones, disminuyendo así la generación de este gas, principalmente en los procesos biológicos. Por otro lado, destaca también la adición de productos químicos como  $Fe^{3+}$ ,  $PO_4^{3-}$  y  $NH_4Cl$ , pudiendo este último compuesto presentar remociones de hasta un 72,5% de  $H_2S$ . Cabe aclarar que el correcto funcionamiento de las estaciones depuradoras es un factor clave al momento de controlar la generación del  $H_2S$ , principalmente en los reactores biológicos pertenecientes a las mismas, ya que si no se cumplen los tiempos de retención hidráulica, no se realizan las evacuaciones continuas de lodo biológico y no se controlan factores ambientales como el pH y la temperatura, el metabolismo bacteriano llevado a cabo dentro de los mismos no será óptimo y se podrán presentar efectos como, por ejemplo, la fermentación del lodo biológico, el cual es propenso a generar olores ofensivos en esta fase del sistemas de tratamiento.

Por otro lado, dentro de los sistemas de control de emisiones a la atmósfera, se encontró en la literatura que los biofiltros son una alternativa de bajo costo y no requiere unas condiciones operativas complejas, además de que son un método eficiente y de alto desempeño ambiental. En esta línea, se pueden encontrar los biofiltros anaeróbios con presencias de bacterias oxidantes de S, con eficiencias superiores al 90% en un rango de pH entre 1,8 y 7,4. De igual manera, en la literatura se ha informado que las BBC pueden alcanzar porcentajes de eficiencia de hasta el 88% en el tratamiento de corrientes gaseosas de concentraciones, aproximadamente, de 5000 mg/L de  $H_2S$ .

Respecto a los lavadores húmedos o scrubbers, si bien es una metodología aplicable al tratamiento de las emisiones productos de la combustión, pueden ofrecer buenas posibilidades para el tratamiento de corrientes gaseosas contaminadas con  $H_2S$ . Es así como con la técnica de radiación VUV y  $H_2O_2$  en una columna de lavado, se logran obtener remociones superiores al 95%.

Así mismo, los procesos electroquímicos usados en plantas de gas natural y refinerías, pueden tratar corrientes gaseosas contaminadas con una eficiencia lograda de hasta el 98% y el 100% en la remoción de  $\text{H}_2\text{S}$ , utilizando  $\text{Ce}^{4+}$  como catalizador redox y  $\text{CH}_3\text{SH}$  dentro de un proceso de lavado húmedo electrocatalítico, respectivamente.

Dentro de las perspectivas futuras a tener en cuenta y que necesitan ser más analizadas y puestas en práctica, se encuentran los pretratamientos electroquímicos con porcentajes de reducción de  $\text{H}_2\text{S}$  del 99% con la adición de  $\text{FeCl}_3$ ; biofiltros con la utilización de biocarbón y compost, con porcentajes de reducción esperados cercanos al 70%, coberturas a base de materiales vegetales como turba, heno o geotextiles con eficiencias de eliminación de este contaminante aún en estudio.

Adicionalmente, se ha evidenciado que los procesos de oxidación avanzada tipo foto-Fenton usados en scrubbers de fase húmeda pueden obtener porcentajes de eliminación de este compuesto por encima del 90%. Así mismo, se puede conseguir la descomposición del  $\text{H}_2\text{S}$  por medios fotoquímicos y termoquímicos, la electrólisis o procesos biológicos, con fines de obtención de  $\text{H}_2$  que podría ser utilizado para la generación de energía o como combustible para futuras tecnologías y procesos productivos.

No obstante, cabe destacar que algunas de estas alternativas aún se encuentran en etapa de desarrollo, por lo que los resultados conseguidos a menor escala aún deberían ser aplicados y probados en condiciones reales de operación, con el fin de determinar la eficiencia real de los mismos, así como la relación costo-beneficio de su implementación.

## 8. Referencias bibliográficas

- Aatamila, M., Verkasalo, P., Korhonen, M., Suiminen, A., Hirvonen, M., Viluksela, M., Nevalainen, A. (2011). Odour annoyance and physical symptoms among residents living near waste treatment centres. *Environmental Research*, *111*(1), 164–170. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2010.11.008>
- Campos, J.L., Otero, L., Franco, A., Mosquera-Corral, E., Roca, E. (2009). Ozonation strategies to reduce sludge production of a seafood industry WWTP. *Bioresource Technology*, *100*(3), 1069–1073. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.07.056>
- Citi, V., Martelli, A., Gorica, E., Brogi, S., Testai, L., & Calderone, V. (2020). Role of hydrogen sulfide in endothelial dysfunction: Pathophysiology and therapeutic approaches. *Journal of Advanced Research*. <https://doi.org/10.1016/j.jare.2020.05.015>
- Colorado-Peralta, R., & Rivera, J.M. (2014). ¿Qué es el olor y cómo lo percibimos? *Diario de Comunicación de La Ciencia. UV.*, 1. <https://www.uv.mx/cienciauuv/blog/quimicadelolor/>
- Das, J., Rene, E., Dupont, C., Dufourny, A., Blin, J., van Hullebusch, E. (2019). Performance of a compost and biochar packed biofilter for gas-phase hydrogen sulfide removal. *Bioresource Technology*, *273*(September 2018), 581–591. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.11.052>
- De Crisci, A., Moniri, A., Xu, Y. (2018). Hydrogen from hydrogen sulfide : towards a more sustainable hydrogen economy. *International Journal of Hydrogen Energy*, *44*(3), 1299–1327. <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2018.10.035>
- Fan, F., Xu, R., Wang, D., Meng, F. (2020). Application of activated sludge for odor control in wastewater treatment plants : Approaches , advances and outlooks. *Water Research*, *181*,

115915. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115915>

Filipovic, M., Zivanovic, J., Alvarez, B., Banerjee, R. (2018). Chemical Biology of H<sub>2</sub>S Signaling through Persulfidation. *Chemical Reviews*, 118(3), 1253–1337. <https://doi.org/10.1021/acs.chemrev.7b00205>

Godoi, A., Grasel, A., Polezer, G., Brown, A., Potgieter-Vermaak, S., Scremim, D., Yamamoto, C., M. R. (2018). Human exposure to hydrogen sulphide concentrations near wastewater treatment plants. *Science of the Total Environment*, 610–611, 583–590. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.07.209>

Han, Y., Qu, Q., Li, J., Zhuo, Y., Zhong, C., & Peng, D. (2019). Performance of ammonium chloride dosage on hydrogen sulfide in-situ prevention during waste activated sludge anaerobic digestion. *Bioresource Technology*, 276(November 2018), 91–96. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.12.089>

Hort, C., Gracy, S., Platel, V., Moynault, L. (2009). Evaluation of sewage sludge and yard waste compost as a biofilter media for the removal of ammonia and volatile organic sulfur compounds (VOSCs). *Chemical Engineering Journal*, 152(1), 44–53. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2009.03.026>

Jiang, X., Wu, J., Jin, Z., Yang, S., & Shen, L. (2020). Enhancing the removal of H<sub>2</sub>S from biogas through refluxing of outlet gas in biological bubble-column. *Bioresource Technology*, 299(December 2019), 122621. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122621>

Kailasa, S. K., Koduru, J. R., Vikrant, K., Tsang, Y. F., Singhal, R. K., Hussain, C. M., & Kim, K. H. (2020). Recent progress on solution and materials chemistry for the removal of hydrogen sulfide from various gas plants. *Journal of Molecular Liquids*, 297, 111886. <https://doi.org/10.1016/j.molliq.2019.111886>

- Kim, H., Lee, H., Choi, E., Choi, I., Shin, T., Im, H., Ahn, S. (2014). Characterization of odor emission from alternating aerobic and anoxic activated sludge systems using real-time total reduced sulfur analyzer. *Chemosphere*, *117*(1), 394–401. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.08.008>
- Lewkowska, P., Cieřlik, B., Dymerski, T., Konieczka, P., Namieřnik, J. (2016). Characteristics of odors emitted from municipal wastewater treatment plant and methods for their identification and deodorization techniques. *Environmental Research*, *151*, 573–586. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2016.08.030>
- Liu, Z. (2020). Urban sewage treatment odor gas release characteristics and regional differences. *Environmental Technology and Innovation*, 101190. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2020.101190>
- Liu, Y., & Wang, Y. (2019). Removal of Gaseous Hydrogen Sulfide by a Photo-Fenton Wet Oxidation Scrubbing System. *Energy and Fuels*, *33*(11), 10812–10819. <https://doi.org/10.1021/acs.energyfuels.9b02720>
- Maestre, J. P., Rovira, R., Álvarez-Hornos, F. J., Fortuny, M., Lafuente, J., Gamisans, X., & Gabriel, D. (2010). Bacterial community analysis of a gas-phase biotrickling filter for biogas mimics desulfurization through the rRNA approach. *Chemosphere*, *80*(8), 872–880. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2010.05.019>
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. (2015). Resolución 0631. *Por la cual se establecen los valores límites máximos permisibles en los vertimientos puntuales a cuerpos de aguas superficiales y a los sistemas de alcantarillado público y se dictan otras disposiciones.* <https://www.minambiente.gov.co/images/normativa/app/resoluciones/d1->

res\_631\_marz\_2015.pdf

Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. (2018). Resolución 0883. *Por la cual se establecen los parámetros y valores límites máximos permisibles en los vertimientos puntuales a cuerpos de aguas marinas y se dictan otras disposiciones.* [http://portal.anla.gov.co/sites/default/files/resoluciones/resolucion\\_0883\\_18-05-2018\\_parametros\\_valores\\_limites\\_vertimientos\\_aguas\\_marinas.pdf](http://portal.anla.gov.co/sites/default/files/resoluciones/resolucion_0883_18-05-2018_parametros_valores_limites_vertimientos_aguas_marinas.pdf)

Ministerio de vivienda, ciudad y territorio. (2014). Decreto 1287. *Por el cual se establecen criterios para el uso de los biosólidos generados en plantas de tratamiento de aguas residuales municipales.* <http://wsp.presidencia.gov.co/Normativa/Decretos/2014/Documents/JULIO/10/DECRETO%201287%20DEL%2010%20DE%20JULIO%20DE%202014.pdf>

Nguyen, D., Kumar, S. (2018). A little breath of fresh air into an anaerobic system: How microaeration facilitates anaerobic digestion process. *Biotechnology Advances*, 36(7), 1971–1983. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2018.08.007>

Noyola, A., Morgan-Sagastume, J.M., Güereca, L. (2013). *Selección de tecnologías para el tratamiento de aguas residuales municipales.* Instituto de Ingeniería UNAM.

Rabbani, K. A., Charles, W., Kayaalp, A., Cord-Ruwisch, R., Ho, G. (2016). Pilot-scale biofilter for the simultaneous removal of hydrogen sulphide and ammonia at a wastewater treatment plant. *Biochemical Engineering Journal*, 107(2), 1–10. <https://doi.org/10.1016/j.bej.2015.11.018>

Shao, L., Zhang, C., Wu, D., Lü, F., Li, T., He, P. (2014). Effects of bulking agent addition on odorous compounds emissions during composting of OFMSW. *Waste Management*, 34(8), 1381–1390. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.04.016>

- Soriano, M. (2011). *Oxidación catalítica selectiva de sulfuro de hidrógeno a azufre elemental sobre catalizadores basados en óxidos de metales de transición* [Universitat Politècnica de València]. <https://doi.org/10.4995/Thesis/10251/14117>
- Stellacci P., Liberti, L., Notarnicola, M., Haas, C. (2010). Hygienic sustainability of site location of wastewater treatment plants. A case study. I. Estimating odour emission impact. *Desalination*, 253(1–3), 51–56. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2009.11.034>
- Talaiekhosani, A., Bagheri, M., Goli, A., Khoozani, M. (2016). An overview of principles of odor production, emission, and control methods in wastewater collection and treatment systems. *Journal of Environmental Management*, 170, 186–206. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.01.021>
- United States Department Of Labor. (2020). Hydrogen Sulfide. Occupational Safety and Health Administration. <https://www.osha.gov/SLTC/hydrogensulfide/hazards.html>
- Wang, Y., Liu, Y., Wang, Y. (2020). Oxidation absorption of hydrogen sulfide from gas stream using vacuum ultraviolet / H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> / urea wet scrubbing system. *Process Safety and Environmental Protection*, 140, 348–355. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2020.05.025>
- Yao, H., Liu, H., Luo, G., Hu, H., Zhang, Q., Yang, J. (2012). Emission characteristics of nitrogen- and sulfur-containing odorous compounds during different sewage sludge chemical conditioning processes. *Journal of Hazardous Materials*, 235–236, 298–306. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2012.07.060>
- Zeng, Q., Zan, F., Hao, T., Kumar, B., Lin, S., van Loosdrecht, M., Chen, G. (2019). Electrochemical pretreatment for stabilization of waste activated sludge: Simultaneously enhancing dewaterability, inactivating pathogens and mitigating hydrogen sulfide. *Water*

*Research*, 166, 115035. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.115035>

Zhang, H., Bai, Z., Zhu, L., Liang, Y., Fan, X., Li, J., Wen, H., Shi, T., Zhao, Q., & Wang, Z. (2020). Hydrogen sulfide donors: Therapeutic potential in anti-atherosclerosis. *European Journal of Medicinal Chemistry*, 205, 112665. <https://doi.org/10.1016/j.ejmech.2020.112665>

Zhang, X.L., Yan, S., Tyagi, R.D., Surampalli, R. Y. (2013). Odor control in lagoons. *Journal of Environmental Management*, 124, 62–71. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.03.022>

Zou Y., Xing J., Xu, C., Sun H., Zhu B., Zhang H., Wang J., Z. J. (2017). Involvement of water channel Aquaporin 5 in H<sub>2</sub>S-induced pulmonary edema. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 49, 202–211. <https://doi.org/10.1016/j.etap.2016.12.013>

Zuccarello, P., Ventura, E., Romano, G., Laudani, A., Mondello, C., Argo, A., Zerbo, S., Barbera, N. (2019). Toxicological investigations in a fatal and non-fatal accident due to hydrogen sulphide (H<sub>2</sub>S) poisoning. *Forensic Science International*, 300, e4–e8. <https://doi.org/10.1016/j.forsciint.2019.04.026>