

Prevention Technologies of Odor Production and Corrosion Due to Hydrogen Sulfide in Wastewater Collection Networks

Amirreza Talaiekhosani
Department of Civil Engineering, Jami Institute of Technology, Isfahan, Iran
atalaie@jami.ac.ir
2014

فناوریهای جلوگیری از تولید بو و خوردگی ناشی از سولفید هیدروژن در شبکه های جمع آوری فاضلاب

امیر رضا طلایی خوزانی
گروه مهندسی عمران موسسه آموزش عالی جامی، اصفهان، ایران
atalaie@jami.ac.ir
1393

فهرست مطالب

پیشگفتار.....	۵
۱- مقدمه.....	۷
۲- بو و ترکیبات بوزا در تاسیسات آب و فاضلاب.....	۷
۳- خلاصه ای از روشهای کنترل بو در تاسیسات آب و فاضلاب.....	۱۱
۴- تولید سولفید هیدروژن در فاضلاب.....	۱۳
۴-۱- چرخه گوگرد در فاضلاب و محیط زیست.....	۱۳
۴-۲- خوردگی لوله های بتنی شبکه جمع آوری فاضلاب توسط سولفید هیدروژن.....	۱۶
۵- افزایش پتانسیل اکسیداسیون، احیاء برای کنترل سطح تولید سولفید هیدروژن.....	۱۶
۵-۱- تزریق هوا و یا اکسیژن خالص به فاضلاب.....	۱۶
۵-۲- جلوگیری از تولید سولفید هیدروژن با اضافه کردن نیترات به فاضلاب.....	۱۷
۶- جلوگیری از فعالیت باکتریهای احیاء کننده گوگرد.....	۱۷
۷- حذف شیمیایی سولفید هیدروژن از فاضلاب.....	۱۷
۷-۱- ترسیب شیمیایی سولفید هیدروژن توسط نمک های فلزی.....	۱۷
۷-۱-۱- سولفیدهای فلزی غیر قابل حل در فاضلاب.....	۱۷
۷-۱-۲- حذف سولفید هیدروژن با کمک اضافه کردن نمک آهن.....	۱۸
۷-۱-۳- شرایط بهره برداری و هزینه های حذف سولفید با کمک نمکهای فلزی.....	۱۸
۷-۲- ترسیب شیمیایی سولفید هیدروژن توسط اکسید کننده ها.....	۱۹
۷-۲-۱- استفاده از هیدروژن پرواکسید.....	۱۹
۷-۲-۲- استفاده از کلر.....	۱۹
۷-۲-۳- استفاده از پرمنگنات پتاسیم.....	۱۹
۸- حذف بیولوژیکی سولفید هیدروژن از فاضلاب.....	۲۱
۹- چشم انداز حذف سولفید هیدروژن در آینده.....	۲۱
۹-۱- کاربرد فرمالدوئید و پارافرمالدوئید جهت حذف سولفید هیدروژن.....	۲۱
۹-۲- رهاسازی آهسته اکسیژن موجود در فاز جامد (MgO_2/CaO_2).....	۲۲
۹-۳- استفاده از تکنیک پیل سوختی جهت جلوگیری از تولید سولفید هیدروژن.....	۲۲
۹-۴- استفاده از باکتریوفازها جهت جلوگیری از تولید سولفید هیدروژن.....	۲۳
۱۰- روشهای تصفیه هوای آلوده به سولفید هیدروژن.....	۲۴

- ۱۰-۱- روشهای بیولوژیکی تصفیه هوای آلوده به سولفید هیدروژن و ترکیبات بوزا از هوا..... ۲۴
- ۱۰-۲- استفاده از اسکرابرها در حذف سولفید هیدروژن و سایر ترکیبات بوزا از هوا..... ۲۷
- ۱۱- مقایسه روشهای تصفیه هوای آلوده به مواد بوزا و سولفید هیدروژن..... ۳۰
- ۱۲- روشهای اندازه گیری غلظت سولفید هیدروژن در هوا..... ۳۰

پیشگفتار

امروزه با افزایش سطح استانداردهای بهداشتی، جمع آوری و تصفیه فاضلاب از اهمیت بالایی برخوردار شده است. لذا شبکه های عظیم جمع آوری فاضلاب در سطح شهرهای جهان ساخته شده و تاسیسات فراوانی نیز به منظور تصفیه و بی خطر سازی آن ایجاد شده است. بنابه دلایل متعدد در طی فرایندهای جمع آوری و تصفیه فاضلاب ترکیبات بوزا و خورنده تولید شده و در اتمسفر رها می گردند. ترکیبات بوزا علاوه بر اینکه می توانند به دلیل بوی نامطبوع خود تعداد شکایات از سازمانهای مسئول جمع آوری و تصفیه فاضلاب را افزایش دهد، می تواند باعث بروز مخاطرات جدی در سلامت انسان نیز گردد. همچنین برخی از این گازها همچون سولفید هیدروژن علاوه بر تولید بوی نامطبوع، خورنده بوده و می توانند به شدت به تاسیسات جمع آوری و تصفیه فاضلاب آسیب وارد نماید. مطالعات انجام شده در سطح دنیا نشان از آن دارد که درصد زیادی از هزینه های جمع آوری و تصفیه فاضلاب باید صرف نوسازی حاصل از خوردگی سولفید هیدروژن گردد که بالغ بر میلیون ها دلار در سال است. لذا این موضوعات اهمیت کنترل ترکیبات بوزا و خصوصاً سولفید هیدروژن را در تاسیسات جمع آوری و تصفیه فاضلاب نشان می دهد. با توجه به کمبود منابع علمی فارسی مورد نیاز در این زمینه نویسنده این مطلب سعی در جمع آوری آخرین اطلاعات مورد نیاز مهندسين شاغل در امور آب و فاضلاب کشور از طریق مرور تعداد زیادی از مقالات چاپ شده در مجلات بین المللی نموده است. امید است که این مطالب گامی کوچک در جهت افزایش آگاهی جامعه علمی کشور در این زمینه باشد. همچنین خواهشمند است با ارسال نظرات و انتقادات خود به آدرس ایمیل atalaie@jami.ac.ir به ارتقاء کیفیت این مطلب در ویرایشهای آینده آن کمک نمایید.

با آرزوی توفیق الهی

امیر رضا طلایی

عضو هیئت علمی گروه مهندسی عمران موسسه آموزش عالی جامی

خلاصه

کنترل بو و خوردگی در شبکه های جمع آوری فاضلاب یکی از دغدغه های همیشگی مهندسين محسوب می گردد. به دليل هزینه های هنگفت ناشی از خوردگی لوله های جمع آوری فاضلاب و همچنین اعتراض ساکنین منطقه به دليل تولید بوی نامطبوع از فاضلاب، تحقیقات گسترده ای جهت یافتن شیوه های موثر و کم هزینه برای کنترل این معضلات ارائه شده است. هدف از این مطالعه جمع آوری دستاوردهای موجود در زمینه کنترل بو و خوردگی با تاکید بر حذف سولفید هیدروژن به عنوان عامل اصلی این معضلات می باشد. در این مطالعه روشهای کنترل تولید سولفید هیدروژن همچون استفاده از اکساینده های شیمیایی، استفاده از رقابت شیمیایی، استفاده از پیل های سوختی میکروبی، ترسیب شیمیایی سولفید، استفاده از باکتریوفاژها، تهویه و تصفیه هوای حاوی سولفید هیدروژن مورد معرفی و بحث قرار گرفته است. کاربرد این روشها می تواند بطور موثری در کاهش خوردگی و بوی حاصل از عملیات جمع آوری فاضلاب موثر بوده و هزینه های ناشی از خوردگی شبکه را به شدت کاهش دهد.

کلمات کلیدی: سولفید هیدروژن، کنترل بو، کنترل خوردگی، ترسیب شیمیایی، پیل سوختی میکروبی.

۱- مقدمه

طبقه بندی آلاینده های گازی را به صورت های مختلفی انجام می دهند. در یکی از این طبقه بندی ها این گازها به: (۱) گازهای خورنده؛ (۲) گازهای محرک و (۳) گازهای بودار تقسیم بندی می گردند. گازهای خورنده، ترکیباتی هستند که سبب تخریب یا آسیب به متعلقات زندگی انسان همچون ابزار آلات فلزی یا بتنی شده و یا می توانند منجر به تخریب بافتهای بدن موجودات زنده شوند. یک نمونه بارز از گازهای خورنده که مشکلات زیادی را در شبکه های آب و فاضلاب ایجاد می کند سولفید هیدروژن است. این گاز علاوه بر بوی زننده ای که تولید می نماید خوردگی شدیدی نیز در تاسیسات فاضلاب ایجاد می کند. گازهای محرک نیز ترکیباتی هستند که در افراد باعث ناراحتی و آسیب موقت می شوند. بسیاری از گازهای محرک سبب درد یا ناراحتی چشم ها، پوست، غشاهای مخاطی یا سیستم تنفسی می گردند. گازهایی که در درجه اول بر احساس بویائی تاثیر می گذارند، تحت عنوان "گازهای بودار" شناخته می شوند. این گازها معمولاً مفهومی ناخوشایند و منفی به همراه دارند. هنگامی که از افراد خواسته می شود تا "ترکیب بودار" را شرح دهند، اکثر افراد از آن به عنوان بوهای ناخوشایند یاد می کنند، هر چند حتی بوهایی که در غلظت های معمولی، خوشایند و مطلوب هستند در غلظت های بالا ممکن است ناخوشایند باشند. در بسیاری از موارد با تمیز نمودن تاسیسات تصفیه آب و فاضلاب و خارج نمودن دانه های شن و لجن اضافی و راهبری بهینه می توان تولید بو را در تاسیسات فاضلاب به طور چشم گیری کاهش داد. در بعضی موارد می توان با وارد کردن هوای تمیز بیرون، و یا برعکس با خارج نمودن هوای آلوده در تاسیسات سرپوشیده میزان آلاینده های بوز را تریقی نمود. گاهی با انجام این کار ما باعث انتشار این آلاینده ها به بیرون از قسمت سرپوشیده شده که این عمل اعتراض ساکنین منطقه را به دنبال خواهد داشت. در این شرایط ما باید کنترل آلاینده را از طریق تصفیه هوای خروجی انجام دهیم [۱ و ۲ و ۳].

سیدنی^۱ و همکارانش در سال ۱۹۹۶ اقدام به بررسی خوردگی در لوله های جمع آوری فاضلاب شهر لوسانجلس آمریکا نمودند و متوجه شدند که ۱۰ درصد لوله ها مورد حمله سولفید هیدروژن قرار گرفته اند و در آن سال خسارتی بالغ بر ۵۰۰ میلیون دلار به شبکه جمع آوری فاضلاب وارد نموده است [۴]. کامپر^۲ و همکارش برند^۳ در سال ۱۹۹۸ مطالعه مشابه را در آلمان انجام داده و به این نتیجه رسیدند که خسارت ناشی از عدم کنترل سولفید هیدروژن در شبکه های جمع آوری فاضلاب آلمان در آن سال بالغ بر ۱۲۵ میلیون دلار می باشد [۵]. وینک^۴ در سال ۲۰۰۲ با انجام مطالعه ای مشخص نمود که خسارت ناشی از خوردگی شبکه های جمع آوری فاضلاب در اثر سولفید هیدروژن در بلژیک حدود ۶/۲ میلیون دلار در سال بوده که برابر با ۱۰ درصد کل هزینه های جمع آوری و تصفیه فاضلاب می باشد [۶]. متاسفانه نویسنده این مطالب موفق به یافتن تحقیقی در زمینه میزان خسارت سالانه خوردگی ناشی از سولفید هیدروژن در ایران نشد لذا انجام چنین تحقیقاتی و پیرو آن مشخص شدن ابعاد خسارات و هزینه های آن می تواند منجر به ایجاد انگیزه لازم جهت اختصاص بودجه به منظور کنترل این نوع خوردگی در شبکه های جمع آوری فاضلاب ایران گردد.

۲- بو و ترکیبات بوزا در تاسیسات آب و فاضلاب

انسانها و حیوانات حضور آلاینده های شیمیایی معلق در هوا را از طریق تحریک عضو بویائی در بینی تشخیص می دهند. ترکیباتی که سبب تحریک این عضو می شوند بو نامیده می شوند. با توجه به واکنش نسبت به محرک، بوها ممکن است خوشایند (همچون بوی عطر، بوی غذا) یا ناخوشایند (بوی تخم مرغ فاسد شده، بوی فاضلاب) باشند. واکنش هر انسان به بو می تواند بنابه دلایل روانشناسی و یا فیزیولوژیکی متفاوت باشد. این بدان معناست که برخی از بوها برای عده ای از انسانها خوشایند است و برای برخی دیگر ناخوشایند. در طی عملیات جمع آوری فاضلاب و تصفیه آن ترکیبات مولد بو بوسیله تجزیه بی هوازی مواد آلی حاوی گوگرد و نیتروژن ایجاد می شوند [۱، ۲، ۳]. این ترکیبات فرار دارای وزن ملکولی نسبتاً کم می باشند. ترکیبات بودار دارای یک عدد آستانه بو^۵ هستند که عبارتند از غلظتی که زیر آن غلظت، بو توسط شامه انسان قابل شناسایی نیست. حدود آستانه معمولاً به صورت غلظت عامل ایجاد کننده بو ارائه می شود. معمولاً ترکیباتی که بوی بیشتری

¹ Sydney

² Kaempfer

³ Berndt

⁴ Vincke

⁵ Threshold Odor Number (TON)

دارند از وزن ملکولی کمتری برخوردار هستند. ترکیبات گازی که وزن ملکولی بیش از ۳۰۰ گرم بر مول دارند معمولاً بدون بو در نظر گرفته می شوند. سولفید هیدروژن که یکی از مهمترین ترکیبات بوزا می باشد دارای وزن ملکولی ۳۴ گرم بر مول است.

ایندولها، اسکاتولها، مرکاپتانها، برخی ترکیبات آلی فرار، هیدروژن سولفور، آمونیاک و غیره تعدادی از ترکیبات بوزا می باشند که در تاسیسات آب و فاضلاب نیز ایجاد میگردند و گاهاً موجب تولید بوهای نامطبوع می شوند. در جدول شماره ۱ ترکیبات اصلی مولد بو و اطلاعات مربوط به هر یک از آنها لیست شده است. در جدول شماره ۱ ترکیبات بوزای معرفی شده در ردیفهای ۱ الی ۲۴ می توانند بطور طبیعی در اثر واکنشهای بیوشیمیایی وارد منابع آب گردند. ردیف های ۲۵ الی ۳۰ در شبکه های توزیع آب آشامیدنی توسط لوله های توزیع آب و همچنین لایه های بیوفیلم میکروبی که در جدار داخلی لوله ها تشکیل می گردد ایجاد و در آب رها می گردند. ردیفهای ۳۱ الی ۳۴ در حین فرایند تصفیه آب و در تصفیه خانه ها تولید شده و به آب وارد می گردند. لازم به ذکر است که ترکیبات تولید کننده بو قطعاً ایجاد طعم نیز در آب می نمایند. لیکن ترکیباتی که طعم دارند الزاماً تولید بو نمی کنند. لذا لیست ارائه شده در جدول شماره ۱ را می توان به نوعی ترکیبات تولید کننده طعم و بو در آب نامید. گازهای محبوس تولید شده در لوله های جمع آوری فاضلاب را که عامل خوردگی و بوهای نامطبوع می باشند را بایستی از طریق تهویه هوای موجود در آن جمع آوری و تصفیه نمود و یا با کاربرد روشهایی که در بخشهای بعدی به آن اشاره می گردد از تولید ترکیبات بودار پیش گیری کرد [۱۲۰].

یکی از ترکیبات بوزا در مجاری فاضلاب آمونیاک می باشد. این ماده در اثر تجزیه باکتریایی اوره در شبکه جمع آوری فاضلاب تولید می گردد. در طی چرخه نیتروژن باکتریهای تثبیت کننده نیتروژن و برخی گیاهان نیتروژن موجود در هوا را جذب و به آمونیاک، اوره، نیتريت، نترات و یا ترکیبات آلی حاوی نیتروژن تبدیل می نمایند که در بدن این موجودات ذخیره می گردد. نیتروژن تثبیت شده در زنجیره غذایی دست به دست می گردد و نهایتاً این ترکیبات پس از دفع مدفوع، ادرار و یا مرگ موجودات از طریق فرایندهای گوناگونی همچون آمونیفیکاسیون، نیتریفیکاسیون و دنیتریفیکاسیون مجدداً به نیتروژن ملکولی تبدیل می گردند. ترکیبات آلی نیتروژن دار و اوره از طریق فرایند هوازی آمونیفیکاسیون به آمونیاک تبدیل می گردند. آمونیاک خود از طریق فرایند هوازی نیتریفیکاسیون به نیتريت و سپس نترات تبدیل می گردد. نیتريت و نترات نهایتاً از طریق فرایند انوکسیک دنیتریفیکاسیون به نیتروژن ملکولی تبدیل می شود. در اوایل ورود فاضلاب به لوله های جمع آوری مقداری اکسیژن محلول در آن وجود دارد که در چند کیلومتر اول راه به کلی به اتمام می رسد و شرایط بی هوازی در لوله غالب می گردد. در همان چند کیلومتر اول اوره موجود در فاضلاب با کمک مقدار کم اکسیژن موجود توسط باکتریها و طی فرایند آمونیفیکاسیون تبدیل به آمونیاک می شود. در ادامه آمونیاک می تواند طی فرایند نیتریفیکاسیون تبدیل به نیتريت و نهایتاً نترات شود ولی به دلیل نبود اکسیژن کافی، فرایند نیتریفیکاسیون در شبکه های جمع آوری فاضلاب انجام نشده و چرخه نیتروژن در حد انجام فرایند آمونیفیکاسیون و تبدیل برخی از ترکیبات آلی نیتروژن دار و اوره به آمونیاک متوقف می گردد. ادامه این فرایندهای بیوشیمیایی در تصفیه خانه ها به انجام می رسد. آمونیاک دارای دمای تبخیر پایین بوده لذا به راحتی از فاضلاب تبخیر شده و منجر به انتشار بو در محیط اطراف می گردد.

از دیگر ترکیبات بوزا موجود در شبکه های جمع آوری فاضلاب و تصفیه خانه ها ترکیبات آلی فرار^۱ هستند. این ترکیبات با وزن ملکولی کم (زیر ۳۰۰ گرم بر مول) می توانند در اثر فرایند تبخیر وارد هوا شده و قابل استشمام برای انسان شوند. مهمترین ترکیبات آلی فرار دخیل در مشکلات بو در واحدهای جمع آوری و تصفیه فاضلاب عبارتند از:

- **مرکاپتانها:** اتیل مرکاپتان، متیل مرکاپتان، ایزوپروپیل مرکاپتان و...
- **سولفید های آلی:** دی آلیل سولفید، دی متیل سولفید، متیل ایزوپروپیل سولفید، دی اتیل سولفید، متیل پنتیل سولفید و...
- **پلی سولفیدها:** دی متیل دی سولفید، متیل اتیل دی سولفید و...
- **تیوفن ها:** الکیل تیوفن و...
- **ترکیبات معدنی:** آمونیاک، سولفید هیدروژن

¹ Volatile organic compounds

جدول شماره ۱: برخی از ترکیبات اصلی مولد بو و اطلاعات مربوط به هر یک از آنها [۱۲۰]

شماره	ترکیب	فرمول شیمیایی	بوی خاص	آستانه بو بر حسب ppm	وزن ملکولی بر حسب گرم بر مول
۱	آلیل مرکاپتان	CH ₂ =CH-CH ₂ -SH	بوی سیر- قهوه قوی	۰/۰۰۰۰۵	۴۷/۱۵
۲	آلیل مرکاپتان	CH ₃ -(CH ₂) ₃ -CH ₂ -SH	بوی نامطبوع، متعفن	۰/۰۰۰۰۳	۱۰۴/۲۲
۳	بنزیل مرکاپتان	C ₆ H ₅ CH ₂ -SH	بوی نامطبوع، قوی	۰/۰۰۰۰۱۹	۱۲۴/۲۱
۴	کروتیل مرکاپتان	CH ₃ -CH=CH-CH ₂ -SH	بویی شبیه به بوی راسو	۰/۰۰۰۰۳۹	۹۰/۱۹
۵	دی متیل سولفید	CH ₃ -S-CH ₃	بوی سیزی پوسیده	۰/۰۰۰۰۱	۶۲/۱۳
۶	اتیل مرکاپتان	CH ₃ CH ₂ -CH ₂ -SH	بوی کلم پوسیده	۰/۰۰۰۰۱۹	۶۲/۱۰
۷	سولفید هیدروژن	H ₂ S	بوی تخم مرغ فاسد	۰/۰۰۰۰۴۷	۳۴/۱۰
۸	متیل مرکاپتان	CH ₃ SH	بوی کلم پوسیده	۰/۰۰۰۰۱۱	۴۸/۱۰
۹	پروپیل مرکاپتان	CH ₃ -CH ₂ -CH ₂ -SH	بوی نامطبوع	۰/۰۰۰۰۷۵	۷۶/۱۶
۱۰	دی اکسید گوگرد	SO ₂	بوی زننده و محرک	۰/۰۰۰۰۹	۶۴/۰۷
۱۱	ترت - بوتیل مرکاپتان	(CH ₃) ₃ C-SH	بوی راسو و نامطبوع	۰/۰۰۰۰۰۸	۹۰/۱۰
۱۲	تیوکروزول	CH ₃ -C ₆ H ₄ -SH	بوی ترشیدگی	۰/۰۰۰۰۰۶۲	۱۲۴/۲۱
۱۳	آمونیاک	NH ₃	بوی تند و محرک	۱	۱۷/۰۱۴
۱۴	تیوفنل	C ₆ H ₄ SH	متعفن و بوی سیر ماند	۰/۰۰۰۰۰۶۲	۱۱۰/۱۸
۱۵	جوسمین ^۱	C ₁₂ H ₂₂ O	بوی خاک و کهنگی ^۲	۰/۰۰۰۰۴	۱۸۲/۳
۱۶	۲-متیل ایزوبوتنول ^۳	C ₁₁ H ₂₀ O	بوی خاک و کهنگی	۰/۰۰۰۰۱۵	۱۶۸/۲۸
۱۷	۲- ایزو پروپیل -۳- متوکسیپیرازین ^۴	C ₈ H ₁₂ N ₂ O	سبزیجات فاسد، دوده و کاغذ مرطوب	۰/۰۰۰۰۲	۱۵۲/۱۹
۱۸	۲ ایزوبوتیل -۳- متوکسیپیرازین ^۵	C ₉ H ₁₄ N ₂ O	بوی چوب، کهنگی و ذرات ذغال	۰/۰۰۰۰۱	۱۲۲/۶۶
۱۹	بتا لئوننه ^۶	C ₁₃ H ₂₀ O	بوی بنفش	۰/۰۰۰۰۷	۱۹۲/۳
۲۰	بی سیکلوسیترال ^۷	C ₁₀ H ₁₆ O	بوی میوه	۱۹	۱۵۲/۲۳
۲۱	سیس -۳- هگزان -۱- اول ^۸	C ₆ H ₁₂ O	بوی چمن	۷۰	۱۰۰/۱۶
۲۲	پنتن -۳- وان ^۹	C ₅ H ₈ O	بوی ماهی فاسد	۱/۲۵	۸۲/۱۱
۲۳	دی متیل تری سولفید ^{۱۰}	C ₂ H ₆ S ₃	بوی سبزیجات پوسیده	۰/۱	۱۲۶/۲۶
۲۴	۳-متیل -۱- بوتانال ^{۱۱}	C ₅ H ₁₂ O	بوی نفت	۰/۱۵	۸۸/۱۴
۲۵	ترانس، سیس -۲،۶- نانادینال ^{۱۲}	C ₉ H ₁₄ O	بوی خیار	۰/۰۲	۱۸۳/۲
۲۶	ترانس -۲ و ترانس -۴- دکادینال ^{۱۳}	C ₁₀ H ₁₆ O	بوی خیار، ماهی و نفت	۳	۱۵۲/۲۳
۲۷	ترانس -۲، ۴- ترانس -۴- هپتادینال ^{۱۴}	C ₇ H ₁₀ O	بوی سبزی، نفت و ماهی	۲۵	۱۱۰/۱۵
۲۸	۴، ۴، ۲- تری کلروآنیزول ^{۱۵}	C ₇ H ₅ Cl ₃ O	بوی کهنگی و کیک	۰/۰۰۰۰۰۳	۲۱۱/۴۷
۲۹	۴، ۴، ۲- تری بورومانیزول ^{۱۶}	C ₇ H ₅ Br ₃ O	بوی کهنگی، پوسیدگی و خاک	۰/۰۰۰۰۰۳	۳۴۴/۸۳
۳۰	بنزوتیازول ^{۱۷}	C ₇ H ₅ N ₂ S	بوی مواد شیمیایی	۰/۰۰۸	۱۳۵/۱۸
۳۱	آلدوئیدهایی با وزن ملکولی کم	-	بوی میوه	۳۰ >	با وزن کمتر از هپتانال
۳۲	۲-کلروفنل ^{۱۸}	C ₆ H ₅ ClO	بوی و طعم دارویی	۰/۳۶	۱۲۸/۵۶
۳۳	۲ و ۶-دیبروموف ^{۱۹}	Br ₂ C ₆ H ₃ OH	بوی و طعم دارویی	۰/۰۰۰۰۵	۲۵/۱۹
۳۴	ردوفرم	CHI ₃	بو و طعم دارویی	۰/۰۰۳	۳۹۳/۷۳

¹ Geosmin

² Earthy and musty odor

³ 2-Methylisoborneol

⁴ 2-Isopropyl-3-methoxypyrazine

⁵ 2-Isobutyl-3-methoxypyrazine

⁶ β-Ionone

⁷ β-Cyclocitral

⁸ Cis-3-hexen-1-ol

⁹ 1-Penten-3-one

¹⁰ Dimethyl trisulfide

¹¹ 3-Methyl-1-butanol

¹² Trans,cis-2,6-nonadienal

¹³ Trans-2,trans-4-decadienal

¹⁴ Trans-2,trans-4-heptadienal

¹⁵ 2,4,6-Trichloroanisole (TCA)

¹⁶ 2,4,6-Tribromoanisole (TBA)

¹⁷ Benzothiazole

¹⁸ 2-Chlorophenol

¹⁹ 2,6-Dibromophenol

ایجاد طمع و بو در آبهای سطحی از طریق برخی فعالیتهای انسانی نیز اتفاق می افتد. عمده ترین عامل ایجاد طمع و بو در آبهای سطحی اتروفیکاسیون^۱ آب می باشد که ناشی از فعالیتهای انسانی همچون کشاورزی و دفع مواد زائد شهری و صنعتی است. ورود مواد مغذی به آبهای سطحی که حاصل فعالیتهای انسانی فوق الذکر می باشد می تواند منجر به افزایش رشد میکروارگانیسم هایی همچون جلبکهای سبز آبی (سیانوباکتریها)^۲ و اکتینومیستها^۳ گردد [۱۳۲، ۱۳۳]. این میکروارگانیسم ها قادرند طیفی از ترکیبات غیر سمی همچون جوسمین و ۲-متیل ایزوبرنثول (جدول شماره ۱) تا ترکیبات بسیار سمی سیانوتوکسیک^۴ همچون میکروسیستین^۵ را تولید و در آب رها نمایند. ترکیبات غیر سمی تولیدی توانایی تولید بو و طمع در آب را دارند [۱۳۴]. گروهی از ترکیبات بوزا همچنین می توانند از طریق انحلال مقادیر بسیار ناچیزی از ترکیبات موجود در لوله های پلی اتیلن توزیع آب و یا جمع آوری فاضلاب به آب وارد گردد که مهمترین ترکیب این گروه ۲، ۴، ۶ تری کلروآنیزول^۶ می باشد [۱۳۸]. ترکیبات غالب تولید کننده بو در آب آشامیدنی بیشتر جوسمین^۷ و ۲-متیل ایزوبرنثول^۸ و در فاضلاب سولفید هیدروژن می باشد. در میان دو ترکیب غالب عامل بو در آب ۲-متیل ایزوبرنثول از اهمیت بیشتری بر خوردار بوده و در اکثر اوقات علت اصلی تولید بو در آب است [۱۳۱].

سولفید هیدروژن نیز از ترکیبات مهم تولید کننده بو و خوردگی در تاسیسات فاضلاب می باشد. تاکنون تعداد زیادی از واکنشهای بیوشیمیایی که می تواند منجر به تولید سولفید هیدروژن گردد شناسایی شده است که در زیر به برخی از آنها اشاره می گردد. مطابق واکنش شماره ۱ یون سولفات (SO_4^{2-}) می تواند با کربن آلی و آب در حضور میکروارگانیسم های مناسب وارد واکنش های بیوشیمیایی شده و نهایتاً منجر به تولید یون بی کربنات ($2HCO_3^-$) و هیدروژن سولفید (H_2S) شود.



یون سولفات همچنین در شرایط اسیدی می تواند مطابق واکنش شماره ۲ نیز منجر به تولید سولفید هیدروژن گردد.



همانطور که در واکنش شماره ۳ مشاهده می نمایید گوگرد عنصری نیز می تواند در اثر واکنشهای بیوشیمیایی به سولفید هیدروژن تبدیل گردد. لیکن حضور یون هیدروژن کافی و pH پایین در این زمینه ضروری است.



واکنش شماره ۴ اگر چه منجر به تولید سولفید هیدروژن نمی گردد لیکن مجموعه RSHها یا همان مرکاپتانها^۹ را تولید می نماید. مرکاپتانها ترکیبات حاوی گوگرد هستند که علاوه بر اینکه اصولاً در غلظتهای بسیار پایین دارای بوی شدیدی و زننده ای هستند مشکلات جدی همچون ریزش اشک، مشکلات تنفسی، سردرد، دل درد و تحوه را در انسان فراهم می آورند.

^۱ Eutrophication

^۲ Blue green algae (cyanobacteria)

^۳ Actinomycetes

^۴ Cyanotoxins

^۵ Microcystines

^۶ 2,4,6-Trichloroanisole (TCA)

^۷ Geosmin

^۸ 2-Methylisoborneol

^۹ Mercaptan Sulphur

$$R = S + H^+ \xrightarrow{\text{میکروارگانیزمها}} RSH \quad (4)$$

۳- خلاصه ای از روشهای کنترل بو در تاسیسات آب و فاضلاب

تبخیر و گاززدایی به عنوان دو روش عمده انتشار عوامل بوزا از سیستم های جمع آوری و تصفیه فاضلاب به هوا محسوب می گردند. تبخیر به معنای جدا شدن بخشی از ملکولهای عامل بوزا از فاز مایع به فاز گاز می باشد. مقداری از ملکولهای تبخیر شده پس از تبخیر مجدداً به سطح مایع بر می گردند. در نهایت در صورت سر بسته بودن محل نگهداری عامل بوزها مابین تبخیر و بازگشت به مایع با توجه فشار بخار ترکیب تبخیر شونده تعادلی ایجاد می گردد. در شرایط تعادلی مقدار ماده تبخیر شده و مقدار ماده بازگشتی به سطح مایع با یکدیگر برابر خواهند بود. لیکن در شرایطی که مایع در مجاورت اتمسفر بوده و یا تهویه در آنجا انجام شود مقدار تبخیر بیش از برگشت گاز به سطح مایع خواهد بود. ترکیبات بوزا اصولاً وزن ملکولی کمی داشته و در غلظتهای بسیار پایین استشمام پذیر می باشند. لذا تبخیر مقدار اندکی از آنها می تواند منجر به تولید بو گردد. لازم به ذکر است که علی رغم اینکه تبخیر در هر دمایی انجام می گیرد لیکن با افزایش دما مقدار تبخیر نیز افزایش می یابد. یکی دیگر از دلایل افزایش تبخیر افزایش سطح مشترک فاز گاز و فاز مایع می باشد. بدین معنی که با افزایش سطح تماس فاضلاب با هوا مقدار تبخیر ترکیبات بوزا نیز افزایش می یابد. در فرایند گاززدایی نیز گازهای محلول موجود در آب و فاضلاب بنابر دلایل متعدد همچون افزایش دما و یا تلاطم از فاز مایع جدا شده و به فاز گاز انتقال می یابد.

بطور کلی استراتژیهای اصلی کنترل انتشار ترکیبات بوزا در هوای آلوده شده با ترکیبات تبخیر شده از فاضلاب عبارتند از: (۱) کاهش مقدار تولید ترکیبات بوزا در منبع؛ (۲) از میان بردن نقاط تلاطم فاضلاب؛ (۳) اعمال یک برنامه پیشگیری از تخلیه ترکیبات بوزا در مجاری فاضلاب شهری و یا پیش تصفیه فاضلابها؛ (۴) ایجاد فواصل میانگیری؛ (۵) ترقیق هوای حاوی ترکیبات بوزا از طریق اختلاط آن با هوای تازه؛ (۶) سوزاندن ترکیبات بوزا با کمک دمای بالا که به فرایند خاکستر سازی معروف است؛ (۷) سوزاندن کاتالیزوری ترکیبات بوزا؛ (۸) جذب سطحی ترکیبات بوزا از فاضلاب و هوای آلوده اطراف آن؛ (۹) تجزیه بیولوژیکی ترکیبات بوزا در فاضلاب و هوای بودار اطراف آن؛ (۱۰) استفاده از مواد پوشاننده جهت کاهش بوی بد مواد بوزای منتشره؛ (۱۱) بهبود مقاومت بتن نسبت به حمله اسید سولفوریک ناشی از تجزیه بیولوژیکی سولفید هیدروژن و نهایتاً (۱۲) سرپوشیده نمودن واحدهای مختلف تولید کننده بو [۲، ۷، ۸، ۹، ۱۰]. سر پوشیده نمودن واحدهای مختلف با دو مشکل جدی زیر همراه می باشد: الف) تصفیه گازهای جمع آوری شده از تاسیسات ضروری است و ب) بروز خوردگی در قطعات مکانیکی به دلیل افزایش غلظت گازهای خورنده همچون سولفید هیدروژن (در صورت عدم تصفیه گازهای جمع شده). جلوگیری از تخلیه ترکیبات بوزا به مجاری فاضلاب کاری سخت و در برخی موارد غیر ممکن یا غیر اقتصادی است، همچنین هوا بند نمودن آدمروها در شبکه های جمع آوری فاضلاب شهری باعث کاهش انتشار ترکیبات بوزا در هوا از طریق شبکه های جمع آوری فاضلاب شده ولی در عین حال باعث کاهش تهویه در مجاری و تشدید خوردگی خواهد شد. هر چند که می توان با طراحی بهینه فاضلابروها تلاطم را به حداقل مقدار خود رساند، لیکن تلاطم در هر صورت در مجاری فاضلاب و تصفیه خانه ها به وجود می آید.

ایجاد فواصل میانگیری نیز یکی دیگر از روشهای کنترل بو است. بطور متوسط فاصله ۷۰ تا ۵۰۰ متری بین منبع تولید بو و مناطق مسکونی می تواند باعث ترقیق گازهای مولد بوهای نامطبوع شده و میزان استشمام آن را تا حد زیادی کاهش دهد. این فاصله به نوع واحد تولید کننده بو و شرایط آب و هوایی بستگی دارد. ولی رعایت چنین فاصله هایی بخصوص در مناطق شهری و سیستم های جمع آوری فاضلاب که باید در اطراف منازل مسکونی نصب گردند همیشه امکان پذیر نیست. رقیق سازی با هوای بی بو نیز از دیگر روشهای کاهش بو در هوا می باشد. گازهای بودار تولید شده در تاسیسات جمع آوری و تصفیه فاضلاب را می توان برای کاهش میزان بوی آنها با هوای تازه مخلوط کرد. به طریق مشابه، می توان گازها را از طریق دودکشهای بلند هدایت کرد تا قبل از رسیدن به سطح زمین با هوای تازه مخلوط شده و ترکیبات بوزا رقیق شوند. برای این منظور دودکشهایی با ارتفاع بالغ بر ۳۵ تا ۴۵ متر ساخته و موثر شناخته شده اند. استفاده از دودکشهای بلند و رقیق سازی هوا در واقع می تواند به نوعی ایجاد فواصل میانگیری محسوب گردد. لیکن این روش نیز گران قیمت و کاربرد آن در شبکه های گسترده جمع آوری فاضلاب به سادگی امکان پذیر نمی باشد.

همچنین گازهای بدبو را می توان در دماهای ۶۵۰ تا ۸۱۵ درجه سانتیگراد سوزاند. احتراق گازها همراه با پس ماندهای جامد تصفیه خانه یا به تنهایی در دستگاههای بخار سوز امکان پذیر است. مهمترین عواملی که در طراحی سیستم سوزاندن گرمایی باید در نظر گرفته شوند

عبارتند از دمای احتراق و زمان ماندگاری هوا، زیرا این عوامل بازده فرایند انهدام ترکیبات آلی فرار را در هوا تعیین می کنند. این روش اگر چه موثر است لیکن گران قیمت بوده و با تولید آلاینده های ثانویه همچون گاز دی اکسید کربن همراه است [۱۲۷].

فرایند سوزاندن کاتالیزوری نیز از دیگر روشهای کنترل بو محسوب می گردد. در فرایند سوزاندن کاتالیزوری، ترکیبات آلی فرار موجود در گازهای متصاعد شده که می توانند عامل تولید بو باشند، به کمک یک کاتالیزور اکسید می شوند. کاتالیزور ماده ای است که آهنگ انجام واکنش را در دمای معین افزایش می دهد بی آنکه در جریان واکنش دستخوش تغییر محسوسی شده باشد. کاتالیزورهای مورد استفاده برای سوزاندن ترکیبات آلی فرار پلاتین و پالادیم می باشند. این روش هم روشی گران قیمت محسوب می گردد.

جذب سطحی از دیگر روشهای حذف ترکیبات بوزا می باشد. جذب سطحی گازهای بد بو را می توان با گذراندن فاضلاب و یا هوای آلوده اطراف فاضلاب از بسترهای کربن فعال، ژل سیلیسی و یا آلومین، بوزدایی کرد. از میان جاذب های موجود کربن فعال بیشترین کاربرد را دارد. این روش نسبت به سایر روشهای حذف ترکیبات بوزا از هوا و فاضلاب ارزان قیمت تر بوده و کاربرد گسترده ای دارد. در برخی از شرایط که مقدار ترکیبات آلی طبیعی^۱ موجود در آب زیاد است جذب ترکیبات بوزا با جذب ترکیبات آلی طبیعی در رقابت خواهند بود که این امر از راندمان حذف ترکیبات بوزا توسط جاذب ها می کاهد [۱۲۱].

ترکیبات بوزا را می توان به کمک روشهای بیولوژیکی نیز از فاضلاب و هوای آلوده اطراف آن حذف نمود. میکروارگانیسم های مختلفی قادر به جذب ترکیبات بوزا و تجزیه آنها می باشند. روشهای بیولوژیکی شامل بیوفیلترها، بیواسکرابرها، راکتورهای رشد معلق و صافی های چکنده بیولوژیکی می باشند که روشهایی ارزان قیمت و موثر هستند هرچند راهبری پیچیده ای دارند. کاربرد روشهای بیولوژیکی در تصفیه هوای ناشی از تهویه فاضلابرها و تصفیه خانه های فاضلاب دارای اهمیت بالایی بوده لذا بطور جدا گانه در بخشهای بعدی درباره آن بحث خواهد شد. استفاده از ترکیبات شیمیایی پوشاننده نیز از دیگر روشهای کنترل بو در محیط محسوب می گردد. برای پوشاندن و تحت الشعاع قرار دادن بوهای ناخوشایند، می توان مواد معطر را بصورت ذرات بسیار ریز مایع (میست) و یا در حالت تبخیر شده (بخار) در نزدیکی واحدهای بوزای تصفیه خانه پراکنده نمود و بدین ترتیب بوهای بد تولیدی را در زیر بوی تند خوشایندتری پنهان نمود. البته در برخی موارد بوی عامل پوشاننده برای بعضی افراد از بوی اصلی ناخوشایندتر است. همچنین اثر بخشی عوامل پوشاننده محدود است.

از میان طیف وسیع ترکیبات تولید کننده بو، سولفید هیدروژن به عنوان یکی از اصلی ترین ترکیبات بوزا در شبکه های جمع آوری فاضلاب شناخته می شود [۲]. لذا روشهای اختصاصی تری برای کنترل آن توسط محققین توسعه یافته است. نرخ تولید سولفید به وسیله لایه میکروبی که در سطح داخلی لوله های جمع آوری فاضلاب ایجاد می شود به عوامل زیر بستگی دارد: (۱) غلظت مواد آلی و نوترینت ها؛ (۲) غلظت گوگرد موجود در فاضلاب؛ (۳) میزان اکسیژن محلول؛ (۴) pH فاضلاب؛ (۵) دمای فاضلاب و محیط داخلی لوله های جمع آوری فاضلاب؛ (۶) مقدار تلاطم و سرعت جریان فاضلاب در لوله ها؛ (۷) زمان ماند فاضلاب در شبکه جمع آوری فاضلاب و (۸) مقدار سطح آزاد فاضلاب در دسترس جهت تبادل ترکیبات مابین فاضلاب و هوای در تماس با آن. حضور سولفید هیدروژن در شبکه های جمع آوری فاضلاب با بسیاری از مشکلات از جمله ایجاد خوردگی در لوله ها، تولید بوی نامطبوع و ایجاد سمیت برای کارکنان تصفیه خانه های فاضلاب همراه می باشد [۱]. مشکلات مختصر خوردگی در لوله های بتنی از زمانی آغاز می گردد که غلظت گوگرد در فاضلاب مابین ۰/۱ الی ۰/۵ میلی گرم در لیتر بوده و شرایط نیز بی هوایی باشد [۲]. مشکلات شدید خوردگی در لوله های بتنی جمع آوری فاضلاب از غلظتهای گوگرد بیش از ۲ میلی گرم بر لیتر در فاضلاب بی هوایی شروع می گردد [۳]. افزایش پتانسیل اکسیداسیون و احیاء یکی از راههای جلوگیری از تولید هیدروژن سولفید در فاضلاب می باشد. افزایش پتانسیل اکسیداسیون و احیاء به معنای افزودن ترکیبات پذیرنده الکترون همچون اکسیژن، نیترات و نیتريت به فاضلاب می باشد [۱۱]. اضافه نمودن ترکیباتی همچون نیتريت و نیترات نیز می تواند به شدت در کاهش تولید سولفید هیدروژن موثر باشد. در صورت حضور نیتريت و نیترات در فاضلاب باکتریها ترجیح می دهند نیتريت و نیترات احیاء و سولفید اکسید گردد. لذا با کاهش احیاء سولفید تولید سولفید هیدروژن محدود می گردد [۱۶]. کاهش فعالیت باکتریهای احیاء کننده سولفات^۲ نیز از دیگر استراتژی های جلوگیری از تولید هیدروژن سولفید در شبکه های جمع آوری فاضلاب می باشد. برای کاهش رشد این دسته از باکتریها افزایش pH، استفاده از ترکیبات باکتری کش، یون مولیبدات و یا استفاده از باکتریوفاژها^۳ توصیه شده است [۱۲ و ۱۳ و ۱۴]. استفاده از ترکیبات شیمیایی همچون یون آهن، پراکسید

^۱ Natural organic matter (NOM)

^۲ Sulfate-Reducing Bacteria (SRBs)

^۳ Bacteriophage

هیدروژن، کلر و نیتريت نیز از دیگر روشهای کنترل هیدروژن سولفید در شبکه های جمع آوری فاضلاب می باشند. استفاده از یون های آهن می تواند با واکنش با یون های گوگردی منجر به تولید فرسولفید با فرمول شیمیایی FeS شده که حلالیت ناچیزی در آب داشته و گوگرد را از دسترس باکتریها خارج می نماید، لذا تولید سولفید هیدروژن نیز به دلیل عدم دسترسی به گوگرد محلول مورد نیاز کند می گردد [۱۵]. اضافه کردن پراکسید هیدروژن، پرمنگنات پتاسیم و یا کلر به فاضلاب نیز می توان با اکسیداسیون گوگرد محلول آن را به اشکال نامحلول اکسید کرده و از دسترس میکروارگانیسم ها خارج نماید. نتایج یک تحقیق نشان داده که اگر چه راندمان حذف سولفید هیدروژن از فاضلاب به کمک ترکیبات اکسید کننده بالا است لیکن توانایی آنها برای حذف ترکیبات بوزایی همچون جوسمین و ۲-متیل ایزوبرنثول (مراجعه شود به جدول شماره ۱) چندان بالا نیست [۱۲۲-۱۲۵] که به دلیل مقاومت بخش سوم الکلهای^۱ به فرایند اکسیداسیون می باشد [۱۲۶]. استفاده از روشهای فیزیکی همچون تهویه هوای موجود در لوله های جمع آوری فاضلاب نیز می تواند در کاهش خوردگی ناشی از سولفید هیدروژن این لوله ها موثر باشد. هرچند که تخلیه هوای درون لوله ها به هوای آزاد می تواند باعث پراکنده شدن بو در هوا شده و اعتراض ساکنین منطقه را ایجاد نماید. لذا جهت جلوگیری از انتشار بو در هوای آزاد، تصفیه هوای تهویه شده اکیداً توصیه می گردد.

روشهایی همچون فرایند های اکسیداسیون پیشرفته^۲ نیز از دیگر روشهایی است که برای حذف طعم و بو از آب و فاضلاب به کار شده اند. برخی از رایج ترین فرایندهای اکسیداسیون پیشرفته شامل (۱) کاربرد ازون؛ (۲) کاربرد هم زمان ازون و هیدروژن پروکسید در ترکیب با نور ماوراء بنفش؛ (۳) کاربرد روش فنتون^۳؛ (۴) کاربرد روش فتوفنتون^۴؛ (۵) استفاده از فتوکاتالیستهای نیم هادی^۵ (۶) استفاده از الکترولیز؛ (۷) استفاده از تابش التراسونیک^۶ و (۸) اکسیداسیون هوای مرطوب^۷ می باشد [۱۲۸]. روشهای اکسیداسیون و اکسیداسیون پیشرفته به دلیل استفاده از یک ترکیب اکسند همچون هیدرواکسید (OH^-) از یک خانواده شناخته می شوند. از مزایای روش اکسیداسیون پیشرفته سرعت بالای فرایند و امکان اکسید نمودن طیف وسیعی از آلاینده ها در یک زمان می باشد [۱۲۱]. با این حال هریک از روشهای اکسیداسیون پیشرفته راهکاری خاص را برای تولید ترکیب اکسند هیدرواکسید پیشنهاد نموده که منجر به ایجاد تصفیه خاص با شرایط مورد نیاز می گردد [۱۲۹]. اگرچه فرایندهای اکسیداسیون پیشرفته فرایندهای موثری در حذف بو می باشند لیکن تاکنون به دلیل پیچیدگی کاربرد عملی چندان نداشته اند. با توجه به توضیحات فوق الذکر و معرفی مختصر روشهای گوناگون جلوگیری از انتشار ترکیبات بوزا در اتمسفر، به نظر می رسد پیشگیری از تولید ترکیبات بوزا خصوصاً سولفید هیدروژن در فاضلاب می تواند بهترین گزینه به منظور کاهش انتشار بو در اتمسفر باشد. لازم به ذکر است که سولفید هیدروژن که به عنوان یکی از عوامل اصلی ایجاد بو در تاسیسات فاضلاب محسوب می گردد به شدت خورنده بوده و با کنترل تولید آن می توان از خوردگی شبکه های فاضلاب و تجهیزات تصفیه آن نیز جلوگیری نمود. بطور کلی شکل شماره یک روشهای شناخته شده جلوگیری از تولید و یا حذف سولفید هیدروژن در فاضلاب و یا هوای در تماس با آن را نمایش داده است.

۴- تولید سولفید هیدروژن در فاضلاب

۴-۱- چرخه گوگرد در فاضلاب و محیط زیست

لنز^۷ و کوئن^۸ طی تحقیقات خود به این نتیجه رسیدند که چرخه گوگرد پیچیده بوده و با پارامترهای فراوانی همچون حجم فاضلاب، غلظت میکروارگانیسم های موجود در فاضلاب، مقدار رسوبات موجود در لوله های جمع آوری فاضلاب و سطح تماس فاضلاب با هوا متناسب است [۱۷]. با وجود پیچیدگی های این چرخه برخی از محققین همچون لاوا^۹ و همکارانش موفق به ارائه مدلهایی ریاضی برای پیش بینی مقدار سولفید تولیدی در این چرخه شدند [۱۸]. چرخه گوگرد شامل فرایندهایی همچون تولید سولفید، انتقال سولفید از فاز مایع به گاز، اکسیداسیون بیولوژیکی و شیمیایی گوگرد و نهایتاً واکنش ترکیبات حاوی یون سولفید با فلزاتی همچون آهن و ترسیب شیمیایی آنها می باشد [۲].

¹ The resistance of the tertiary alcohols

² Advanced oxidation processes (AOPs)

³ Fenton

⁴ Semiconductor photocatalysis

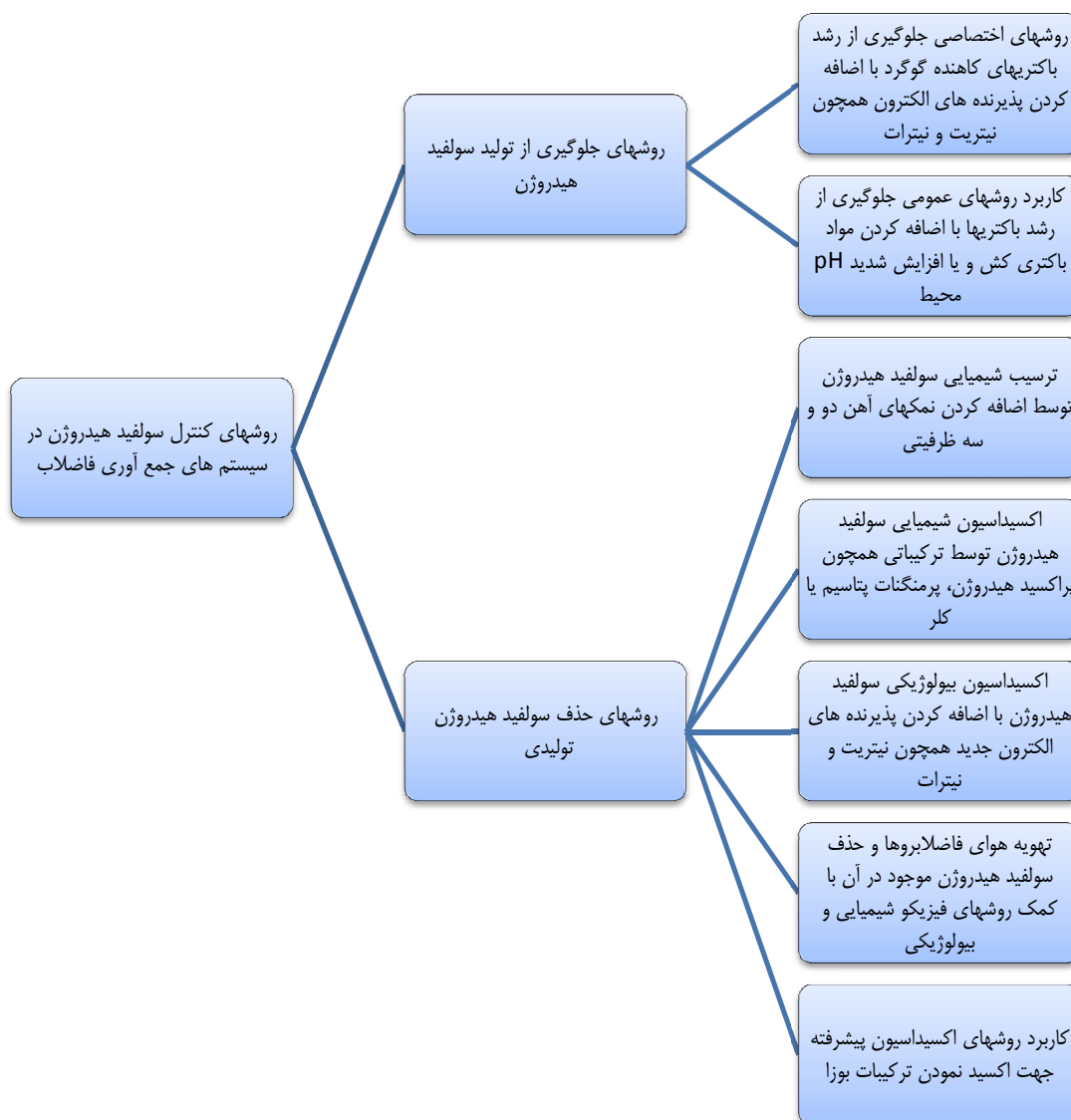
⁵ Ultrasound irradiation

⁶ Wet air oxidation

⁷ Lens

⁸ Kuenen

⁹ Lahav



شکل شماره ۱: تقسیم بندی روشهای کنترل سولفید هیدروژن

در فاضلابهای خانگی بیشترین نوع گوگرد موجود یون سولفات (SO_4^{2-}) می باشد که در غلظتهای ۲۰ الی ۴۰۰ میلی گرم در لیتر مشاهده می گردد [۱۹]. یون سولفات توسط باکتریهای احیاء کننده گوگرد به صورت سولفید تبدیل می شوند. این تبدیل اصولاً در شرایط بی هوازی توسط میکروارگانیسم های موجود در فاضلابروها و در بخش رسوبات موجود در آن صورت می پذیرد [۲۰]. فعالیت باکتریهای احیاء کننده گوگرد بیشتر در مناطقی دیده می شود که جریان سیال حرکتی آهسته داشته، هوادهی مناسبی انجام نشده و یا دما بالا باشد [۲۱]. در pHهای حدود ۷ گوگرد در دو شکل H_2S و HS^- دیده می شود [۲۲]. در pHهای بیش از هفت شکل غالب گوگرد S^- می باشد [۲۳]. اشکال مختلف گوگرد طبق واکنش های زیر به یکدیگر تبدیل می گردند.





در واکنش های شماره ۵ و ۶ تنها سولفید هیدروژن قادر است از فاز مایع به فاز گاز و بالعکس منتقل گردد [۲۴]. انتقال سولفید هیدروژن از یک فاز به فاز دیگر بستگی به عواملی همچون دما، pH، میزان تلاطم جریان فاضلاب و میزان تهویه هوای موجود در شبکه جمع آوری فاضلاب دارد [۲۵، ۲۶]. مطالعات متعدد محققین نشان داده است که هوای موجود در شبکه های جمع آوری فاضلاب که از طریق شیب زمین جمع آوری می شوند حدود ۳۰۰ میلی گرم در هر متر مکعب سولفید هیدروژن دارد [۲۷، ۲۸، ۲۹]. در شکل شماره ۲ سرنوشت های مختلفی که می توان برای گوگرد موجود در فاضلاب شبکه های جمع آوری فاضلاب پیش بینی نمود ارائه شده است. همانطور که در این شکل نشان داده شده است عمده ترین سرنوشت منابع گوگردی ترسیب شیمیایی ناشی از واکنش سولفید هیدروژن و فلزاتی همچون روی، سرب، نیکل و آهن می باشد. همانطور که قبلاً گفته شد سولفید های فلزی در آب کم محلول بوده لذا به سرعت ته نشین می گردند.



شکل شماره ۲: سرنوشت های مختلف گوگرد پس از ورود به شبکه جمع آوری فاضلاب

اکسیداسیون ترکیبات گوگردی در فاضلاب به هر دو صورت بیولوژیکی و شیمیایی انجام می گیرد لذا فرایندی پیچیده را در بر دارد [۳۰]. اکسیداسیون بیولوژیکی سولفید هیدروژن بطور معمول در سطح آزاد فاضلاب که با هوا در تماس است صورت می پذیرد. باکتری شیمیواتوتروف هوازی تیوباسیلوس اس پی^۱ که در لایه مرطوب تاج لوله اقامت دارد توانایی اکسیداسیون سولفید هیدروژن را به اسید سولفوریک دارد [۳۱]. لازم به ذکر است که باکتریهای شیمیواتوتروف باکتریهای هستند که منبع کربن آنها دی اکسید کربن و منبع تامین انرژی آنها مواد

¹ Thiobacillus sp.

شیمیایی می باشد. لذا این باکتری با جذب دی اکسید کربن هوا به عنوان منبع کربن و سولفید هیدروژن به عنوان منبع انرژی رشد و تولید مثل می نماید. اسید سولفوریک تولیدی به شدت به ترکیبات تشکیل دهنده بتن حمله کرده و می تواند منجر به خوردگی شدید فلزات موجود در آن گردد.

۴-۲- خوردگی لوله های بتنی شبکه جمع آوری فاضلاب توسط سولفید هیدروژن

سولفید هیدروژن انتقال یافته از فاز مایع به فاز گاز در هوای بالای فاضلاب در شبکه جمع آوری تجمع نموده و لایه های باکتریایی حاوی تیوباسیلوس اس پی طبق واکنش شماره ۷ قادر به جذب و اکسید نمودن آن به اسید سولفوریک می باشند:



اسید سولفوریک تولیدی به مرور زمان با مواد موجود در بتن لوله های فاضلابی بتنی واکنش داده و منجر به ایجاد لایه ای گچ ($CaSO_4$) در محل فعالیت میکروبی می گردد که ضخامت این لایه بطور مداوم با تولید اسید افزایش می یابد. در کنار تولید اسید سولفوریک ماده ای به نام اتریتریت^۱ نیز به فرمول شیمیایی $Ca_6Al_2(SO_4)_3(OH)_{12} \cdot 26H_2O$ تولید می گردد که باعث ایجاد ترک و حفره در بتن شده و بر عمق نفوذ اسید در بتن می افزاید. تولید اسید سولفوریک و واکنش با جدار لوله و تبدیل آن به گچ و همچنین تولید اتریتریت سبب سست شدن تاج لوله شده و طی چندین سال منجر به ریزش آن می گردد [۳۲]. مطابق گزارش آژانس حفاظت از محیط زیست آمریکا و بر اساس بررسی ۳۴ شبکه جمع آوری فاضلاب شهری نرخ خوردگی لوله های بتنی فاضلاب در حدود ۲/۵ الی ۱۰ میلیمتر بر سال می باشد [۳۳]. برخی دیگر از محققین همچون دیویس^۲ و همکارانش معتقد هستند که مقدار خوردگی متوسط در لوله ها ۳ میلی متر بر سال است که طول عمر ۵۰ ساله ای را به لوله های فاضلاب استاندارد اعطا می نماید [۳۴]. همچنین بر اساس نتایج یک تحقیق در کشور بلژیک متوسط خوردگی لوله های فاضلاب این کشور ۱/۱ الی ۱/۸ میلی متر بر سال گزارش گردیده است [۳۵]. بررسی مونتنی^۳ و همکارانش نشان داد که مقدار خوردگی لوله های بتنی حاصل از اختلاط سیمان پرتلند و خاکسر فرار^۴ بسیار کمتر از لوله های بتنی معمولی بوده و بطور متوسط برابر است با ۱ الی ۱/۳ میلی متر در سال که طول عمری مابین ۹۰ الی ۱۵۰ سال به لوله می دهد [۳۶].

۵- افزایش پتانسیل اکسیداسیون احیاء برای کنترل سطح تولید سولفید هیدروژن

۵-۱- تزریق هوا و یا اکسیژن خالص به فاضلاب

اگر فاضلاب حاوی اکسیژن نباشد تولید سولفید هیدروژن در رسوبات تنها در عمق بیش از ۱ میلی متر صورت می پذیرد. زیرا حداکثر نفوذ اکسیژن در لایه رسوبات ته نشین شده در لوله های جمع آوری فاضلاب شهری ۰/۴ میلی متر می باشد [۳۷]. در صورتی که فاضلاب هوادهی شود و فاضلاب کاملاً هوازی باشد سولفید هیدروژن پس از ایجاد در رسوبات بلافاصله در محیط هوازی قرار می گیرد و به صورت شیمیایی و یا بیولوژیکی اکسیده می گردد [۳۸]. در صورتی که فاضلاب فاقد اکسیژن محلول باشد سولفید هیدروژن تولیدی می تواند به راحتی در فاضلاب به صورت محلول در آید [۲]. در صورتی که غلظت اکسیژن در فاضلاب بیش از ۰/۵ میلی گرم در لیتر باشد به راحتی تمام سولفید هیدروژن تولیدی در رسوباتی با عمق ۱ میلی متر و بیشتر اکسید می شوند [۳۳]. مقدار اکسیژن محلول در فاضلاب به کمک تزریق هوا به راحتی به حدود ۰/۲ الی ۱ میلی گرم در لیتر رسانده می شود [۳۹]. تزریق هوا به فاضلاب دارای مزیتی همچون عدم سمیت و کاهش سطح اکسیژن خواهی بیولوژیکی (BOD) فاضلاب می باشد. همچنین عیب آن محدودیت انحلال اکسیژن در فاضلاب است [۴۰].

با توجه به اینکه غلظت اکسیژن خالص پنج برابر بیشتر از غلظت اکسیژن موجود در هوا می باشد لذا با تزریق اکسیژن خالص در فاضلاب می توان به غلظتهای بالاتر اکسیژن در فاضلاب در محدوده ۵ الی ۷ میلی گرم در لیتر دست یافت [۴۱]. اگر چه با کاربرد اکسیژن

¹ Ettringite

² Davis

³ Monteny

⁴ Fly ash

خالص در شبکه های جمع آوری فاضلاب می توان به راحتی به سطح بالایی از اکسیژن محلول در فاضلاب رسید لیکن به دلیل وجود گازهای قابل اشتعال در این شبکه ها ریسک آتش سوزی و انفجار را بطور چشم گیری افزایش خواهد داد [۴۰]. همچنین کاربرد اکسیژن خالص هزینه ها را نیز افزایش می دهد.

۵-۲- جلوگیری از تولید سولفید هیدروژن با اضافه کردن نیترات به فاضلاب

هر دو نوع کاهش کوتاه مدت و بلند مدت خوردگی لوله ها در اثر اضافه نمودن نیتريت و یا نیترات به فاضلاب توسط برخی از پژوهشگران گزارش شده است [۲، ۲۲، ۴۲]. کارپنتر^۱ در مطالعه خود به این نتیجه رسید که با اضافه کردن نیترات سدیم مقدار بوی تولیدی در فاضلاب به شدت کاهش پیدا می کند [۴۳]. کاهش بوی تولیدی در فاضلاب پس از اضافه کردن نیترات به دلیل این موضوع است که میکروارگانیسم ها تمایل بیشتری به احیاء نیترات داشته لذا مقدار کمتری سولفید احیاء شده و بوی کمتری هم تولید می گردد. آلن^۲ در پژوهش خود دریافت که اضافه کردن یک گرم در لیتر نیترات به فاضلاب می تواند حداقل برای ۲۹ روز از تولید سولفید هیدروژن جلوگیری نماید [۴۲]. اضافه نمودن نیترات به محیط پتانسیل اکسیداسیون و احیاء فاضلاب را افزایش داده و همین امر نیز منجر به عدم تولید سولفید هیدروژن می گردد. نتیجه یک مطالعه نشان داد که افزایش پتانسیل اکسیداسیون و احیاء به میزان بیش از ۳۰۰ میلی ولت می تواند باعث عدم تولید سولفید هیدروژن در فاضلاب گردد. همچنین مدت زمان عدم تولید سولفید هیدروژن به شدت به مقدار اولیه نیترات اضافه شده فاضلاب وابسته است [۴۵].

۶- جلوگیری از فعالیت باکتریهای احیاء کننده گوگرد

مهمترین روش جلوگیری از فعالیت باکتریهای احیاء کننده گوگرد افزایش pH محیط می باشد. هرچند که روشهای دیگری همچون استفاده از باکتری کش ها و یا استفاده از مولیبدات نیز مورد توجه محققین قرار گرفته است [۱۳، ۱۴، ۴۶]. در pH حدود ۹ مقدار سولفید هیدروژن ناچیز می باشد زیرا گوگرد در این pH به شکل HS^- ظاهر می گردد. لازم به ذکر است که افزایش pH به سطحی بیشتر از ۹ علاوه بر اینکه گران قیمت است منجر به کاهش راندمان تصفیه بیولوژیکی فاضلاب در تصفیه خانه خواهد شد [۲]. بهترین روش استفاده از هیدرواکسید سدیم در جلوگیری از فعالیت باکتریهای احیاء کننده گوگرد ایجاد شوکهای pH در فاضلاب به منظور تولید pHهای مابین ۱۲/۵ الی ۱۳ به مدت ۲۰ الی ۳۰ دقیقه می باشد [۳۳]. ایجاد چنین شوکهای pH می توان باکتریهای احیاء کننده گوگرد را در رسوبات موجود برای مدت چند روز تا دو هفته غیر فعال نماید. فاضلاب تولیدی با pH بالا نباید بطور ناگهانی وارد تصفیه خانه فاضلاب گردد و می توان آن را اندک اندک وارد نمود تا از تخریب میکروارگانیسم های موجود در تصفیه خانه جلوگیری نمود [۳۳].

۷- حذف شیمیایی سولفید هیدروژن از فاضلاب

۷-۱- ترسیب شیمیایی سولفید هیدروژن توسط نمک های فلزی

۷-۱-۱- سولفیدهای فلزی غیر قابل حل در فاضلاب

واکنش سولفید با فلزاتی همچون آهن، سرب، نیکل، منگنز و روی و تبدیل شدن آن به شکلی که کم محلول در آب است می تواند سولفید را از فاضلاب حذف کرده و منجر به کاهش تولید سولفات هیدروژن گردد. در غلظتهای کم و متوسط سولفید در فاضلاب مقدار قابل توجهی از سولفید فلزی غیر محلول وجود دارد [۱۵]. تحقیقات مشاوران شهرداری شهر بریسبون^۳ نشان دهنده اهمیت ترسیب شیمیایی سولفید توسط نمکهای فلزی می باشد. در این مطالعه نشان داده شد، در صورتی که ۰/۱۲ میلی گرم گوگرد در هر لیتر از فاضلاب وجود داشته باشد، هیچ سولفیدی در فاضلاب وجود ندارد [۵۰]. ترسیب شیمیایی سولفید با کمک نمک های فلزی موجود در فاضلاب نقشی کلیدی را در کاهش انتشار سولفید هیدروژن از فاضلاب بازی می نماید.

¹ Carpenter

² Allen

³ Brisbane

۷-۱-۲- حذف سولفید هیدروژن با کمک اضافه کردن نمک آهن

آهن یکی از فلزات غالب موجود در فاضلابهای شهری می باشد. عموماً غلظت آهن در فاضلاب در محدوده ۰/۴ الی ۱/۵ میلی گرم در لیتر می باشد که باعث اهمیت بالای ترسیب شیمیایی سولفید موجود در فاضلاب در طی چرخه گوگرد می شود [۱۵، ۵۱]. لذا به دلیل اهمیت بالای آهن در حذف سولفید، نمک این فلز در بسیاری از موارد جهت کنترل سطح سولفید هیدروژن موجود در فاضلاب به کار گرفته می شود [۵۰]. در مطالعات مختلف نمک های کلرید آهن، سولفید آهن و نیترات آهن در هر دو شکل فرو و فریک جهت حذف سولفید هیدروژن به فاضلاب افزوده شده است. آهن دو ظرفیتی می تواند با ترسیب فرسولفید (FeS) منجر به حذف سولفید هیدروژن از محیط گردد. همچنین آهن سه ظرفیتی هم می تواند با تولید گوگرد عنصری، از طریق اکسیداسیون شیمیایی آن به آهن دو ظرفیتی، موجبات حذف سولفید هیدروژن را فراهم آورد (مطابق واکنشهای ۸ و ۹).



محققین بر این عقیده هستند که ترسیب شیمیایی فرسولفات یک فرایند سریع می باشد. هرچند برخی از محققین همچون نیلسون^۱ و همکارانش به این نتیجه رسیدند که استفاده از فریک کلرید در ترسیب شیمیایی سولفید نیازمند چند ساعت زمان تماس جهت تکمیل شدن واکنش ترسیب می باشد [۱۵]. در هنگام استفاده از نمکهای آهن برای ترسیب شیمیایی سولفید برخی دیگر از ترکیبات شروع به واکنش با نمکهای آهن نموده و از این جهت با واکنش نمکهای آهن و سولفید رقابت می کنند. این رقابت می تواند منجر به کاهش سطح نمکهای آهن اضافه شده به فاضلاب شده و ترسیب سولفید با راندمان مورد نظر ما را ایجاد نماید. از جمله ترکیباتی که بصورت رقیب در این واکنشها ایجاد می شوند عبارتند از فسفات آهن و یا کمپلکس بایلیگند^۲ (بطور مثال EDTA) [۵۲]. هنوز توافق مشخصی در این زمینه که آهن فرو توانایی بیشتری برای حذف سولفید از فاضلاب از خود نشان می دهد یا آهن فریک در میان محققین مختلف وجود ندارد. از یک طرف جمیل^۳ و همکارانش در مطالعه خود به این نتیجه رسیدند که کاربرد فروکلراید در حذف سولفید از فاضلاب دو برابر موثر تر از کاربرد فریک کلراید می باشد [۵۳]. و از طرف دیگر تومار^۴ و همکارش عبدالله^۵ گزارش نمودند که استفاده از فریک کلراید اندکی موثرتر از فروکلراید در ترسیب شیمیایی سولفید در فاضلاب می باشد. همچنین آنها گزارش نمودند که مقدار آهن فریک مصرفی برای حذف کامل سولفید از فاضلاب ۲۰ درصد کمتر از مقدار مورد نیاز فروکلراید در همان شرایط می باشد [۵۴]. بنابر این باتوجه به این نتایج متناقض امکان معرفی یکی از ترکیبات آهن فرو یا آهن فریک به عنوان بهترین گزینه ترسیب شیمیایی سولفید ممکن نیست. در هر صورت مطالعات فراوانی در زمینه ترسیب شیمیایی سولفید فاضلاب انجام شده که نشان دهنده این واقعیت می باشد که نمکهای آهن فرو و فریک بهترین ترکیبات شیمیایی قابل کاربرد در ترسیب شیمیایی سولفید فاضلاب هستند [۵۵، ۵۶]. همچنین مشخص شده است که اگرچه بخش زیادی از سولفید در اثر ترسیب شیمیایی نمکهای آهن از فاضلاب جدا می شود، لیکن سولفید آهن به مقدار اندک در آب قابل حل بوده لذا حذف کامل آن از فاضلاب با مشکلاتی همراه است و نیازمند اضافه نمودن مقدار زیادی از نمکهای آهن به فاضلاب می باشد [۵۰].

۷-۱-۳- شرایط بهره برداری و هزینه های حذف سولفید با کمک نمکهای فلزی

هزینه های مربوط به ترسیب شیمیایی سولفید در فاضلاب توسط ژانگ^۶ و همکارانش در یک مطالعه مروری بررسی شده و به صورت جدولی ارائه شده است که مراجعه به این منبع و مطالعه آن به کسانی که علاقه مند به کاربرد صنعتی ترسیب شیمیایی سولفید هستند توصیه

¹ Nielsen

² Byligands

³ Jameel

⁴ Tomar

⁵ Abdullah

⁶ Zhang

می گردد (این جدول در اینجا ارائه نشده است). هرچند بطور خلاصه در جدول این محققین محدوده هزینه های کاربرد ترسیب شیمیایی سولفید از ۴/۶۳ الی ۹ دلار به ازای هر کیلوگرم گوگرد موجود در فاضلاب گزارش شده است [۲]. نسبت مناسب آهن به سولفید ۱ الی ۲/۵ قسمت آهن به یک قسمت سولفید (w/w) توصیه شده است که می تواند راندمان حذف سولفید را معادل ۸۸ الی ۱۰۰ درصد را ایجاد نماید [۵۵، ۵۴، ۱۵].

۷-۲- ترسیب شیمیایی سولفید هیدروژن توسط اکسید کننده ها

۷-۲-۱- استفاده از هیدروژن پرواکسید

وقتی هیدروژن پرواکسید یا همان آب اکسیژنه به فرمول شیمیایی H_2O_2 به فاضلاب اضافه می گردد سولفید را اکسید کرده و در نهایت نیز آب و اکسیژن تولید می کند. بنابر این کاربرد پرواکسید هیدروژن علاوه بر اکسید کردن سولفید می تواند به ایجاد حالت هوازی در فاضلاب هم کمک نماید. نسبت مناسب پرواکسید هیدروژن به گوگرد موجود در فاضلاب ۱/۳ الی ۴ میلی گرم در لیتر هیدروژن پرواکسید به ازای هر میلی گرم در لیتر گوگرد می باشد که می تواند بطور متوسط ۸۵ الی ۱۰۰ درصد حذف سولفید را ایجاد نماید. متأسفانه طول عمر پرواکسید هیدروژن در فاضلاب حدود ۹۰ دقیقه است لذا باید این ترکیب در بخشهای مختلف شبکه فاضلاب به آن اضافه گردد تا بطور موثر باعث کنترل غلظت سولفید و متعاقباً کنترل بو و خوردگی در شبکه شود [۳۳]. هزینه کاربرد پراکسید هیدروژن برای حذف سولفید فاضلاب حدود ۲/۳۸ الی ۵/۲۶ دلار به ازای هر کیلوگرم گوگرد موجود در فاضلاب تخمین زده می شود [۲].

۷-۲-۲- استفاده از کلر

کلر می تواند سولفید را با توجه به pH فاضلاب به سولفات و یا گوگرد عنصری اکسید نماید [۴۰]. تاثیر کلر در حذف سولفید به دلیل امکان واکنش آن با طیف وسیعی از ترکیبات آلی و معدنی اندک است. کلر می تواند به صورت محلول در آب (همچون محلول هیپوکلرید سدیم) به فاضلاب اضافه گردد. همچنین در صورتی که غلظت سولفید موجود در فاضلاب کمتر از ۱ میلی گرم در لیتر باشد سرعت واکنش اکسیداسیون کلر پایین خواهد بود. در صورتی که از کلر گازی به این منظور استفاده می گردد نسبت ۹ الی ۱۵ میلی گرم در لیتر به ازای هر میلی گرم در لیتر سولفید موجود در فاضلاب پیشنهاد می گردد [۳۳، ۵۴]. در صورتی که کلر از طریق انحلال ترکیباتی از قبیل $NaClO$ و یا $Ca(ClO)_2$ به فاضلاب اضافه گردد این نسبت باید ۱/۸ الی ۲ میلیگرم در لیتر به ازای میلی گرم در لیتر سولفید باشد [۵۴]. کلر می تواند با طیف وسیعی از ترکیبات آلی و معدنی واکنش دهد. لذا علاوه بر حذف مقادیری از یون سولفید می تواند منجر به اکسیداسیون مواد آلی موجود در فاضلاب شده و در نهایت به کاهش اکسیژن خواهی بیولوژیکی آب یا همان BOD منجر گردد. واکنش میان کلر و برخی از ترکیبات آلی می تواند منجر به تولید مقادیری از تری هالومتانها نیز گردد که سرطانزایی آنها به اثبات رسیده است [۱۳۷]. همچنین در صورت وجود ترکیباتی همچون یونهای برم در آب کلر می تواند منجر به تولید بروموفنل ها^۱ و کلروفنل ها^۲ شود که این موضوع کاربرد کلر زنی فاضلاب را محدود نموده است [۱۳۶]. هزینه کاربرد کلر برای حذف سولفید از فاضلاب حدود ۲/۳۸ الی ۵/۲۶ دلار به ازای هر کیلوگرم گوگرد موجود در فاضلاب تخمین زده می شود [۲].

۷-۲-۳- استفاده از پرمنگنات پتاسیم

پرمنگنات پتاسیم به فرمول شیمیایی $KMnO_4$ یک اکساینده قوی می باشد که می تواند سولفید را به سولفات اکسید نماید. پرمنگنات پتاسیم بطور معمول بصورت خشک نگهداری می گردد لیکن برای حذف سولفید از فاضلاب در محلول آبی با غلظت ۶ درصد به کار گرفته می شود [۳۳]. یکی از معایب کاربرد پرمنگنات پتاسیم هزینه بالای آن می باشد که بالغ بر ۲۳/۶۶ الی ۲۷/۵۴ دلار به ازای هر کیلوگرم گوگرد موجود در فاضلاب است.

¹ Bromophenols

² Chlorophenols

۷-۲-۳- استفاده از روشهای اکسیداسیون پیشرفته

روشهایی همچون فرایند های اکسیداسیون پیشرفته^۱ از دیگر روشهایی است که برای حذف طعم، بو و سایر آلاینده ها از آب و فاضلاب به کار گرفته شده اند [۱۲۸]. هر چند روشهای اکسیداسیون و اکسیداسیون پیشرفته به دلیل استفاده از ترکیب اکسنده ای همچون هیدرواکسید (OH^-) از یک خانواده شناخته می شوند لیکن در اینجا به دلیل دسته بندی دقیق تر از یکدیگر جدا شده اند. از مزایای روش اکسیداسیون پیشرفته سرعت بالای فرایند و امکان اکسید نمودن طیف وسیعی از آلاینده ها در یک زمان می باشد [۱۲۱]. روشهای مختلف اکسیداسیون پیشرفته به همراه اکساینده تولیدی هر یک در جدول شماره ۲ نمایش داده شده است.

جدول شماره ۲: لیست روشهای رایج اکسیداسیون پیشرفته و ماده اکسنده تولیدی در هر یک از آنها [۱۲۱]

ماده اکسنده تولیدی	روش
$OH, HO_2, HO_3, O_2^-, O_3^-$	کاربرد ازون
OH, O_2^-, O_3^-	کاربرد هم زمان ازون و هیدروژن پروکسید
OH, HO_2	کاربرد روش فنتون ^۲ (H_2O_2/Fe^{2+})
OH	کاربرد روش فتوفنتون ^۳ ؛
$OH, HO_2/O_2^-, O_3^-$	$UV/O_3/H_2O_2$ و $UV/O_3, UV/H_2O_2$
OH, H^+, e_{aq}^-	استفاده از اشعه ماوراء بنفش در طول موج کمتر از ۱۹۰ نانومتر
OH, H	استفاده از تابش التراسونیک ^۴
$OH, H^+, O_2^-, e^-, O_2, HO_2, HOO$	تصفیه فتوکاتالیتیک شامل: اشعه ماوراء بنفش/نو مرئی و ZnO, TiO_2 و یا هر کاتالیست دیگری
OH, H, e_{aq}^-	کاربرد پرتوی گاما ^۵

فرایندهای اکسیداسیون پیشرفته می توانند با کاربرد همزمان و یا سری منجر به راندمانهای بالاتری شوند [۱۳۰]. همچنین این فرایندها را می توانند با فرایندهای فیزیکوشیمیایی رایج تصفیه آب ترکیب نمود و کارایی بسیار بالایی را در حذف بو از آب و فاضلاب به دست آورد. در نهایت می توان روش های اکسیداسیون پیشرفته شیمیایی را با روشهای بیولوژیکی خصوصاً در تصفیه فاضلاب همراه نمود و بو را از آب حذف نمود [۱۳۱]. در طی این فرایندها علاوه بر ترکیبات بوزا سایر ترکیبات آلی همچون ترکیبات سمی و یا ترکیبات مقاوم در برابر تجزیه بیولوژیکی نیز از آب حذف خواهند شد. چهار عضو خانواده مرکاپتانها شامل ۲-مرکاپتوبنزیمایدزول^۵، ۲-مرکاپتوبنزیمایدزول^۶، مرکاپتوپریدین^۷، پارا-تولیلمرکاپتان^۸ در مطالعه ای به کمک فرایند تجزیه فتوکاتالیتیک و استفاده از دی اکسید تیتانیوم (TiO_2) به عنوان کاتالیست حذف گردیدند. نتایج این مطالعه نشان داد که راندمان حذف این ترکیبات بطور مستقیم با مقدار کاتالیست مورد استفاده تا یک غلظت خاص (۳/۳۳ گرم در لیتر) مرتبط می باشد [۱۳۹]. در میان مرکاپتانهای فوق الذکر ۲-مرکاپتوبنزیمایدزول و پارا-تولیلمرکاپتان به دلیل خواص فیزیکی شیمیایی آنها دارای کمترین مقدار حذف توسط فرایند تجزیه فتوکاتالیتیک بودند [۱۳۹]. نتایج مطالعات مختلف بر روی حذف ترکیبات تولیدی کننده طعم و بو در آب نشان داده است که بخش اعظمی از این ترکیبات به کمک روشهای اکسیداسیون پیشرفته به راحتی قابل حذف تا غلظت زیر آستانه بویایی انسان می باشند.

¹ Advanced oxidation processes (AOPs)

² Fenton

³ Ultrasound irradiation

⁴ γ -Radiolysis

⁵ 2-mercaptobenzimidazole (MBI)

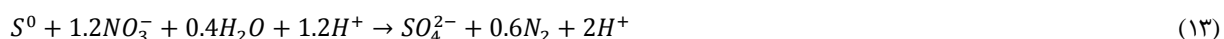
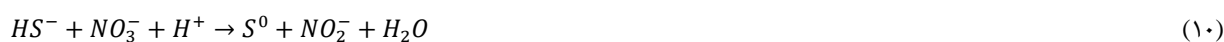
⁶ 2-mercaptobenzoxazole (MBO)

⁷ 2-mercaptopyridine (MP)

⁸ Para-tolylmercaptan (PTM)

۸- حذف بیولوژیکی سولفید هیدروژن از فاضلاب

بر اساس بسیاری از مطالعات خصوصاً در زمینه حذف بیولوژیکی سولفید هیدروژن در مخازن نفتی [۵۸، ۵۹] و شبکه های فاضلاب [۶۰، ۶۱، ۶۲، ۶۳] مشخص شده است که با کتربهای احیاکننده نیترات و اکسنده سولفید^۱ می توانند به راحتی سولفید هیدروژن تولیدی توسط باکتریهای احیاء کننده سولفید را اکسید نمایند. نتیجه تعداد زیادی از مطالعات در مخازن نفتی نشان داده است که حضور باکتریهای احیاء کننده نیترات و اکسنده سولفید به همراه یون نیترات در محیط جهت جلوگیری از تولید سولفید هیدروژن بسیار حائز اهمیت است [۵۸، ۵۹]. برخی از گونه های باکتریها به عنوان باکتریهای احیاکننده نیترات و اکسنده سولفید شناسایی شده اند. بطور مثال تیرومیکروسپیرا دنیتریفیکیشن^۲، اپسیلون پروتوباکتریوم^۳، تیوباسیلوس دنیتریفیکیشن^۴ و بتا پروتوباکتریوم^۵ [۶۴]. باکتری های ذکر شده تنها قادر به اکسیداسیون سولفید در حضور نیترات هستند. اکسیداسیون سولفید در شرایط انوکسیک نیز در حضور نیتريت و میکروارگانيسمی به نام بگزیاتوا^۶ مشاهده شده است [۶۵]. سایاما^۷ و همکارانش گزارش کردند که بگزیاتوا قادر به اکسیداسیون HS^- به S^0 می باشد و این ترکیبات را به صورت گلوبولهای درون سلولی ذخیره کرده و نهایتاً به SO_4^{2-} تبدیل می نمایند [۶۶]. بطور کلی مطابق واکنش های شماره ۱۰ و ۱۱ اگر اکسیژن و نیترات به عنوان پذیرنده نهایی باشند محصول نهایی اکسیداسیون عموماً گوگرد عنصری یا همان S^0 میباشد [۶۷]. زمانی که نیترات در محیط وجود داشته باشد مطابق واکنش های شماره ۱۰ و ۱۱ HS^- به S^0 تبدیل شده و باعث افزایش pH محیط می گردد. این درحالی است که واکنشهای بعدی که شامل واکنشهای شماره ۱۲ و ۱۳ می باشد S^0 را به SO_4^{2-} تبدیل نموده و در طی این واکنش pH محیط کاهش می یابد [۶۸].



اگر چه مقدار نیترات مورد نیاز به نوع و غلظت مواد آلی، سطح فعالیت میکروبی و... بستگی دارد [۶۹] لیکن بصورت تئوری مقدار نیترات مورد نیاز برای اکسیداسیون سولفید موجود در فاضلاب در محدوده ۰/۱۸ الی ۰/۴۴ میلی گرم بر لیتر نیترات بر حسب نیتروژن بر هر میلی گرم بر لیتر گوگرد موجود در فاضلاب می باشد [۲۲]. محدوده هزینه های استفاده از این روش نیز حدود ۱/۸۸ الی ۱۰/۴۱ دلار به ازای هر کیلوگرم گوگرد موجود در فاضلاب می باشد.

۹- چشم انداز حذف سولفید هیدروژن در آینده

۹-۱- کاربرد فرمالدوئید و پارافرمالدوئید جهت حذف سولفید هیدروژن

امروزه فرمالدوئید بطور گسترده ای در کنترل رشد میکروارگانيسم ها خصوصاً در صنایع غذایی مورد استفاده قرار می گیرد. افزودن فرمالدوئید به فاضلاب می تواند باعث توقف فعالیت میکروبی شده و این ترکیب نیز نهایتاً در تصفیه خانه فاضلاب از فاضلاب حذف خواهد شد [۷۰]. پارافرمالدوئید یک ترکیب ارزان قیمت مناسب و جایگزینی خوب برای فرمالدوئید است که در بسیاری از صنایع کاربرد دارد [۷۱]. پارافرمالدوئید می تواند در pH خنثی و دمای اتاق و در محیط حاوی آب به فرمالدوئید تبدیل گردد [۷۲]. مطالعات مشخص کرده که ۱۰ الی ۲۰

¹ Nitrate-reducing, sulfide-oxidizing bacteria (NR-SOB)

² Thiomicrospira denitrificans

³ ϵ -Proteobacterium

⁴ Thioba cillus denitrificans

⁵ β -Proteobacterium

⁶ Beggiatoa

⁷ Sayama

میلی گرم از فرمالدئید می تواند تولید هیدروژن سولفید را به دلیل ممانعت از فعالیت باکتریهای متوقف سازد [۷۲]. فرمالدئید قابل انحلال در آب بوده و پس از ورود به آب می توان بصورت برگشت پذیری به متانیدیول^۱ با فرمول شیمیایی $\text{CH}_2(\text{OH})_2$ تبدیل گردد. به دلیل اینکه شبکه های فاضلاب سیستم بسته هستند انتشار فرمالدئید به هوای آزاد اتفاق نمی افتد لذا فرمالدئید موجود در فاضلاب به تصفیه خانه انتقال می یابد. امروزه مشخص شده است که فرمالدئید ماده ای سمی، جهش زا، تراتوژنه و مشکوک به سرطانزایی می باشد. لذا می تواند در تصفیه خانه فاضلاب برای کارگران مشکل ساز گردد. در ضمن با توجه به خطرات فرمالدئید باید اطمینان حاصل کرد که تمامی فرمالدئید موجود در فاضلاب بطور کامل در طی فرایند تصفیه از آن حذف می گردد [۷۳-۷۶]. هزینه برآورد شده برای استفاده از فرمالدئید در کنترل سولفید در فاضلاب مابین ۱/۶۳ الی ۲ دلار به ازای هر کیلوگرم گوگرد موجود در فاضلاب تخمین زده می شود.

۹-۲- رها سازی آهسته اکسیژن موجود در فاز جامد ($\text{MgO}_2/\text{CaO}_2$)

در صنایع نفت و گاز روشهای مختلفی برای کنترل تولید و انتشار سولفید هیدروژن در مخازن نفتی توسعه داده شده است که کمتر در فاضلاب مورد استفاده قرار گرفته است [۷۷]. ترکیبات جامدی همچون پرواکسید منیزیوم (MgO_2) و پرواکسید کلسیم (CaO_2) توانایی رها سازی اکسیژن را در طی زمان دارند و نهایتاً با رها سازی آهسته اکسیژن خود به هیدرواکسید منیزیوم ($\text{Mg}(\text{OH})_2$) و هیدرواکسید کلسیم ($\text{Ca}(\text{OH})_2$) تبدیل می گردند. با تزریق این ترکیبات به رسوبات موجود در چاههای نفت و یا رسوبات کف رودخانه می توان در آنها برای مدت زمانی نسبتاً طولانی شرایط هوازی را به واسطه رها سازی اکسیژن از ترکیبات مذکور ایجاد نمود. اکسیداسیون شیمیایی سولفید هیدروژن و ایجاد سمیت برای باکتریهای احیاء کننده سولفید دلیل اصلی عدم تولید سولفید هیدروژن در هنگام کاربرد ترکیباتی همچون پرکسیدهای منیزیوم و کلسیم می باشد. بر اساس آزمایشات انجام گرفته مشخص شد که حضور ۴ درصد از پرواکسید منیزیوم قادر است در یک محیط سرشار از باکتریهای احیاء کننده سولفید برای ۴۰ روز از تولید سولفید هیدروژن جلوگیری نماید [۷۸]. برای جلوگیری از تولید سولفید هیدروژن در طی یک دوره طولانی استفاده از رها سازی آهسته اکسیژن موجود در فاز جامد بهترین گزینه ممکنه است. هر چند این روش برای شناخته شدن تمام ابعادش نیازمند مطالعات بیشتر می باشد. اگر چه امکان استفاده از این روش در رسوبات موجود در لوله های جمع آوری فاضلاب وجود دارد لیکن مشکل اساسی کاربرد فاز جامد در فاضلاب بدون شسته شدن آن می باشد.

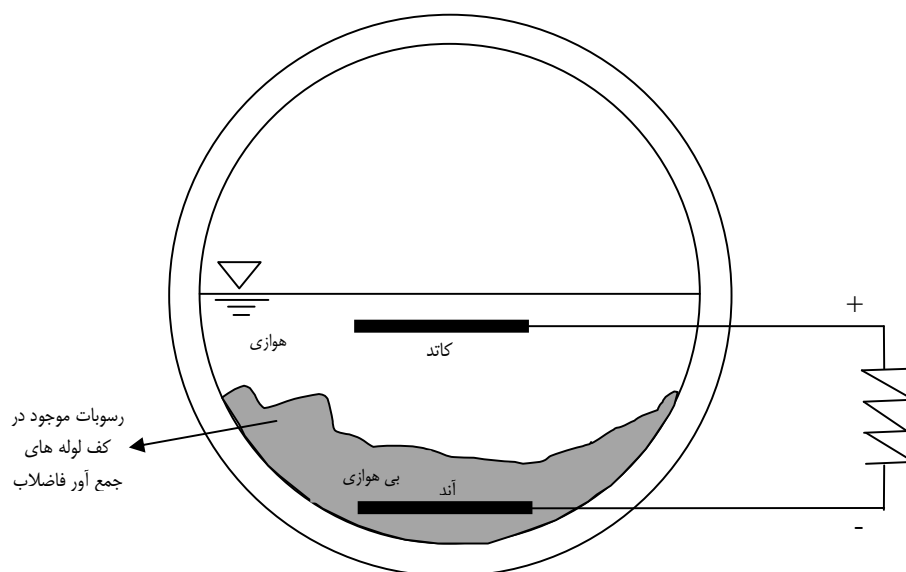
۹-۳- استفاده از تکنیک پیل سوختی جهت جلوگیری از تولید سولفید هیدروژن

یک پیل سوختی ابزارای اکتروشیمیایی است که می تواند انرژی شیمیایی را به انرژی الکتریکی تبدیل نماید. این تبدیل تا زمانی ادامه خواهد یافت که سوخت و اکسیدکنندگان موجود در آن به پایان برسد. تحقیقات فراوانی امکان استفاده از سولفید هیدروژن را در پیلهای سوختی جامد مورد تایید قرار داده است [۷۹، ۸۰، ۸۱]. پیل های سوختی میکروبی^۲ ابزاری هستند که بطور مستقیم با کمک واکنشهای اکتروشیمیایی درگیر با روشهای بیولوژیکی قادر به تبدیل انرژی شیمیایی به انرژی الکتریکی می باشند. برخی از محققین گزارش نموده اند که سولفید هیدروژن می تواند در پیل های سوختی میکروبی به گوگرد عنصری تبدیل گردد [۸۲]. اکسیداسیون سولفید هیدروژن در قسمت آندی پیل سوختی میکروبی می توان انرژی الکتریکی برابر با ۱۰۱ میلی وات بر لیتر را تولید نماید. پیل های سوختی ساخته شده با راکتور لجن بی هوازی با جریان رو به بالا^۳ (UASB) نشان داد که ۹۸ درصد استات و ۴۶ درصد سولفید به راحتی قابل حذف هستند. استفاده از این سیستم ها در حذف سولفید هیدروژن موجود در فاضلابهای جاری در شبکه های فاضلاب به نظر ایده جالبی می رسد. این ایده در تصویر شماره ۳ نمایش داده شده است [۲]. با کمک این ایده می توان علاوه بر جلوگیری از تولید سولفید هیدروژن، تولید بو و خوردگی لوله مقداری برق نیز تولید نمود. سولفید هیدروژن زمانی که به عنوان یک حامل متحرک الکترون در پیلهای سوختی در حال حمل الکترون از باکتریها به سمت پذیرنده الکترون می باشد از محیط حذف می گردد.

¹ Methanediol

² Microbial fuel cells (MFCs)

³ Upflow anaerobic sludge reactor (USAB)



شکل شماره ۳: نمایی از چگونگی حفاظت از لوله های فاضلاب در برابر تولید سولفید هیدروژن به کمک استفاده از تکنیک پیل سوختی میکروبی

همانطور که قبلاً هم ذکر شد در یک فاضلاب دارای اکسیژن محلول مقدار نفوذ اکسیژن در لایه رسوب موجود در کف لوله فقط $0/4$ میلی متر است. لذا از آن عمق به بعد (خصوصاً عمق ۱ میلیمتر و بیشتر) شرایط کاملاً بی هوازی است. در این بخش باکتری های کاهنده سولفات شروع به فعالیت کرده SO_4^- و کربن آلی موجود در رسوبات را به دی اکسید کربن و HS^- تبدیل می کنند. در مرحله بعد به دلیل وجود الکتروند آند در عمق رسوبات HS^- تبدیل به 2 اکترون، H^+ و گوگرد عنصری تبدیل می گردد. گوگرد عنصری قابل انحلال در آب نبوده لذا ترسیب شده و از دسترس باکتریهای احیاء کننده سولفات خارج می گردد. الکترونهای تولیدی در بخش رسوبات از طریق الکتروند آند به اکتروند کاتد منتقل می گردد که این عمل تولید جریان برق می نماید. در این بخش هر H^+ با 2 الکترون انتقال یافته به کاتد و یک دوم اکسیژن محلول موجود در سطح فاضلاب واکنش داده و تولید آب می نماید. با کمک این فرایند علاوه بر جلوگیری از ایجاد بو و خوردگی در فاضلاب می توان برق نیز تولید کرد [۲]. لازم به ذکر است که مقدار برق تولیدی به کمک این روش بسیار اندک است. لیکن تعداد بی شماری از این الکترودها می توانند در طی صدها کیلومتر از شبکه های جمع آوری فاضلاب نصب گردند که می تواند امکان تولید برق مناسبی را داشته باشد. لازم به ذکر است که روش فوق الذکر تا زمان نگارش این مطلب بر مبنای تئوری بوده و آزمایشی که مستقیماً در شبکه فاضلاب انجام شده باشد در این زمینه توسط نویسنده یافت نشد.

۹-۴- استفاده از باکتریوفازها جهت جلوگیری از تولید سولفید هیدروژن

اولین ویروس باکتریوفاز در سال ۱۹۴۷ شناسایی شد. از آن زمان تا کنون بیش از ۲۵۰ گونه از ویروسهای باکتریوفاز شناسایی شده اند [۸۳]. باکتریوفازها گونه های خاصی از ویروسها را شامل می گردد که توانایی آلوده سازی گونه های خاصی از باکتریها را داشته و نهایتاً منجر به مرگ آنها می گردد. گزارش شده که باکتریهای همچون اسکیریچا کولای^۱ و انتریوباکتیریا آروژنوز^۲ به راحتی توسط گونه های خاصی از باکتریوفازها آلوده شده و کشته می شوند [۸۴، ۸۵، ۸۶]. همچنین گزارشات منتشر شده که باکتریوفازها به راحتی موفق به کشتار باکتریهای بیماری زا در مزارع پرورش حیوانات شده و بصورت معناداری مانع از آلودگی انسان به اینگونه باکتریهای بیماری زا شده است [۸۵]. نحوه عملکرد باکتریوفازها با انتیبیوتیک ها بسیار متفاوت است. زمانی که مقدار ناچیزی باکتریوفاز به باکتریها سرایت کند به راحتی تکثیر شده و موجب

¹ Coli escherichia

² Enterobacter aerogenes

مرگ میر آنها می گردد [۸۴]. اگر چه باکتریها قادر هستند که به آنتی بیوتیک ها مقاوم گردند لیکن آنها امکان ایجاد مقاومت در خود را در برابر باکتریوفاژها به سادگی ندارند. حال سوال اساسی اینجاست که آیا امکان دارد گونه ای از باکتریوفاژ یافت گردد که توانایی آلوده سازی و کشتار باکتریهای احیاء کننده سولفید را داشته باشد؟ در صورت پیدا شدن چنین باکتریوفاژی با هزینه ای اندک می توان جمعیت باکتریهای احیاء کننده سولفید را کنترل نمود. با توجه به اختصاصی بودن باکتریوفاژها به باکتریهای موجود در تصفیه خانه های فاضلاب نیز صدمه ای وارد نخواهد شد. هر چند در صورت یافته شدن چنین باکتریوفاژی و قبل از استفاده عملی از آن، مطالعات فراوانی برای تایید عدم امکان ایجاد مخاطرات سلامتی باکتریوفاژ برای انسان و حیوانات لازم و ضروری است [۲].

۱۰- روشهای تصفیه هوای آلوده به سولفید هیدروژن

در صورت عدم امکان جلوگیری از تولید سولفید هیدروژن در شبکه های جمع آوری فاضلاب و یا تاسیسات تصفیه فاضلاب می توان از تهویه هوای آلوده مجاور آنها استفاده نمود (البته در تاسیسات سرپوشیده). هوای آلوده تهویه شده باید پیش از رها سازی در اتمسفر تصفیه گردد. انواع روشهای فیزیکی شیمیایی و بیولوژیکی تصفیه هوا توسعه داده شده است. که در اینجا بطور مختصر به آنها اشاره می گردد.

۱۰-۱- روشهای بیولوژیکی تصفیه هوای آلوده به سولفید هیدروژن و ترکیبات بوزا از هوا

توسعه صنعتی و تکنولوژیکی قرن حاضر که پیامد آن رشد روز افزون نیاز جوامع بشری به دسترسی به منابع مناسب ماده و انرژی است، آلودگی منابع تجدید ناپذیر حیات یعنی آب، هوا و خاک را به دنبال داشته است. این موضوع سبب شد تا در طی نیم قرن گذشته تحقیقات گسترده ای جهت کنترل انتشار این آلاینده ها بوجود آید. آلودگی های محیطی که منبع اصلی تولید آن ها سوخت های فسیلی است، به سلامت انسان ها، کیفیت آب و هوا، کشاورزی و سرانجام به اقتصاد آسیب می رساند [۸۷]. سولفید هیدروژن گازی است بی رنگ، قابل اشتعال و سمی که دارای بوی نامطبوع تخم مرغ گنده می باشد. گاز سولفید هیدروژن می تواند به صورت طبیعی و یا در اثر فعالیتهای انسانی تولید و در اتمسفر رها گردد. منابع تولید سولفید هیدروژن به اتمسفر آتشفشانها، مردابها، چشمه های آب گرم حاوی سولفات، دریاچه های خروجی آتشفشانهای زیر آبی، مخازن نفت و گاز موجود در اعماق زمین و تجزیه بیولوژیکی بی هوازی ترکیبات آلی می باشد [۸۸]. در کنار منابع فوق الذکر مقادیر قابل توجهی از سولفید هیدروژن توسط صنایع مختلف همچون پالایشگاههای نفت، کارخانجات کاغذ و خمیر کاغذ، تصفیه خانه های فاضلاب، صنایع غذایی، دامداریها، صنایع گازی و خصوصاً تاسیسات جمع آوری و تصفیه فاضلاب تولید و در اتمسفر رها می گردد. غلظت سولفید هیدروژن رها شده از صنایع مختلف معمولاً بسیار اندک است لیکن همین مقدار اندک، تولید خوردگی و بوی زننده می نماید که لزوم حذف آن را یادآور می شود. مطابق استاندارد اروپا، آمریکا و چین حداکثر مقدار مجاز انتشار سولفید هیدروژن از طریق دودکشها به هوا ۵ الی ۱۰ قسمت در میلیون می باشد [۱۱۸]. بر اساس مطالعات انجام شده به نظر می رسد روشهای بیولوژیکی روشهایی موثر و ارزان قیمت جهت حذف سولفید هیدروژن از هوا باشند. برتری روش بیولوژیکی نسبت به سایر روشها، این است که هیچ گونه ماده شیمیایی زیان آوری برای محیط زیست مصرف نمی شود، لذا دفع پساب و لجن حاصل از این فرآیندها نسبت به فرآیندهای شیمیایی اثرات سوء کمتری در منابع پذیرنده به دنبال دارد. طیف بزرگی از میکروارگانیسم ها توانایی حذف سولفید هیدروژن را دارند. آروکا^۱ و همکارانش و همچنین سرسیو^۲ و همکارانش گزارش دادند که دو گروه از میکروارگانیسم ها شامل خانواده های اسیدیتو باسیلوس^۳ و تیوباسیلوس^۴ توانایی حذف سولفید هیدروژن از هوا را دارند [۸۹، ۹۰]. چا^۵ و همکارانش باکتری های همچون تروفیلیک باکتریا^۶ و تیوباسیلوس نولوس^۷ را مسئول حذف سولفید هیدروژن معرفی نمودند [۹۱]. تیوباسیلوس تیوپاروس^۸ نیز توسط بسیاری از محققین همچون چانگ و همکاران به عنوان یکی دیگر از باکتریهای دارای توانایی حذف سولفید

¹ Aroca

² Serco

³ Acidithiobacillus

⁴ Thiobacillus

⁵ Cha

⁶ Neutrophilic bacteria

⁷ Thiobacillus novellu

⁸ Thiobacillus thioiparus

هیدروژن معرفی شده است [۹۲]. تیوباسیلوس دنیتریفیکانت^۱، پseudomonas putida^۲، هایپومیکروبیوم اس پی^۳ و مجموعه ای از هالوآکالیفیلیک ها^۴ نیز در تحقیقات مختلف به عنوان گونه های مناسب برای حذف سولفید هیدروژن معرفی شده اند [۹۳، ۹۴]. برخی از باکتریهای حذف کننده سولفید هیدروژن از رده باکتریهای شیمیواتوتروفیک هستند که قادر به استفاده از تجزیه مواد شیمیایی به عنوان منبع انرژی خود بوده و منبع کربن مورد نیاز خود را از دی اکسید کربن هوا تامین می نمایند. استفاده از باکتریهای شیمیواتوتروفیک می تواند برای حذف همزمان بسیاری از آلاینده های گوناگون مخلوط شده با دی اکسید کربن مورد استفاده قرار گیرد. بطور مثال مخلوطی از دی کسید کربن و سولفید هیدروژن می توانند به عنوان منبع انرژی (سولفید هیدروژن) و منبع کربن (دی اکسید کربن) باکتریهای شیمیواتوتروف ها محسوب گردند و منجر به حذف همزمان آنها شوند. بیشترین بیوراكتورهای مورد استفاده در حذف آلاینده ها از هوا بیوفیلترها^۵، صافی های چکنده بیولوژیکی^۶، راکتورهای رشد معلق^۷، بیوراكتورهای غشایی^۸ و بیواسکرابرها^۹ بوده اند.

بیوفیلترها از محفظه ای تشکیل شده اند که با بستری از مواد طبیعی همچون خاک، کود کمپوست، پسماندهای کشاورزی و غیره پر می شود و هوای آلوده به سولفید هیدروژن از میان آنها می گذرد. در صورتی که رطوبت مناسب در محیط تامین گردد سولفید هیدروژن در سطح وسیع بستر از فاز گاز به فاز مایع منتقل شده و نهایتاً توسط میکروارگانیسم هایی که بطور طبیعی در بسترهای فوق الذکر وجود دارند تجزیه می گردد. نرخ تجزیه بیولوژیکی در فرایندهای بیوفیلتراسیون در وهله اول به وسیله مکانیسم های انتقال جرم معین می شود. بنابر گزارشات متعدد محققین مختلف، حلالیت مواد آب گریز در آب حاوی میکروارگانیسم ها از حلالیت آن ها در آب بدون میکروارگانیسم بالاتر است که این پدیده به دلیل ترشح آنزیمهای متعدد توسط میکروارگانیسم ها ایجاد می گردد [۱۰۳]. در هر فرایند بیوفیلتراسیونی لایه بیوفیلم^{۱۰} که متشکل از میلیون ها میلیون از انواع میکروارگانیسم ها می باشد عامل تجزیه و حذف مواد آلاینده محسوب می گردد. بیوفیلم یا فیلم زیستی لایه نازک از میکروارگانیسم ها می باشد که بر روی بستر بیوفیلم تشکیل می گردد. ضخامت بیوفیلم و راندمان فرایندهای بیوفیلتراسیون با یکدیگر نسبت مستقیم دارد، بدین معنا که با افزایش ضخامت بیوفیلم به دلیل افزایش غلظت میکروبی توانایی آنها در حذف آلاینده ها هم افزایش می یابد. از طرف دیگر افزایش ضخامت می تواند نفوذ مواد مغذی و اکسیژن را به عمق بیوفیلم محدود نماید [۱۰۴]. آن بخش از بیوفیلم که به راحتی قادر به دریافت مواد مغذی و اکسیژن می باشد را لایه فعال بیوفیلم و بخش دیگر را که از این امر محروم است را لایه غیر فعال می نامند [۱۰۵]. لایه غیر فعال بطور معمول عمیق ترین بخش بیوفیلم محسوب می گردد. این بخش وظیفه چسباندن بیوفیلم را به دیواره بستر بر عهده دارد. میکروارگانیسم های موجود در لایه فعال اقدام به مصرف اکسیژن و مواد غذایی نموده و دیگر چیزی برای تغذیه لایه غیر فعال باقی نمی ماند. با کاهش غلظت مواد غذایی و اکسیژن در لایه غیرفعال میکروارگانیسم های ساکن در آنجا گرسنه مانده و شروع به تغذیه از هم جنسان و یا سیتوپلاسم خود می نماید. لذا کم کم توانایی خود را برای چسبیدن به سطح بستر از دست داده و از آن جدا می شوند. بدین ترتیب بطور مداوم بخشهایی از بیوفیلم با مکانیسم فوق الذکر از سیستم های بیوفیلتراسیون با رشد چسبیده جدا شده و به جای آنها بیوفیلم جدید رشد می نماید [۱۰۶].

در صورت عبور حجم بالایی از هوا از بیوفیلتر امکان خشک شدن بستر و پیرو آن کاهش شدید فعالیتهای میکروبی در بیوفیلترها مشاهده خواهد شد. همان طور که در بخشهای پیشین هم به آن اشاره شد، بو مخلوطی از دها ترکیب بوزا می باشد. لذا بعضاً حذف سولفید هیدروژن نمی تواند منجر به بوزدایی از هوا گردد. لذا حذف ترکیبات آلی فرار و یا مرکاپتانها نیز باید انجام گیرد. در هنگام حذف آلاینده های اسیدی همچون سولفید هیدروژن با تجمع اسید سولفوریک در طی زمان pH محیط اسیدی شده و آرام آرام از توانایی میکروارگانیسم ها برای حذف سایر آلاینده ها بجز سولفید هیدروژن کاسته می گردد. زیرا میکروارگانیسمهای حذف کننده سولفید هیدروژن به راحتی قادر به تحمل محیطی هایی با pH دو و یا کمتر را دارند لیکن سایر میکروارگانیسم ها اصولاً نیاز به pH خنثی دارند. برای کنترل pH در بیوفیلترها تنها راه

¹ Thiobacillus denitrificans

² Pseudomonas putida CH11

³ Hyphomicrobium sp.

⁴ Haloalkaliphilic

⁵ Biofilters

⁶ Biotrickling filter reactors

⁷ Suspend growth reactors

⁸ Membrane bioreactors

⁹ Bioscrubbers

¹⁰ Biofilm

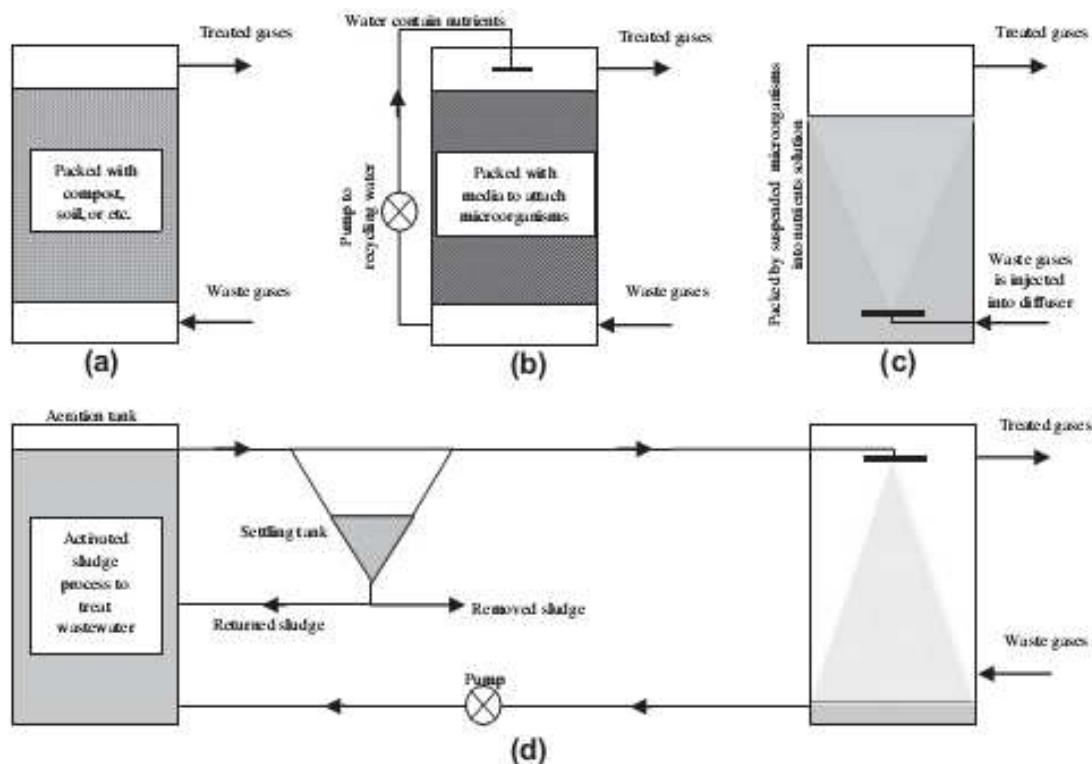
تعویض بستر آن می باشد [۹۵]. اگر با تعویض مداوم بستر اقدام به تنظیم pH محیط بیوفیلتر نماییم علی رغم کمک به افزایش حذف سایر آلاینده از توانایی میکروارگانیسم های حذف کننده سولفید هیدروژن کاسته می گردد. در غیر اینصورت نیز pH محیط به نزدیک ۲ رسیده که در این pH راندمان مناسبی برای حذف سایر آلاینده های بوزا به وجود نخواهد آمد. این مسئله یکی از نقاط ضعف بیوفیلترها محسوب می گردد که برخی از محققین برای رفع این ضعف از کاربرد اسکرابر و بیوفیلتر بصورت سری استفاده نموده اند. بدین معنا که ابتدا اسکرابر سولفید هیدروژن را حذف و یا غلظت آن را کاهش می دهد. سپس سایر آلاینده های بوزا در بیوفیلتر حذف می گردند [۱۴۰]. در ادامه مطالعات محققین مختلف تکنولوژی بیواسکرابرها به منظور عدم نیاز به تعویض بستر برای تنظیم پارامترهای راهبری همچون pH متولد شد.

بیواسکرابرها از یک دستگاه اسکرابر (شوینده) تشکیل شده است که با ایجاد تماس مابین حلال (معمولاً آب) و آلاینده موجود در هوا با یکدیگر موجبات انتقال آلاینده از فاز گاز به مایع را فراهم می آورند. در این روش اگرچه آلاینده می تواند به طور موثری از فاز گازی حذف گردد لیکن این آلاینده به فاز مایع انتقال یافته و نیازمند تصفیه مجدد می باشد. لذا با به کارگیری روشهای بیولوژیکی در کنار اسکرابر اقدام به تصفیه فاز مایع در سیستمی جدا گانه می گردد که منجر به افزایش هزینه ای اولیه ساخت سیستم تصفیه هوا می شود [۹۵]. همچنین استفاده از بیواسکرابرها برای حذف آلاینده هایی با انحلال پایین در آب همچون سولفید هیدروژن چندان کارایی بالایی ندارد. به منظور حل مشکلات فوق الذکر تکنولوژی صافی های چکنده بیولوژیکی توسعه داده شدند.

جهت پر نمودن فضای خالی درون صافی های چکنده بیولوژیکی و ایجاد سطحی وسیع جهت رشد باکتریها از بسترهای مصنوعی استفاده می گردد. اگر چه این بسترها فاقد مواد مغذی و باکتریهای لازم برای راه اندازی صافی چکنده بیولوژیکی هستند لیکن نسبت به کاربرد مواد طبیعی همچون کود کمپوست و یا خاک سطح وسیع تری را ایجاد می نمایند. جهت تامین آب و مواد مغذی مورد نیاز میکروارگانیسم ها نیز محلولی حاوی آب و تعدادی از ترکیبات شیمیایی حاوی موادی همچون فسفر، نیتروژن، کلسیم، پتاسیم، سدیم، آهن و غیره تهیه شده و به کمک پمپ مداوماً در اطراف بستر چرخانده می شود و به همین دلیل نیز در هنگام کار با صافی های چکنده با دبی های بالایی از هوای آلوده امکان تبخیر و خشک شدن بستر وجود ندارد [۹۶، ۹۷، ۹۸]. همچنین با توجه به اینکه pH بستر به راحتی با تنظیم pH مایع مغذی در حال چرخش در اطراف بستر تنظیم خواهد شد لذا حذف گازهای اسیدی همچون سولفید هیدروژن با صافی چکنده بیولوژیکی باعث تجمع اسید سولفوریک بر روی لایه میکروبی نشده و راندمان صافی بیولوژیکی به خوبی حفظ می گردد [۹۹]. همچنین عدم وجود میکروارگانیسم بر روی بستر اولیه منجر می گردد که به راحتی امکان تلقیح میکروارگانیسم های مورد نظر شما بر روی بستر فراهم گردد [۱۰۰]. ما^۱ و همکارانش گزارش دادند که از کربن فعال می توان به عنوان بستر صافی های چکنده بیولوژیکی استفاده نمود [۱۰۱]. کربن فعال به راحتی می تواند آلاینده هایی همچون دی اکسید کربن و سولفید هیدروژن را جذب نماید. آلاینده جذب شده نیز توسط میکروارگانیسم ها مصرف شده لذا نیازی به تعویض و یا احیاء کربن فعال ندارد. در تحقیقات مختلف از بسترهای گوناگونی همچون بسترهای پلاستیکی، سنگهای آتشفشانی و بسترهای سرامیکی با موفقیت استفاده شده است [۹۵]. تحقیقات جهت یافتن روشی که امکان تصفیه همزمان هوا و فاضلاب را فراهم نماید منجر به معرفی راکتور رشد معلق شد. در این بیوراکتور هوا به کمک هواپخشانها^۲ در عمق راکتوری حاوی غلظت بالایی از میکروارگانیسم های معلق به صورت حبابهای ریز رها می شود. حبابهای ریز سطح وسیعی را برای تبادل آلاینده ها (همچون سولفید هیدروژن) مابین فاز گاز و مایع فراهم می آورد. آلاینده موجود در هوای محبوس در حبابها از فاز گاز (هوای آلوده) به فاز مایع (آب حاوی میکروارگانیسم های معلق) انتقال می یابد. در فاز مایع میکروارگانیسم ها معلق می توانند آلاینده را جذب و تجزیه نمایند [۹۵]. لازم به ذکر است که سولفید هیدروژن می تواند به عنوان منبع انرژی میکروارگانیسم ها محسوب شده لیکن برای تامین منبع کربن آنها باید از اضافه نمودن ترکیباتی همچون گلوکز، متانل و یا فاضلاب خانگی تصفیه نشده استفاده کرد. حلالیت سولفید هیدروژن در آب با pH برابر با ۷ و دمای ۱۹ درجه سانتیگراد ۴ گرم در لیتر می باشد [۱۱۷] لذا با توجه به انحلال متوسط آن در آب استفاده از راکتورهای رشد معلق نیز قابل استفاده است و تنها محدودیت در استفاده از اینگونه راکتورها برای حذف سولفید هیدروژن زمان ماند هوای آلوده تزریقی به بیوراکتور است. راکتورهای رشد معلق همان تانکهای هوادهی سیستم لجن فعال محسوب می گردند. لذا می توان به جای تزریق هوا به آنها جهت تامین اکسیژن مورد نیاز باکتریها، هوای آلوده به سولفید هیدروژن را به آنها تزریق نمود. بیوراکتورهای غشایی نیز از دیگر روشهای تصفیه بیولوژیکی هوا محسوب می گردد که توانایی مناسبی در حذف سولفید هیدروژن از هوا دارند. شکل شماره ۴ نمایی از روشهای مختلف تصفیه بیولوژیکی هوای آلوده را نمایش می دهد. اگر چه روشها بیولوژیکی روشهای موثری

¹ Ma² Diffuser

برای حذف بو شناخته شده اند لیکن گزارشاتی از عدم موفقیت این روشها در حذف کامل برخی ترکیبات بوزا همچون بنزوتیازول^۱ گزارش شده است. بنزوتیازول هم می تواند بصورت طبیعی در آبها سطحی تولید و منجر به بودار شدن آب گردد و هم از طریق فاضلاب صنایع وارد شبکه های جمع آوری فاضلاب و یا منابع آب سطحی می شود [۱۳۵].

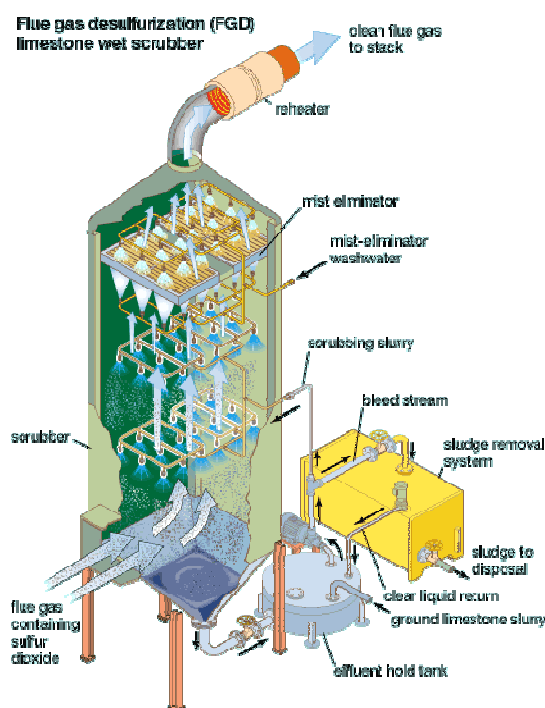


شکل شماره ۴: نمایی از روشهای مختلف تصفیه بیولوژیکی هوای آلوده که در آن بخش (a) بیوفیلتر؛ بخش (b) صافی چکنده بیولوژیکی؛ بخش (c) راکتور رشد معلق و بخش (d) بیواسکرابر را نمایش می دهد.

۱۰-۲- استفاده از اسکرابرها در حذف سولفید هیدروژن و سایر ترکیبات بوزا از هوا

اسکرابرها یا به عبارت دیگر برج های گازشویی می توانند در حذف گازهای بودار از جمله سولفید هیدروژن به کار گرفته شود [۱۰۲]. از میان روشهای فیزیکی شیمیایی اسکرابرها اساساً یکی از مناسبترین اسباب کنترل آلودگی هوا برای جمع کردن هر دو نوع آلودگی موجود در هوا (ذرات و گازها) در یک سیستم واحد است. اسکرابرها هم چنین می توانند برای بازیافت گرما از گازهای داغ استفاده شود. اسکرابرها راندمان حذف مناسبی دارند، هرچند مقادیر قابل توجهی از پسماند مایع که به تصفیه مجدد احتیاج دارد تولید می کند.

^۱ Benzothiazole



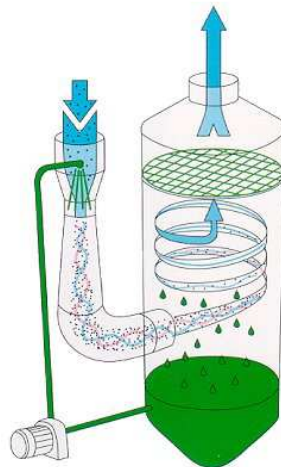
شکل شماره ۵: نمایی از نحوه عملکرد اسکرابر

در اسکرابرها جریان هوای آلوده و حلال که اصولاً آب است در تماس با یکدیگر قرار می گیرند. گاهی اوقات برای افزایش سطح تماس از بسترهای پلاستیکی در اسکرابرها استفاده می شود. در هنگام تماس فاز مایع و گاز آلاینده ها می توانند از فاز گاز به فاز مایع منتقل شده و نهایتاً هوایی بدون آلودگی و یا با آلودگی کمتر از اسکرابر خارج گردد. معمولاً در اسکرابرها برای افزایش انحلال آلاینده هایی که توانایی اندکی در انحلال در آب دارند از مواد شیمیایی نیز استفاده می شود که در این صورت به آن اسکرابر شیمیایی اطلاق می شود. استفاده از مواد قلیایی در این گونه برجها راندمان حذف را افزایش می دهد. اصلاحاتی که در سیستمهای اسکرابر شیمیایی به عمل آمده سبب افزایش بازده حذف آلاینده هایی همچون سولفید هیدروژن و سایر ترکیبات تولید کننده بو در این سیستم شده است. انواع مختلف اسکرابر عبارتند از اسکرابرهایی آکنده با جریان مخالف، اسکرابرهایی جریان متقاطع و اسکرابرهایی ونتوری. در تمام این نوع اسکرابرها، هدف اصلی آن است که امکان تماس هر چه بیشتر بین هوا، آب و مواد شیمیایی (در صورت مصرف) فراهم شود تا ترکیبات بودار جذب یا اکسید شوند. مایعاتی که معمولاً به عنوان اکساینده در گاز شوها به کار می روند عبارتند از محلولهای کلر (مخصوصاً هیپوکلریت سدیم) و پرمنگنات پتاسیم. در سیستم هایی که برای غلظتهای زیاد سولفید هیدروژن طراحی می شوند از هیدروکسید سدیم نیز استفاده می شود. اسکرابرهایی حاوی هیپوکلریت سدیم قادرند گازهای اکسید شونده را، در شرایطی که غلظت سایر گازها اندک باشد، جداسازی کنند. مقادیر نمونه وار بازده حذف بوهای نامطبوع با کمک اسکرابرهایی حاوی هیپوکلریت سدیم در جدول شماره ۲ آمده است.

جدول شماره ۲: مقادیر نمونه وار بازده حذف بوهای نامطبوع با کمک اسکرابرهایی حاوی هیپوکلریت سدیم

بازده جداسازی مورد انتظار بر حسب درصد	گاز
۹۸	هیدروژن سولفید
۹۸	آمونیاک
۹۵	دی اکسید گوگرد
۹۰	مرکاپتانها
۹۰-۷۰	سایر ترکیبات اکسید شونده

در مواردی که گازهای خروجی از اسکرابر تا حد مطلوبی بوزدایی نشده باشند، غالباً از اسکرابرهایی چند مرحله ای استفاده می شود. طراحی یک سیستم اسکرابر شامل مراحل زیر است: (۱) تعیین مشخصه ها و حجم گاز مورد تصفیه؛ (۲) تعریف شرایط لازم برای گاز خروجی از اسکرابر؛ (۳) انتخاب مایع درون اسکرابر بر اساس ماهیت شیمیایی و غلظت ترکیبات بدبو در گاز مورد نظر و نهایتاً (۴) انجام آزمونها در مقیاس پایلوت برای تعیین معیارهای طراحی و عملکرد سیستم. نمونه ای از اسکرابرها به نام اسکرابرهایی ونتوری وجود دارند که بازدهی بسیار بالایی در حذف ذرات و گازها از هوا دارد [۱۰۲]. در این سیستم با تبدیل مایع حلال به قطرات بسیار ریز سطح بسیار وسیعی را برای جذب در اختیار قرار می دهد. پس از انجام فرایند انتقال آلاینده از فاز گاز به مایع (قطرات بسیار ریز حلال) هوای تصفیه شده حاوی تعداد بسیار زیادی از قطرات ریز حاوی آلاینده می باشد. برای جداسازی آنها از یکدیگر می توان مطابق شکل شماره ۶ از یک سیکلون استفاده نمود. بازدهی این سیستم نسبت به اسکرابرهای عادی بسیار بالاتر بوده و امکان تصفیه حجم بسیار بالایی از هوای آلوده را فراهم می نماید. با توجه به اینکه برای تهویه شبکه های جمع آوری فاضلاب حجم بزرگی از هوا باید از شبکه تخلیه شود، استفاده از اسکرابرهایی ونتوری می تواند مقرون به صرفه باشد. در بین روشهای فوق استفاده از اسکرابرهای ونتوری در بسیاری از صنایع برای کنترل گازهای آلاینده و ذرات مختلف رواج زیادی یافته است. اسکرابرهایی ونتوری به دلیل سادگی ساخت، کاربرد آسان، مشکلات عملیاتی اندک، راندمان بسیار بالا در حذف آلاینده ها و همچنین توانایی تصفیه حجم بسیار زیادی از هوا در مدت زمانی کوتاه با توجه به ابعاد کوچک دستگاه و همچنین توانایی حذف همزمان ذرات و گازها، امروزه بسیار مورد توجه قرار گرفته است.

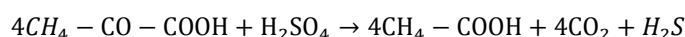


شکل شماره ۶: نمایی از اسکرابر ونتوری

بطور کلی می توان شوینده های ونتوری را به صورت زیر با روشهای بیولوژیکی همچون بیوفیلترها مقایسه نمود:

۱. شوینده های ونتوری در مقایسه با بیوفیلترها حجم بالایی از هوا را تصفیه می نمایند. در یک بیوفیلتر برای داشتن راندمان مناسب و با توجه به نوع بستر به کار رفته در آن زمان ماند ۱۵ الی ۱۵۰ ثانیه در نظر گرفته می شود [۹۵]. با توجه به این موضوع یک بیوفیلتر با حجم ۱ متر مکعب در بهترین شرایط تنها قادر به تصفیه ۲۴۰ متر مکعب هوا در ساعت می باشد. در حالی که یک شوینده ونتوری با حجم ۰/۰۰۷۸ متر مکعب قادر به تصفیه بیش از ۱۰۰۰ متر مکعب هوا در ساعت است.
۲. بیوفیلترها نظیر دیگر دستگاه های تصفیه بیولوژیکی، برای رسیدن به راندمان حداکثر نیاز به زمان طولانی دارند. زیرا در گام اول باید صبر نمود تا لایه زیستی حاوی میکروارگانیسم ها به ضخامت کافی برسد تا حداکثر حذف ایجاد گردد. بازده حذف با ایجاد کوچکترین شوکهای محیطی به شدت کاهش یافته و برای رسیدن به راندمان بالا مجدداً نیاز به صرف زمان می باشد. این واقعیت باعث شده که سیستمهای تصفیه بیولوژیکی نیازمند مراقبت تخصصی بسیار شدید باشند. اما شوینده های ونتوری به سرعت به بازده حداکثر می رسند و نیاز به مراقبت چندانی ندارند.

۳. در یک بیوفیلتر برای جذب سولفید هیدروژن بایستی یک فاز مایع بر روی بیوفیلیم تشکیل شود. این امر توسط پمپاژ آب از مخزن بیوفیلتر به روی بستر صورت می گیرد. بیوفیلیم یک توده زنده است که نیاز به کلیه مواد مغذی اصلی مانند کلسیم، منیزیم، سدیم، نیتروژن، فسفر و... و همچنین مواد مغذی فرعی همچون وانادیوم، کبالت، روی، مس و... دارد که این مواد در آب آشامیدنی به میزان کافی برای رشد بیوفیلیم وجود ندارد. به همین دلیل برای جبران این امر بایستی این مواد به صورت دستی به آب اضافه گردند. که این خود باعث افزایش هزینه عملیاتی می شود. همچنین می توان به جای آب تازه از مایع فاضلاب برای تامین مایع مورد نیاز بیوفیلتر استفاده نمود. اما در صورت وجود موادی همچون پیرووات و یا لاکتات در فاضلاب واکنش بیولوژیکی زیر توسط باکتریها انجام شده و مجدداً بخشی از اسید سولفوریک تولیدی به سولفید هیدروژن تبدیل می گردد:



در نتیجه این واکنش، میزان جذب سولفید هیدروژن گازی به فیلم مایع کاهش یافته که این امر باعث کاهش قابل ملاحظه بازده بیوفیلتر می گردد. در شوینده های و تتوری می توان از مواد بازی مانند آب آهک استفاده نمود که باعث تغییر شکل گوگرد به CaS می شود و امکان تولید مجدد سولفید هیدروژن را کاهش می دهد. همچنین بازگشت پس آب اسکرابهای و تتوری حاوی آب آهک به خط انتقال به دلیل نداشتن اسید سولفوریک باعث کاهش pH نمی شود.

۴. مطابق جدول شماره ۱ آستانه بویایی اکثر ترکیبات بوزا بسیار اندک است. این بدین معنا است که این ترکیبات در غلظتهای بسیار اندک دارای بوی قابل تشخیص می باشند. لذا در صورتی که غلظت آلاینده بوزای موجود در هوا بسیار اندک باشد امکان جذب آن با راندمان بالا به کمک اسکرابها وجود ندارد. در این شرایط روشهای بیولوژیکی با راندمان بسیار بالاتری عمل می نمایند.

۱۱- مقایسه روشهای تصفیه هوای آلوده به مواد بوزا و سولفید هیدروژن

در مقایسه با دیگر انواع فرایندهای بیوفیلتراسیون، صافی های چکنده بیولوژیکی سیستمهای مناسبی برای حذف آلاینده هایی با ضریب انحلال متوسط در آب محسوب می گردند. استفاده از آنها اساساً برای آلایندههایی با ضریب هنری کمتر از ۰/۱ پیشنهاد می شود. این در حالی است که بیوفیلترهای مرسوم می تواند برای بیشتر ترکیبات آب گریز، با مقدار ضریب هنری بالاتر از ۱ استفاده شوند. در طرف دیگر فرایندهای بیوفیلتراسیونی همچون بیواسکرابها یا راکتورهای رشد معلق، فقط برای ترکیباتی که به سهولت در آب حل می شوند و دارای ضریب هنری کوچکتر از ۰/۰۱ است مناسب هستند [۱۰۴]. این مسئله در بسیاری از مطالعاتی که بر روی حذف مواد آلی فرار توسط انواع مختلفی از فرایندهای بیوفیلتراسیون انجام شده است نیز گزارش گردیده است [۱۰۷، ۱۰۸، ۱۰۹]. لازم به ذکر است که ضریب هنری سولفید هیدروژن ۰/۰۹۸ می باشد لیکن گزارش متعددی در زمینه کاربرد تمام روشهای ذکر شده در اینجا از جمله استفاده از بیوفیلترها برای حذف آن یافت می گردد. در جدول شماره ۳ مزایا و معایب روشهای مختلف تصفیه هوای آلوده با یکدیگر مقایسه شده اند.

۱۲- روشهای اندازه گیری غلظت سولفید هیدروژن در هوا

از آنجا که در تحقیقات مربوط به حذف و یا کنترل غلظت سولفید هیدروژن در شبکه های جمع آوری فاضلاب نیاز به اندازه گیری غلظت این ترکیب است، روشهای گوناگونی برای اندازه گیری غلظت آن توسعه داده شده است. در روش تیتراسیون که برای اندازه گیری غلظت سولفید هیدروژن در آب تعریف شده است کلرید کادمیوم، سولفید را به صورت سولفید کادمیوم رسوب می دهد. در محیط اسیدی همراه با ید اضافی، رسوب حل شده و سولفید به سولفور تبدیل می شود. ید باقی مانده را می توان در حضور نشاسته بوسیله تیوسولفات تیتراژ کرد. برای اندازه گیری غلظت سولفید هیدروژن در هوا می توان هوای آلوده را از یک بطری حاوی آب مقطر عبور داد و سپس مقدار سولفید هیدروژن موجود در آن را به روش فوق الذکر اندازه گیری نمود. لازم به ذکر است که این روش با خطا همراه بود زیرا ممکن است بخشی از سولفید هیدروژن در آب مقطر حل نگردد. استفاده از دستگاه کروماتوگرافی گازی نیز برای سنجش غلظت این آلاینده در هوا پیشنهاد شده است. امروزه دستگاههای دیجیتالی اندازه گیری غلظت سولفید هیدروژن در هوا توسعه داده شده است که امکان اندازه گیری مستقیم آن در هوا را ممکن ساخته.

جدول شماره ۳: مزایا و معایب انواع روشهای تصفیه هوا

منابع	معایب	مزایا	تکنولوژی
[۱۱۹، ۱۱۱، ۱۱۰]	ظرفیت عمر کوتاه ^۱ (رطوبت هوا و مشکلات اندازه کوچک مولکول-مولکولها)؛ هزینه‌های بالا (احیاء)؛ کارآمد و مؤثر فقط برای غلظت-های کم آلاینده	راندمان بالا در حذف بو؛ ساده از نظر مکانیکی	جذب سطحی بوسیله کربن فعال
[۱۱۳، ۱۱۲]	کاربرد این روش باعث تجزیه و نابود شدن ترکیبات بوزا نمی‌گردد، اگر چه بوی زنده کم می‌شود لیکن در مجموع غلظت بو در طول زمان افزایش نیز می‌یابد؛ باعث عدم توجه به غلظت‌های بالایی از ترکیبات آلی فرار بودار می‌گردد که از لحاظ سلامتی خطرناک است؛ عدم توانایی کنترل آلاینده‌های هوا.	هزینه‌های پایین؛ مناسب برای برخورد با انتشار ترکیبات بودار که متناوباً منتشر می‌گردند.	استفاده از ترکیبات بودار به منظور پوشاندن بوهای نامطبوع
[۱۱۰]	نیاز به انرژی بالا و هزینه‌های ثابت؛ اقتصادی فقط زمانی که ترکیبات سرسخت مورد آزمایش است؛ منجر به تولید آلاینده‌های ثانویه همچون دی‌اکسید کربن می‌گردد.	راندمان‌های بالا؛ قابلیت حذف طیف وسیعی از آلاینده‌های گازی هوا	اکسیداسیون حرارتی
[۱۱۴، ۱۱۰]	گرانتر از تصفیه بیولوژیکی است؛ پساب آن نیازمند تصفیه مجدد است.	ساده؛ مؤثر؛ کارآمد؛ معتبر و قابل اطمینان؛ بهره‌برداری مناسب و هزینه‌های تعمیر و نگهداری پایین	شوینده‌های شیمیایی
[۱۱۶، ۱۱۵]	کارکرد و راندمان پایین وقتی که با آلاینده‌های با حلالیت پایین سروکار دارد؛ راندمان تصفیه با سطح تماس ویژه گاز/مایع محدود می‌شود.	پایداری عملیات؛ توانایی کنترل مناسب پارامترهای بیولوژیکی همچون pH، دما، مواد مغذی، غیره؛ افت فشار پایین؛ محصولات زیست تخریب پذیر به سادگی حذف می‌شوند؛ جلوگیری از تأثیرات بازداستی ^۲	بیوساکرها
[۱۱۰]	کنترل فرایند پیچیده است و نیازمند افراد متخصص؛ محدودیت‌های انتقال گاز-مایع منجر به کاهش راندمان آن می‌شود؛ امکان خوردگی در تجهیزات وجود دارد.	استفاده از تجهیزات موجود (هزینه‌های پایین-تر)؛ عملیات ساده؛ توانایی اداره کردن بارگذاری‌های بالا؛ تصفیه همزمان هوا و فاضلاب.	لجن فعال
[۱۱۵، ۱۱۰]	جهت طراحی نیازمند ساخت پایلوت و بررسی‌های تکمیلی می‌باشد؛ نیاز به زمان‌های اقامت بالا بخاطر محدودیت انتقال گاز-مایع (نیازمند حجم‌های بالایی از راکتور)؛ عدم توانایی تصفیه گازهای اسیدی همچون سولفید هیدروژن؛ امکان تجمع زیست توده اضافی که باعث افزایش افت فشار؛ تشکیل مناطق بی‌هوایی و تولید بو.	طراحی ساده و انعطاف‌پذیر؛ مناسب برای آلاینده‌های با حلالیت پایین ثابت هنری کوچکتر از یک (در غیاب فاز متحرک)؛ هزینه سرمایه پایین.	بیوفیلتر
[۱۱۶، ۱۱۵، ۱۱۰]	محدودیت‌های حلالیت برای VOCs (مؤثر زمانی که ثابت هنری کوچکتر از ۰/۱ باشد)؛ امکان تجمع زیست توده اضافی که باعث افزایش افت فشار می‌شود؛ تشکیل مناطق بی‌هوایی و تولید بو؛ هزینه‌های عملیاتی بالا (خصوصاً در انواع چرخنده و غیره).	کنترل ساده پارامترهای عملیات همچون pH، مواد مغذی و غیره؛ حذف آسان محصولات؛ توانایی تصفیه گازهای اسیدی؛ کنترل بیشتر بر رشد بیوفیلیم در نتیجه کاهش گرفتگی بستر.	بیوفیلتر چکنده

اسپکتروفتومتر ماوراء بنفش روشی مناسب برای اندازه‌گیری غلظت سولفید هیدروژن در هوا محسوب می‌گردد. سولفید هیدروژن به شدت طول موجهای محدوده ماوراء بنفش را جذب می‌نماید. برای اندازه‌گیری غلظت سولفید هیدروژن به کمک جذب ماوراء بنفش طول موج ۲۲۸ نانومتر جهت جلوگیری از ایجاد اختلال ناشی از سایر ترکیبات همچون هیدروکربن‌ها پیشنهاد شده است [۱۱۸]. در زمانی که قصد اندازه

¹ Short life span

² Avoiding inhibitory effects

گیری غلظت‌های بسیار اندک سولفید هیدروژن در محدوده صفر الی پنج قسمت در میلیون را دارید به دلیل جذب بسیار اندک طول موج ماوراء بنفش توسط سولفید هیدروژن در این غلظت، امکان اندازه گیری با کمک اسپکتروفتومتری ماوراء بنفش وجود ندارد. در این شرایط هوای آلوده به سولفید هیدروژن به داخل محلولی حاوی آب و آمونیاک دمیده می گردد که حاصل آن تشکیل سولفید آمونیوم می باشد. سولفید آمونیوم جذب طول موج ماوراء بنفش بسیار قوی تری از سولفید هیدروژن دارد. لذا علی رغم غلظت اندک به راحتی می توان آن را در طول موج ۲۲۸ نانومتر اندازه گیری نمود. روش‌های دیگری با استفاده از اسپکتروفتومتری اشعه ایکس^۱، اسپکتروفتومتری جذب لیزر دیود تنظیم پذیر^۲ و اسپکتروفتومتری دیود منظم^۳ نیز برای اندازه گیری سولفید هیدروژن در منابع مختلف مورد اشاره قرار گرفته اند [۱۱۸].

¹ X-Ray spectroscopy

² Tunable Diode Laser Absorption Spectroscopy

³ Diode array spectroscopy

منابع

- 1- Nielsen, P.H., Raunkjaer, K., Hvitved-Jacobsen, T.H., 1998. Sulfide production and wastewater quality in pressure mains. *WaterSci. Technol.* 37, 97–104.
- 2- Lehua Zhang, Peter De Schryvler, Bart De Gussemme, Willem De Muynck, Nico Boon, Willy Verstraete, Chemical and biological technologies for hydrogen sulfide emission control in sewer systems: A review, 2008. *Water Research*, 42, 1– 12.
- 3- Hvitved-Jacobsen, T., Vollertsen, J., Matos, J.S., 2002. The sewer as a bioreactor – a dry weather approach. *Water Sci. Technol.* 45(3), 11–24.
- 4- Sydney, R., Esfandi, E., Surapaneni, S., 1996. Control concrete sewer corrosion via the crown spray process. *Water Environ. Res.* 68 (3), 338–347.
- 5- Kaempfer, W., Berndt, M., 1998. Polymer modified mortar with high resistance to acid to corrosion by biogenic sulfuric acid. In: *Proceedings of the IXth ICPIC Congress, Bologna, Italy*, pp. 681–687.
- 6- Vincke, E., 2002. Biogenic sulfuric acid corrosion of concrete: microbial interaction, simulation and prevention. Ph.D. Thesis, Faculty of Bio-engineering Science, University Ghent, Ghent, Belgium, pp. 7–9.
- 7- De Belie, N., Monteny, J., Beeldens, A., Vincke, E., Gemert, V.D., Verstraete, W., 2004. Experimental research and prediction of the effect of chemical and biogenic sulfuric acid on different types of commercially produced concrete sewer pipes. *Cement Concr. Res.* 34, 2223–2236.
- 8- Monteny, J., Belie, N.D., Vincke, E., Verstraete, W., Taerwe, L., 2001. Chemical and microbiological tests to simulate sulfuric acid corrosion of polymer-modified concrete. *Cement Concr. Res.* 31, 1359–1365.
- 9- Monteny, J., Vincke, E., Beeldens, A., De Belie, N., Taerwe, L., Van Gemert, D., Verstraete, W., 2000. Chemical, microbiological, and in situ test methods for biogenic sulfuric acid corrosion of concrete. *Cement Concr. Res.* 30, 623–634.
- 10- Nielsen, A.H., Hvitved-Jacobsen, T., Vollertsen, J., 2006. Recent findings on sinks for sulfide in gravity sewer networks. *Water Sci. Technol.* 52, 201–208.
- 11- Hobson, J., Yang, G., 2000. The ability of selected chemicals for suppressing odour development in rinsing mains. *Water Sci. Technol.* 41 (6), 165–173.
- 12- Jayaraman, A., Mansfeld, F.B., Wood, T.K., 1999. Inhibiting sulfate reducing bacteria in biofilms by expressing the antimicrobial peptides indolicidin and bactenecin. *J. Ind. Microbiol. Bio- technol.* 22, 167–175.
- 13- Nemati, M., Mazutinec, T.J., Jenneman, G.E., Voordouw, G., 2001. Control of biogenic H₂S production with nitrate and molybdate. *J. Ind. Microbiol. Biotechnol.* 26, 350–355.
- 14- Reinsel, M.A., Sears, J.T., Stewart, P., 1996. Control of microbial souring by nitrate, nitrite or glutaraldehyde injection in an andstone column. *J. Microbiol. Biotechnol.* 17, 128–136.
- 15- Nielsen, A.H., Vollertsen, J., Hvitved-Jacobsen, T., 2005. Kinetics and stoichiometry of sulfide oxidation by sewer biofilms. *Environ. Water Res.* 39, 4119–4125.
- 16- Shelley, A.H., Anne, E.G., Gerrit, V., 2005. Gene expression analysis of the mechanism of inhibition of *Desulfovibrio vulgaris* Hildenborough by nitrate-reducing, sulfide-oxidizing bacteria. *Environ. Microbiol.* 7 (9), 1461–1465.
- 17- Lens, P., Kuenen, J., 2001. The biological sulfur cycle: novel opportunities for environmental biotechnology. *Water Sci. Technol.* 44 (8), 57–66.
- 18- Lahav, O., Lu, Y., Shavit, U., Loewenthal, R., 2004. Modeling hydrogen sulphide emission rates in gravity sewage collection systems. *J. Environ. Eng.* 11, 1382–1389.

- 19- Paing, J., Picot, B., Sambuco, J.P., Rambaud, A., 2000. Sludge accumulation and methanogenic activity in an anaerobic lagoon. *Water Sci. Technol.* 42 (10), 247–256.
- 20- Parande, A.K., Ramsamy, P.L., Ethirajan, S., Rao, C.R.K., Palanisamy, N., 2006. Deterioration of reinforced concrete in sewer environments. *Proc. Inst. Civ. Eng.-Municipal Eng.* 159 (1), 11–20.
- 21- Hvitved-Jacobsen, T., Vollertsen, J., Tanaka, N., 2000. An integrated aerobic/anaerobic approach for prediction of sulphide formation in sewer. *Water Sci. Technol.* 41 (6), 107–115.
- 22- Yang, W., Vollertsen, J., Hvitved-Jacobsen, T., 2005. Anoxic sulfide oxidation in wastewater of sewer networks. *Water Sci. Technol.* 52 (30), 191–199.
- 23- Fu, X., Shen, W., 1990. *Physical-Chemistry*, vol. 4. China Higher Education Publisher, pp. 247–248.
- 24- Fu, X., Shen, W., 1990. *Physical-Chemistry*, vol. 4. China Higher Education Publisher, pp. 247–248.
- 25- Yongsiri, C., Vollertsen, J., Hvitved-Jacobsen, T., 2005. Influence of wastewater constituents on hydrogen sulfide emission in sewer networks. *J. Environ. Eng.* 131, 1676–1683.
- 26- Yongsiri, C., Vollertsen, J., Hvitved-Jacobsen, T., 2004b. Hydrogen sulfide emission in sewer networks: a two-phase modelling approach to the sulfur cycle. *Water Sci. Technol.* 50, 161–168.
- 27- Pomeroy, R.D., Bowlus, F., 1946. Progress report on sulfide control research. *Sewage Works J.* 18, 597–640.
- 28- Thistlethwayte, D.K.B., Goleb, E.E., 1972. The composition of sewer air. In: *Advances in Water Pollution Research, Proceedings of the Sixth International Conference*, Jerusalem. Pergamon Press, Oxford, Great Britain, pp. 281–288.
- 29- Matos, J.S., Aires, C.M., 1995. Mathematical modelling of sulphides and hydrogen sulphide gas build-up in the Costa do Estoril sewerage system. *Water Sci. Technol.* 31, 255–261.
- 30- Gadekar, S., Nemati, M., Hill, G.A., 2006. Batch and continuous biooxidation of sulphide by *Thiomicrospira* sp. CVO: reaction kinetics and stoichiometry. *Water Res.* 40, 2436–2446.
- 31- Islander, R.L., Deviny, J.S., Mansfeld, F., Postyn, A., Hong, S., 1991. Microbial ecology of crown corrosion in sewers. *J. Environ. Eng.* 117, 751–770.
- 32- Redner, J.A., Hsi, R.P., Esfandi, E.J., 1994. Evaluating coatings for concrete in wastewater facilities: update. *J. Prot. Coatings Linings* 11, 50–61.
- 33- US Environmental Protection Agency, 1991. Hydrogen sulphide corrosion in wastewater collection and treatment system. Technical Report, 430/09-91-010.
- 34- Davis, J.L., Nica, D., Shields, K., Roberts, D.J., 1998. Analysis of concrete from corroded sewer pipe. *Int. Biodeterior. Biodegradation* 42, 75–84.
- 35- Vincke, E., 2002. Biogenic sulfuric acid corrosion of concrete: microbial interaction, simulation and prevention. Ph.D. Thesis, Faculty of Bio-engineering Science, University Ghent, Ghent, Belgium, pp. 7–9.
- 36- Monteny, J., Belie, N.D., Vincke, E., Verstraete, W., Taerwe, L., 2001. Chemical and microbiological tests to simulate sulfuric acid corrosion of polymer-modified concrete. *Cement Concr. Res.* 31, 1359–1365.
- 37- Yu, T., Bishop, P., Galal, A., Mark, H., 1998. Fabrication and evaluation of a sulfide microelectrode for biofilm studies. *Polym. Sensors ACS Symp. Ser.* 690, 231–247.
- 38- Yu, T., Bishop, P., Galal, A., Mark, H., 1998. Fabrication and evaluation of a sulfide microelectrode for biofilm studies. *Polym. Sensors ACS Symp. Ser.* 690, 231–247.

- 39- Ochi, T., Kitagawa, M., Tanaka, S., 1998. Controlling sulfide generation in force mains by air injection. *Water Sci. Technol.* 37, 87–95.
- 40- US Environmental Protection Agency, 1992. Detection, Control, and Correction of Hydrogen Sulfide Corrosion in Existing Wastewater System. Office of Wastewater Enforcement and Compliance, Washington, DC, 20460.
- 41- Chen, G., Leung, D., 2000. Utilization of oxygen in a sanitary gravity sewer. *Water Res.* 34 (15), 3813–3821.
- 42- 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.
- 43- Carpenter, W.T., 1932. Sodium nitrate used to control nuisance. *Water Works Sewerage* 79, 175–176.
- 44- Heukelelekian, H., 1943. Effect of the addition of sodium nitrate to sewage on hydrogen sulphide production and BOD reduction. *Sewage Works* 15, 255–261.
- 45- Poduska, R.A., Anderson, B.D., 1981. Successful storage lagoon odor control. *J. Water Pollut. Control Fed.* 53, 299–310. Pomeroy, R.D., Bowlus, F., 1946. Progress report on sulfide control research. *Sewage Works J.* 18, 597–640.
- 46- Poduska, R.A., Anderson, B.D., 1981. Successful storage lagoon odor control. *J. Water Pollut. Control Fed.* 53, 299–310. Pomeroy, R.D., Bowlus, F., 1946. Progress report on sulfide control research. *Sewage Works J.* 18, 597–640.
- 50- ASCE, 1989. Sulfide in Wastewater Collection and Treatment Systems. Manuals and Reports on Engineering Practice 69. American Society of Civil Engineers, New York.
- 51- Henze, M., Harremoes, P., la Cour Jansen, J., Arvin, E., 1997. *Wastewater Treatment: Biological and Chemical Processes*, second ed. Springer, Berlin.
- 52- Araujo, A.L.C., Oliveira, R., Mara, D.D., Pearson, H.W., Silva, S.A., 2000. Sulphur and phosphorus transformations in wastewater storage and treatment reservoirs in northeast Brazil. *Water Sci. Technol.* 42 (10), 203–210.
- 53- Jameel, P., 1989. The use of ferrous chloride to control dissolved sulfides in interceptor sewers. *J. Water Pollut. Control Fed.* 61 (2), 230–236.
- 54- Tomar, M., Abdullah, T.H.A., 1994. Evaluation of chemicals to control the generation of malodorous hydrogen-sulfide in wastewater. *Water Res.* 28, 2545–2552.
- 55- Padival, N.A., Weiss, J.S., Arnold, R.G., 1995. Control of Thiobacillus by means of microbial competition—implications for corrosion of concrete sewers. *Water Environ. Res.* 67, 201–205.
- 56- US Environmental Protection Agency, 1974. Process Design Manual for Sulfide Control in Sanitary Sewerage Systems. US Environmental Protection Agency Technology Transfer Office, Washington, DC EPA-625/1-74-005.
- 57- Myhr, S., Lillebø, P., Sunde, E., Beeder, J., Torsvik, T., 2002. Inhibition of microbial H₂S production in an oil reservoir model column by nitrate injection. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 58, 400–408.
- 58- Nemati, M., Jenneman, G.E., Voordouw, G., 2001a. Impact of nitrate-mediated microbial control of souring in oil reservoirs on the extent of corrosion. *Biotechnol. Prog.* 17, 852–859.
- 59- Nemati, M., Jenneman, G.E., Voordouw, G., 2001b. Mechanistic study of microbial control of hydrogen sulfide production in oil reservoirs. *Biotechnol. Bioeng.* 74 (5), 424–434.
- 60- Esoy, A., Østerhus, S.W., Bentzen, G., 2002. Controlled treatment with nitrate in sewers to prevent concrete corrosion. *Water Sci. Technol.: Water Supply.* 2 (4), 137–144.

- 61- Okabe, S., Ito, T., Satoh, H., Watanabe, Y., 1999. Analyses of spatial distributions of sulfate-reducing bacteria and their activity in aerobic wastewater biofilms. *Appl. Environ. Microbiol.* 65, 5107–5116.
- 62- Okabe, S., Ito, T., Satoh, H., Watanabe, Y., 2003a. Effect of nitrite and nitrate on biogenic sulfide production in sewer biofilms determined by the use of microelectrodes. *Water Sci. Technol.* 47 (11), 281–288.
- 63- Okabe, S., Santegoeds, C.M., De Beer, D., 2003b. Effect of nitrite and nitrate on in situ sulfide production in an activated sludge immobilized agar gel film as determined by use of microelectrodes. *Biotechnol. Bioeng.* 81 (5), 570–577.
- 64- Kodama, Y., Watanabe, Y., 2003. Isolation and characterization of a sulfur oxidizing chemolithotroph growing on crude oil under anaerobic conditions. *Appl. Environ. Microbiol.* 69, 107–112.
- 65- Anja, K., Peter, S., Heide, N., 2006. Anaerobic sulfide oxidation with nitrate by a freshwater *Beggiatoa* enrichment culture. *Appl. Environ. Microbiol.* 72 (7), 4755–4760.
- 66- Sayama, M., Risgaard-Petersen, N., Nielsen, L.P., Fossing, H., Christensen, P.B., 2005. Impact of bacterial NO_3^- transport on sediment biogeochemistry. *Appl. Environ. Microbiol.* 71, 7575–7577.
- 67- Buisman, C., Driessen, W., Meijer, H., Lettinga, G., 1990. Effect of organic substrates on biological sulphide oxidation. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 33 (4), 459–462.
- 68- Gadekar, S., Nemati, M., Hill, G.A., 2006. Batch and continuous biooxidation of sulphide by *Thiomicrospira* sp. CVO: reaction kinetics and stoichiometry. *Water Res.* 40, 2436–2446.
- 69- Luis, E.R.G., Sebastian, D., Manuel, A., Samuel, E., 2005. Inhibition of sulfide generation in a reclaimed wastewater pipe by nitrate dosage and denitrification kinetics. *Water Environ. Res.* 77 (2), 193–198.
- 70- Kajitvichyanukul, P., Suntronvipart, N., 2006. Evaluation of biodegradability and oxidation degree of hospital wastewater using photo-Fenton process as the pretreatment method. *J. Hazard. Mater. B* 138, 384–391.
- 71- Kajitvichyanukul, P., Suntronvipart, N., 2006. Evaluation of biodegradability and oxidation degree of hospital wastewater using photo-Fenton process as the pretreatment method. *J. Hazard. Mater. B* 138, 384–391.
- 72- McMurry, J., 2003. *Organic Chemistry*, sixth ed. Brooks Cole publisher, 696pp.
- 73- Fulazzaki, M. A., Talaiekhosani A., Hadibarata, T., 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 Advances*, 2013; 3(15): 5100-5107.
- 74- Fulazzaky M A, Talaiekhosani A, Abd Majid M Z, Mohanadoss P, Goli A, Evaluation of Gaseous Retention Time Effects on the Bio-trickling Filter Performance to Treat Waste Gases Contaminated with Formaldehyde, *RSC Advances*, 2013; 3(38):17462–17468.
- 75- Fulazzaky M A, Talaiekhosani A, Ponraj M, Abd Majid Z M, Removal of formaldehyde from polluted air in a biotrickling filter reactor, *Desalination and Water Treatment*, 2014; 52(19-21):3663-3671.
- 76- Talaiekhosani A, M.A. Fulazzaky, M. Ponraj, Z.M. Abd Majid, Formaldehyde from production to application, 3th Conference of Application of Chemistry in Novel Technologies, 2013.
- 77- Lee, E.K., Jung, K.D., Joo, O.S., Shul, Y.G., 2005. Liquid-phase oxidation of hydrogen sulfide to sulfur over CuO/MgO catalyst. *React. Kinet. Catal. Lett.* 87 (1), 115–120.

- 78- Chang, Y.J., Chang, Y.T., Chen, H.J., 2007. A method for controlling hydrogen sulfide in water by adding solid phase oxygen. *Bioresour. Technol.* 98, 478–483.
- 79- Aguilar, L., Zha, S., Cheng, Z., Winnick, J., Liu, M., 2004. A solid oxide fuel cell operating on hydrogen sulfide (H₂S) and sulfur containing fuels. *J. Power Sources* 135, 17–24.
- 80- Kirk, T.J., Winnick, J., 1993. A hydrogen sulfide solid-oxide fuel cell using ceria-based electrolytes. *J. Electrochem. Soc.* 140 (12), 3494–3496.
- 81- Peterson, D., Winnick, J., 1996. A hydrogen sulfide fuel cell using a proton-conducting solid electrolyte. *J. Electrochem. Soc.* 143 (3), 55–56.
- 82- Rabaey, K., Sompel, K.V., Maignien, L., Boon, N., Aelterman, P., Pham, H.T., Vermeulen, J., Verhaege, M., Lens, P., Verstraete, W., 2006. Microbial fuel cells for sulfide removal. *Environ. Sci. Technol.* 40, 5218–5224.
- 83- McNerney, R., 1999. The return of the phage. A review of fifty years of mycobacteriophage research. *Int. J. Tuberc. Lung Dis.* 3 (3), 179–184.
- 84- Randerson, J., 2003. Virus beats food bug. *New Sci.* 178 (2392), 24–26. Redner, J.A., Esfandi, E.J., Hsi, R.P., 1991. Evaluating protective coatings for concrete exposed to sulfide generation in wastewater facilities. *J. Prot. Coatings Linings* 8, 48–58.
- 85- Verthe', K., Verstraete, W., 2006. Use of flow cytometry for analysis of phage-mediated killing of *Enterobacter aerogenes*. *Res. Microbiol.* 157, 613–618.
- 86- Verthe', K., Possemiers, S., Boon, N., Vaneechoutte, M., Verstraete, W., 2004. Stability and activity of an *Enterobacter aerogenes*-specific bacteriophage under simulated gastro-intestinal conditions. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 65, 465–472.
- 87- Chow, G.C., China's 2007. Energy and Environmental Problems and Policies, Princeton University, CEPS Working Paper No. 152.
- 88- Lomans, B.P., Pol, A., Op den Camp, H.J., 2002. Microbial cycling of volatile organic sulfur compounds in anoxic environments. *Water Sci. Technol.* 45, 55–60.
- 89- Aroca, G., Urrutia, H., Nuñez, D., Oyarzún, P., Arancibia, A., Guerrero, K., 2007. Comparison on the removal of hydrogen sulfide in biotrickling filters inoculated with *Thiobacillus thioparus* and *Acidithiobacillus thiooxidans*. *Electron. J. Biotechnol.* 10, 514–520.
- 90- Sercu, B., Van Langenhove, H., Nuñez, D., Aroca, G., Verstraete, W., 2005. Operational and microbiological aspects of a bioaugmented two-stage biotrickling filter removing hydrogen sulfide and dimethyl sulfide. *Biotechnol. Bioeng.* 90, 259–269.
- 91- Cho, K.S., Zhang, L., Hirai, M., Shoda, M., 1991. Removal characteristics of hydrogen sulphide and methanediol by *Thiobacillus* sp. isolated from peat in biological deodorization. *J. Ferment. Bioeng.* 71, 44–49.
- 92- Chung, Y.C., Huang, C., Pan, J.R., Tseng, C.P., 2000. Biotreatment of H₂S and NH₃-containing waste gases by co-immobilized cells biofilter. *Chemosphere* 41, ۳۳۶–۳۲۹.
- 93- Gonzalez-Sanchez, A., Revah, S., Deshusses, M.A., 2008. Alkaline biofiltration of H₂S odors. *Environ. Sci. Technol.* 42, 7398–7404.
- 94- Sercu, B., Van Langenhove, H., Nuñez, D., Aroca, G., Verstraete, W., 2005. Operational and microbiological aspects of a bioaugmented two-stage biotrickling filter removing hydrogen sulfide and dimethyl sulfide. *Biotechnol. Bioeng.* 90, 259–269.
- 95- Fulazzaky M. A., Talaiekhozani A., Ponraj M., Abd Majid M.Z., Hadibarata T., Goli A., Biofiltration process as an ideal approach to remove pollutants from polluted air, *Desalination and Water Treatment*, 52 (2014) 3600–3615.

- 96- 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 Advances*, 3(15): 5100-5107.
- 97- Fulazzaky M A, Talaiekhosani A, Abd Majid M Z, Mohanadoss P, Goli A, 2013. Evaluation of Gaseous Retention Time Effects on the Bio-trickling Filter Performance to Treat Waste Gases Contaminated with Formaldehyde, *RSC Advances*, 3(38):17462–17468.
- 98- Fulazzaky M A, Talaiekhosani A, Ponraj M, Abd Majid Z M, 2014. Removal of formaldehyde from polluted air in a biotrickling filter reactor, *Desalination and Water Treatment*, 52(19-21):3663-3671.
- 99- Ramírez M., José Manuel Gómez, Germán Aroca, Domingo Cantero, Removal of hydrogen sulfide by immobilized *Thiobacillus thioparus* in a biotrickling filter packed with polyurethane foam, *Bioresource Technology* 100 (2009) 4989–4995.
- 100- Wani, A.H., Lau, A.K., Branion, R.M.R., 1999. Biofiltration control of pulping odors – hydrogen sulfide: performance, macrokinetics and coexistence effects of organo-sulfur species. *J. Chem. Technol. Biotechnol.* 74, 9–16.
- 101- Ma, Y.L., Yang, B.L., Zhao, J.L., 2006. Removal of H₂S by *Thiobacillus denitrificans* immobilized on different matrices. *Bioresour. Technol.* 97, 2041–2046.
- 102- Talaie, M. R., Mokhtarian N, Talaiekhosani A and Karimibroojeni M, 2009. "Experimental and theoretical investigation of droplet dispersion in Venturi scrubbers with axial liquid injection", *Chemical Engineering & Technology*, 32(5):798–804.
- 103- Lebrero, R., Mufioz, R., Villaverde, S., & Hung, Y. T., 2012. Air biofiltration applied to odor treatment. *Handbook of Environment and Waste Management: Air and Water Pollution Control*, 1, 149.
- 104- Kennes, C., & Veiga, M. C. (Eds.), 2013. *Air pollution prevention and control: bioreactors and bioenergy*. John Wiley & Sons.
- 105- Schiffner, K. C., 2013. *Air pollution control equipment selection guide*. CRC Press.
- 106- Devinny, J. S., Deshusses, M. A. and Webster, T. S., 1999. *Biofiltration for air pollution control.*, 1th Ed. Chapter 5, CRC press. USA.
- 107- Aldy, J. E., Barrett, S., & Stavins, R. N. (2003). *Thirteen plus one: a comparison of global climate policy architectures*.
- 108- Stern, N. (Ed.), 2007. *The economics of climate change: the Stern review*. Cambridge University press. Stern, N. (Ed.), 2007. *The economics of climate change: the Stern review*. Cambridge University press.
- 109- Mohajan, H.K., 2011. Greenhouse Gas Emissions Increase Global Warming: *International Journal of Economic and Political Integration*, 1(2): 21–34.
- 110- Kaye, R., & Jiang, K., 2000. Development of odour impact criteria for sewage treatment plants using odour complaint history. *Water science and technology*, 41(6), 57-64.
- 111- Morales, J.J., Köning, H., Garcés, J., and Senante, E., 2008. Integrated odour control and management in WWTP of the region metropolitan of Santiago de Chile. In: *Proceedings of the 3rd IWA International Conference on Odour and VOCs, Barcelona, Spain*.
- 112- Iranpour, R., Cox, H. H., Deshusses, M. A., & Schroeder, E. D., 2005. Literature review of air pollution control biofilters and biotrickling filters for odor and volatile organic compound removal. *Environmental Progress*, 24(3), 254-267.
- 113- Zarra, T., Naddeo, V., Belgiorno, V., Reiser, M., & Kranert, M., 2008. Odour monitoring of small wastewater treatment plant located in sensitive environment. *Water science and technology* 58(1): 89-94.

- 114- Revah, S., & Morgan-Sagastume, J. M., 2005. Methods of odor and VOC control. In *Biotechnology for odor and air pollution control* (pp. 29-63). Springer Berlin Heidelberg.
- 115- Stuetz, R.M., Gostelow, P., and Burgess, J.E. (2001). Odour perception. In: *Odours in Wastewater Treatment. Measurement, modelling and Control*, R. Stuetz, and F.B. Frechen (Eds), London, UK: IWA Publishing, pp. 3-15.
- 116- Easter, C., Witherspoon, J., Voigt, R., & Cesca, J. (2008). An odor control master planning approach to public outreach programs. In: *Proceedings of the 3rd IWA International Conference on Odour and VOCs*, Barcelona, Spain.
- 117- Solubility diagrams of gases like Carbon dioxide, Argon, Methane and other gases in water at different temperatures, last visiting 10/08/2014. http://www.engineeringtoolbox.com/gases-solubility-water-d_1148.html.
- 118- Lenior T., 2009. Analytical Techniques for the determination of sulphur components in flue gas, fuel gas and natural gas. Literature thesis Chemistry, Analytical Sciences. Vrije Universiteit.
- 119- Amin Goli, Poyan Ghanbarnejad, Benyamin Bayat, Zahra Abaspor, Zakiye Norozzade, Mohammad Frotan, Amirreza Talaiekhosani, 2014. Evaluation of wastewater treatment contaminated with formaldehyde by using activated carbon prepared from cypress leaf, *Journal of Environmental Treatment Techniques*, 2(1):23-27.
- 120- M. Antonopoulou, E. Evgenidou, D. Lambropoulou, I. Konstantinou, 2014. A review on advanced oxidation processes for the removal of taste and odor compounds from aqueous media, 53(15):215–234.
- 121- T.E. Chestnutt, M.T. Bach, T.W. Mazyck, Improvement of thermal reactivated carbon for the removal of 2-methylisoborneol, *Water Res.*, 41 (1) (2007), pp. 79–86.
- 122- V. Korategere, K. Atasi, K. Linden, M. Stefan, M. Suffet, A. Royce, Evaluation of two advanced oxidation technologies for the removal of organic and organoleptic compounds: a pilot study American Water Works Association, Annual Conference (2004).
- 123- W.H. Glaze, R. Schep, W. Chauncey, E.C. Ruth, J.J. Zarnoch, E.M. Aieta, M.J. McGuire, Evaluating oxidants for the removal of model taste and odor compounds from a municipal water supply, *J. Am. Water Works Assoc.*, 82 (5) (1990), pp. 79–84.
- 124- W. Song, K.E. O'Shea, Ultrasonically induced degradation of 2-methylisoborneol and geosmin, *Water Res.*, 41 (12) (2007), pp. 2672–2678.
- 125- F. Qi, B. Xu, Z. Chen, L. Zhang, P. Zhang, D. Sun, Mechanism investigation of catalyzed ozonation of 2-methylisoborneol in drinking water over aluminum (hydroxyl) oxides: role of surface hydroxyl group, *Chem. Eng. J.*, 165 (2) (2010), pp. 490–499.
- 126- E.J. Rosenfeldt, B. Melcher, K.G. Linden, UV and UV/H₂O₂ treatment of methylisoborneol (MIB) and geosmin in water, *J. Water Supply: Res. Technol. AQUA*, 54 (7) (2005), pp. 423–434.
- 127- A. Sun, Z. Xiong, Y. Xu, Removal of malodorous organic sulfides with molecular oxygen and visible light over metal phthalocyanine, *J. Hazard. Mater.*, 152 (2008), pp. 191–195.
- 128- C. Comninellis, A. Kapalka, S. Malato, S.A. Parsons, I. Poullos, D. Mantzavinos, Advanced oxidation processes for water treatment: advances and trends for R&D, *J. Chem. Technol. Biotechnol.*, 83 (2008), pp. 769–776.
- 129- S. Chiron, A. Fernandez-Alba, A. Rodriguez, E. Garcia-Calvo, Pesticide chemical oxidation: state-of-the-art, *Water Res.*, 34 (2000), pp. 366–377.

- 130- C. Comninellis, A. Kapalka, S. Malato, S.A. Parsons, I. Poullos, D. Mantzavinos, Advanced oxidation processes for water treatment: advances and trends for R&D, *J. Chem. Technol. Biotechnol.*, 83 (2008), pp. 769–776.
- 131- C. Comninellis, A. Kapalka, S. Malato, S.A. Parsons, I. Poullos, D. Mantzavinos, Advanced oxidation processes for water treatment: advances and trends for R&D, *J. Chem. Technol. Biotechnol.*, 83 (2008), pp. 769–776.
- 132- H.W. Paerl, N.S. Hall, E.S. Calandrino, Controlling harmful cyanobacterial blooms in a world experiencing anthropogenic and climatic-induced change, *Sci. Total Environ.*, 409 (10) (2011), pp. 1739–1745.
- 133- R. Ptacnik, L. Lepistö, E. Willén, P. Brettum, T. Andersen, S. Rekolainen, A. Lyche Soldheim, L. Carvalho, Quantitative responses of lake phytoplankton to eutrophication in Northern Europe, *Aquat. Ecol.*, 42 (2008), pp. 227–236.
- 134- A. Peter, U. von Gunten, Oxidation kinetics of selected taste and odor compounds during ozonation of drinking water, *Environ. Sci. Technol.*, 41 (2007), pp. 626–631.
- 135- R. Andreozzi, V. Caprio, R. Marotta, Oxidation of benzothiazole, 2-mercaptobenzothiazole and 2-hydroxybenzothiazole in aqueous solution by means of H₂O₂/UV or photoassisted fenton systems, *J. Chem. Technol. Biotechnol.*, 76 (2) (2001), pp. 196–202.
- 136- J.L. Acero, U. von Gunten, P. Piriou, Kinetics and mechanisms of formation of bromophenols during drinking water chlorination: assessment of taste and odor development, *Water Res.*, 39 (2005), pp. 2979–2993.
- 137- Y. Bichsel, U. von Gunten, Formation of iodo-trihalomethanes during disinfection and oxidation of iodide-containing waters, *Environ. Sci. Technol.*, 34 (13) (2000), pp. 2784–2791.
- 138- D. Khiari, S. Barrett, R. Chinn, A. Bruchet, P. Piriou, L. Matia, F. Ventura, I.H. Suffet, T. Gittelman, P. Leutweiler, Distribution Generated Taste-and-odor Phenomena, Awwa Research Foundation and American Water Works Association, Denver, CO, USA (2002).
- 139- M.H. Habibi, S. Tangestaninejad, B. Yadolla, Photocatalytic mineralisation of mercaptans as environmental pollutants in aquatic system using TiO₂ suspension, *Appl. Catal. B: Environ.*, 33 (2001), pp. 57–63.
- 140- Gabriel D, Deshusses MA (2003b) Performance of a full-scale biotrickling filters treating H₂S a gas contact time of 1.6 to 2.2 seconds. *Environ Prog* 22:111–118.