



UPPSALA
UNIVERSITET



UPTEC W 20041

Examensarbete 30 hp
September 2020

Svavelväteproblematik i svenska spillvattensystem

En studie i hur olika åtgärder har fungerat

Clara Spengler

Referat

Svavelväteproblematik i svenska spillvattenledningar - en studie i hur olika åtgärder har fungerat

Clara Spengler

Svavelväte, H_2S , är en giftig och illaluktande gas. Den karakteristiska "ruttet ägg"-lukten kan kännas redan 0.02ppm och det hygieniska gränsvärdet för exponering under en arbetsdag ligger på 5ppm, enligt arbetsmiljöverkets restriktioner. Dessutom är gasen korrosiv på betong och övrig utrustning och minskar därmed livslängden på ledningssystem. Svavelväte bildas i avloppsvatten under anaeroba förhållanden vilka typiskt uppstår i spillvattenledningar med långa uppehållstider.

Syftet med detta arbetet var att kartlägga vilka åtgärder för att minska bildningen av svavelväte som användes, hur dessa har fungerat i praktiken samt försöka hitta ett samband mellan vilka åtgärder som passar i vilket typ av system. Detta gjordes med en grundläggande litteraturstudie samt datainsamling via telefon, e-mail och intervjuer.

Studien visar att dosering med kemikalier var den vanligaste åtgärden följt av någon typ av luftningsanordning. Mätningar på hur svavelvätehalter påverkas i samband med dessa åtgärder var dock svåra att hitta.

Arbetet visade på en komplexitet i bildandet av svavelväte. De fysiska förutsättningarna i ledningarna såsom dimensioner, flödes hastighet, temperatur etc. påverkar också svavelvätebildningen. Förutsättningarna i ledningarna beror av många faktorer vilka ständigt varierar. Samtliga beskrivna åtgärder har enligt de kommuner där de införts och testats haft önskad effekt utifrån en subjektiv bedömning. Studien visar att grundläggande mätningar är nödvändiga för att klargöra vilka åtgärder som är mest effektiva vid givna förutsättningar.

För att i framtiden kunna tackla detta antagligen växande problem i svenska ledningsnät bör alltså fler och noggrannare mätningar göras. Mätningarna bör göras både innan och efter en åtgärd sats in samt uppföljande mätning för att se om åtgärden bibehåller önskad effekt. En databas med denna typ av mätningar skulle dels gynna framtida forskning, dels hjälpa kommuner att välja rätt metod för att lösa svavelvätereleaterade problem.

Institutionen för Energi och Teknik, Sveriges lantbruksuniversitet, Lennart Hjelm's väg 9, 75651 Uppsala, Sverige. ISSN 1401-5765.

Abstract

Formation of hydrogen sulphide in wastewater collection systems

Clara Spengler

Hydrogen sulphide is a toxic gas with a malodorous smell. Even in very low amounts, 0.02ppm, the rotten egg odor is noticeable. The limit exposure per day is 5ppm according to The Swedish Work Environment Authority's restrictions. In addition, the gas is very corrosive to concrete and equipment, thus reducing the lifetime of wastewater collection systems. Hydrogen sulphide is formed in wastewater under anaerobic conditions, which typically occur in wastewater systems with long residence times.

The aim of this study was to find which methods are used to reduce the formation of hydrogen sulphide. How these have performed in practice and try to find a connection between which methods are suitable in which type of system. This was done with a literature study as well as data collection via telephone, e-mail and interviews.

Dosing with chemicals proved to be the most common method to reduce hydrogen sulphide, followed by some kind of ventilation devices. Measurements of hydrogen sulphide content in connection with these methods was, however, difficult to find among the contacted users.

This study showed a complexity in the formation of hydrogen sulphide since the conditions in wastewater collection systems depend on many factors which constantly varies. According to the municipalities where methods were introduced and tested, the desired effect based on a subjective assessment was reached. The study shows that measurements are necessary to clarify which methods are most effective under given conditions.

In order to deal with this possibly growing problem in Swedish waste water collection systems, more accurate data collection should be done. Both before, after and follow up data, regarding the intervention should be collected when studying this issue. Doing so would greatly benefit future research and help municipalities in solving this problem.

Department of Energy and Technology, Swedish University of Agricultural Sciences, Lennart Hjelm's väg 9, SE-756 51 Uppsala, Sweden. ISSN 1401-5765.

Förord

Detta arbete har gjorts som mitt examensarbete, motsvarande 30hp, inom civilingenjörsprogrammet i Miljö- och vattenteknik vid Uppsala universitet. Arbetet har gjorts som ett samarbete med WSP i Malmö. Min handledare var Per-Axel Camper, utredare på VA-avdelningen på WSP och min ämnesgranskare var Sahar Dalahmeh, forskare på institutionen för Energi och teknik vid Sveriges Lantbruksuniversitet.

Tack P-A och Sahar för ert engagemang och stadiga hjälp under arbetets gång.

Copyright © Clara Spengler och Institutionen för Energi och Teknik, Sveriges lantbruksuniversitet. UPTEC W 20041, ISSN 1401-5765. Digitalt publicerad vid institutionen för geovetenskaper, Uppsala Universitet, Uppsala 2020.

Populärvetenskaplig sammanfattning

Studien beskriver ett flertal olika metoder att komma till rätta eller minska svavelväteproblematiken i spillvattensystem. Samtliga beskrivna åtgärder har enligt de kommuner där de införts och testats haft önskad effekt utifrån en subjektiv bedömning. Studien visar att mätningar är nödvändiga för att klargöra vilka åtgärder som är mest effektiva vid givna förutsättningar.

Clara Spengler

Urbanisering av samhället leder till allt fler ansluter till de kommunala reningsverken. Städerna blir allt större och därmed blir överföringsledningar längre. Även bebyggelse utanför tätorter väljer att ansluta till de kommunala reningsverken för att få en säkrare rening. Spillvattenledningar är en gynnsam plats för svavelväte, H_2S , att bildas varvid problematiken kring detta ökat.

Svavelväte är en illaluktande och giftig gas. Vid lägre koncentrationen känns den igen på sin karakteristiska "rutten ägg"-lukt och vid mycket höga koncentrationer kan den vara direkt dödlig. Rekommendationen från Arbetsmiljöverket för högsta koncentration under en arbetsdag ligger på 5ppm. Svavelväte är också skadligt på ledningssystemet då den är korrosiv på såväl betong som utrustning i exempelvis pumpstationer. Korrosionen kan enligt studier ligga på 2.5-10mm per år. Svavelväte i ledningssystem kan därmed bli mycket kostsam för samhället då ledningar frekvent behöver underhållas och bytas ut.

Den vanligaste orsaken till bildande av svavelväte i kommunal avloppshantering är bakteriell nedbrytning av sulfat till sulfid som sedan kan avgå i gasform som svavelväte. Svavelväte bildas då organiskt material bryts ner under syrefria förhållanden. Svavelvätet börjar bildas då syrehalten ligger under 1 mg/l och eventuellt nitrat har förbrukats. Bildningen av svavelväte beror på en rad olika faktorer. Några exempel som ökar bildandet av svavelväte är: hög temperatur, lättillgängligt organiskt material, lågt pH, brist på syre och nitrat samt långa uppehållstider.

Generellt finns det två sätt att åtgärda problem med svavelväte, antingen förhindra att det bildas eller avlägsna svavelvätet efter att det har bildats. Ska man förhindra att svavelvätet överhuvudtaget bildas kan man antingen hämma den biologiska aktiviteten, till exempel genom att öka pH eller genom att förbygga syrefria förhållanden. Det sistnämnda görs genom att på något sätt tillsätta syre. Väljer man istället att avlägsna det redan bildande svavelvätet kan man installera en luftanordning eller tillsätta kemikalier, så som nitratbaserade ämnen eller järnsalt.

I denna studie skulle de olika åtgärdsmetoder sammanfattas och funktionen av dessa utvärderas. Det visade sig att dosering med kemikalier var den absolut vanligaste metoden följt av något typ av luftningsanordning. Mätningar på svavelvätehalter i

samband med dessa åtgärder saknades till stor del.

Samtliga beskrivna åtgärder har enligt de kommuner där de införts och testats haft önskad effekt utifrån en subjektiv bedömning. Studien visar att mätningar är nödvändiga för att klargöra vilka åtgärder som är mest effektiva vid givna förutsättningar.

För att i framtiden kunna tackla detta antagligen växande problem i svenska ledningsnät bör alltså fler och noggrannare mätningar göras. Mätningarna bör göras både innan och efter en åtgärd sats in samt uppföljande mätning för att se om åtgärden bibehåller önskad effekt. En databas med denna typ av mätningar skulle dels gynna framtida forskning, dels hjälpa kommuner att välja rätt metod för att lösa svavelvätereleaterade problem.

Innehåll

1	Inledning	8
1.1	Syfte	8
1.1.1	Frågeställningar	8
1.1.2	Avgränsningar	9
2	Teori	9
2.1	Svavelvätebildning	9
2.1.1	Temperatur	10
2.1.2	Organiskt material	11
2.1.3	pH	11
2.1.4	Syrerelaterade förhållanden	13
2.1.5	Uppehållstid	14
2.1.6	Orsaker till ökande svavelväteproblematik	14
2.2	Problematik angående svavelväte	14
2.2.1	Hälsosfarligt	14
2.2.2	Korrosion på betong	15
2.2.3	Korrosion på metall	16
2.3	Åtgärder	16
2.3.1	Inhibera sulfatreducerande bakterier	18
2.3.2	Rensning med rensplugg	19
2.3.3	Luftspolning	19
2.3.4	Tillsätta syre	19
2.3.5	Dosering med Nitrat	20
2.3.6	Dosering med Järnsalt	21
2.3.7	Luftningsbrunn	22
2.3.8	Odörfilter	22
3	Metod	22
3.1	Del 1: Datainsamling	23
3.1.1	Mätningar från Örebro kommun	24
3.1.2	Mätningar från Karlstad kommun	25
3.1.3	Mätningar från Xylem	27
3.2	Del 2: Databehandling	27
4	Resultat	28
4.1	Datainsamling	28
4.2	Kemikaliedosering i Örebro	29
4.3	Odörfilter i Karlstad	31
4.4	Dosering med nitrat i Karlstad	33
4.5	Luftningsbrunn i Sigtuna	34

5	Diskussion	35
5.1	Datainsamling	35
5.2	Kemikaliedosering i Örebro	36
5.3	Odörfilter i Karlstad	37
5.4	Dosering med nitrat i Karlstad	38
5.5	Luftningsbrunn i Sigtuna	38
5.6	Jämförelser och likheter	38
6	Slutsatser	40
7	Referenser	41
8	Bilagor	43

1 Inledning

Det byggs allt fler trycksatta avloppssystem i samband med att mindre avloppsreningsverk läggs ner och ersätts med överföringsledningar till större reningsverk, samt anslutning till bebyggelse utanför tätorterna. Trycksatta spillvattenledningar är en gynnsam plats för bildandet av svavelväte (H_2S) varvid problematiken kring dessa ökat.

Svavelväte har en icke önskvärd doft, likt ruttna ägg, vilken ger problem då den uppstår i närheten av bebyggda områden. Dessutom är gasen giftig och kan ge besvär som huvudvärk, ögonirritation och andningsbesvär (IVL Svenska Miljöinstitutet 2019). Svavelväte kan också bidra till korrosion på betong och metall vilket leder till försvagning och skador på ledningsnätet (A. H. Nielsen et al. 2008).

Svavelväten bildas under anaeroba förhållanden, vilka typiskt uppstår i spillvattenledningar med långa uppehållstider (Bäckström et al. 2010). Enligt Europadirektiven bör uppehållstiden inte överstiga 8 timmar för att begränsa bildandet av gifta gaser såsom svavelväte (EU 2009).

I dagsläget finns en del lösningar och produkter som avloppsverk använder sig av, men frågan är hur dessa faktiskt fungerar. Metoder som använts för att minska bildandet av svavelväte är exempelvis dosering av järnsalt och nitratbaserade kemikalier, luftpumpning samt att spola bort biofilm som bildas inuti ledningarna. En preventiv metod är att undvika långa uppehållstider. Minskad svavelvätehalt i avloppsledningar skulle öka systemets livslängd genom minskad korrosion, sänka underhållskostnader, minska oönskade luktproblem samt bidra till säkrare arbetsmiljö för personal i pumpstationer och liknande.

1.1 Syfte

Syftet med detta projekt var undersöka vilka åtgärder som finns och används för att minska svavelväte i spillvattenledningar samt hur dessa faktiskt har fungerat i praktiken. Data från olika reningsverk där olika åtgärder införts samlades in för vidare analys.

1.1.1 Frågeställningar

- Vilka åtgärder används för att minska svavelväte i spillvattenledningar?
- Hur ser arbetet med svavelvätemätningar ut, vilken data finns att tillgå?
- Vilken effekt på svavelvätehalter har åtgärderna haft?

1.1.2 Avgränsningar

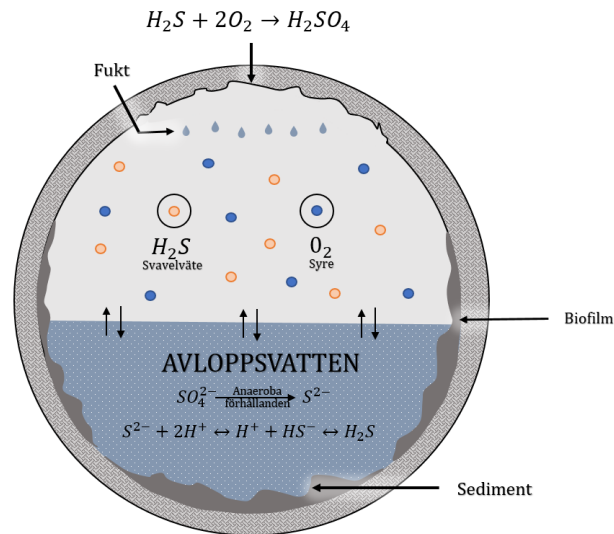
En avgränsning i detta projekt var att endast kolla på åtgärder som minskar svavelvätehalter i ledningar. Lösningar som innebar mer tåliga ledningsmaterial undersöktes inte närmare. Studien begränsas även till att endast använda befintlig data, inga nya mätningar gjordes.

2 Teori

2.1 Svavelvätebildning

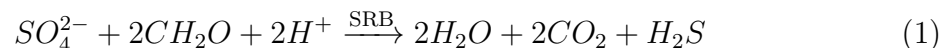
Svavelväte är en giftig gas och dess lukt påminner om ruttna ägg vid låga doser (Ledskog et al. 1994). Vid högre halter är gasen luktfri då luktsinnet förlamas (Bäckström et al. 2010). Svavelväte bildas då organiskt material bryts ner under anaeroba förhållanden, svavelvätet börjar bildas då syrehalten ligger under 1 mg/l och eventuellt nitrat har förbrukats (Ledskog et al. 1994). Svavelvätet bildas antingen genom direkta utsläpp från anslutna industrier, sönderdelning av organiska svavelföreningar eller bakteriell nedbrytning av sulfat till sulfid som sedan kan avgå i gasform som svavelväte. Den sistnämnda är den största orsaken till svavelvätebildningen i kommunal avloppshantering (Bäckström et al. 2010).

Processer relaterade till svavelväte i en delvis fylld ledning visas i figur 1. Finns fukt och syre i ledningens atmosfär kan dessa sedan reagera med svavelvätet och bilda svavelsyra. Svavelsyran reagerar sedan med de basiska ämnena i betongen och bryter ner den, se figur 1 (Ledskog et al. 1994). Notera att inga negativa effekter, på grund av svavelvätet, finns så länge svavelvätet stannar i vattenfasen (Hvitved-Jacobsen et al. 2013).



Figur 1: Processer relaterade till svavelväte i en delvis fylld ledning.

Svavelväte bildas alltså i huvudsak då sulfatreducerande bakterier (SRB), tillhörande släktet *Thiobacillus*, bryter ned organiskt material i anaeroba förhållanden, då varken syre eller nitrat finns tillgängligt. Om det organiska materialet antas ha formen CH_2O sker bildandet av svavelväte enligt ekvation 1. I avloppsvatten från hushåll ligger sulfatkonzentrationen generellt mellan 40 och 200 mgL^{-1} (Zhang et al. 2007). Sulfatkonzentrationen är inte den begränsande faktorn när det gäller svavelvätebildning, det är bristen på syre. Svavelväte bildas först då då koncentrationen av syre löst i vattnet är under 0.5 mgL^{-1} (USEPA 1991).



Faktorer som ökar bildandet av svavelväte i spillvattenledningar är (Bäckström et al. 2010):

- (Hög) Temperatur
- Lättillgängligt organiskt material
- (Lågt) pH
- Brist på syre och kväve (nitrat)
- Långa (anaeroba) uppehållstider (biofilm)

2.1.1 Temperatur

Biologiska, kemiska och fysiologiska processer har generellt ett temperaturberoende, där högre temperatur svarar mot högre processhastigheter. Det har visat sig att svavelvätebildningen har ett relativt starkt temperaturberoende (P. H. Nielsen, Raunkjær

et al. 1998). En ökad temperatur på 10°C har visat sig öka bakteriernas omsättnings-tid med en faktor 3-3.5. Det har dock visat sig att SRB har anpassat sig även till lägre temperaturer vilket har utjämnat temperaturberoendet mellan sommar och vin-ter. Detta utjämnande har resulterat i att temperaturer har mycket liten påverkan på sulfidbildningen i trycksatta ledningar i temperaturintervallet mellan 5°C och 12°C (Hvitved-Jacobsen et al. 2013).

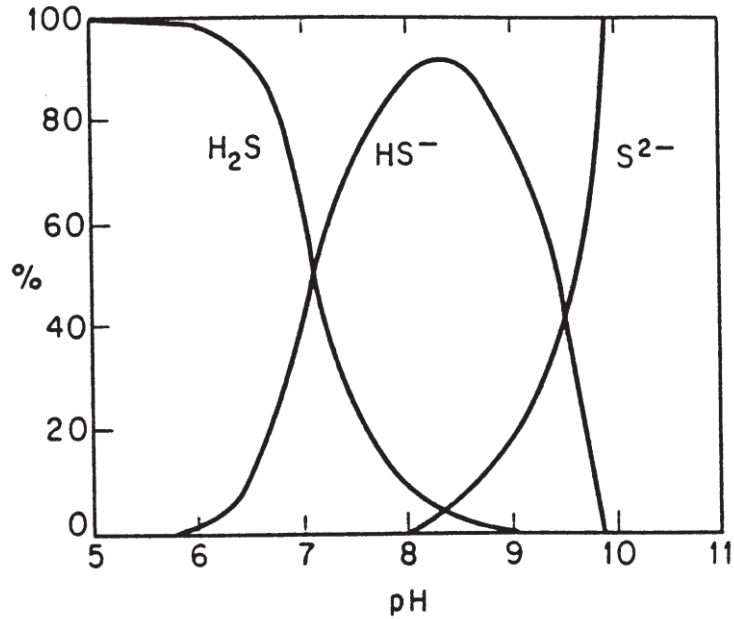
Undersökningar visar att svavelvätehalten varierar över både dygn och årstid. Dygn-svariationen beror på nederbörd, ju mer nederbörd desto mer utspädning vilket bidrar till lägre svavelvätehalter. Dygnsvariationerna beror även på vattenkonsumtion från hushåll samt anslutna industrier. Dessutom har undersökningar visat att ledningar vilka påverkas mycket av inläckage påverkas mer under vår och höst då grundvat-tenytorna ligger högt. Problematiken kring svavelväte blir alltså mindre under dessa perioder (Ledskog et al. 1994).

2.1.2 Organiskt material

För att Svavelvätet ska kunna bildas behövs en lättillgänglig kolkälla. Avloppsvatten från matindustrier innehåller typiskt höga koncentrationer av lättnedbrytbart orga-niskt material (substrat), ofta högre än innehållet i avloppsvatten från hushåll (P. H. Nielsen & Hvitved-Jacobsen 1988). SRB kräver lättillgängliga kolkällor för att kun-na utföra sin respiration. Denna kolkälla är främst flyktiga fettsyror (volatile fatty acids) vilka bildas under hydrolys följt av fermentation av mer komplexa kolkällor. Svavelvätebildningen är på så sätt beroende av de fermenterande bakteriers aktivitet alternativt naturligt förekommande flyktiga fettsyror (Einarsen et al. 2000).

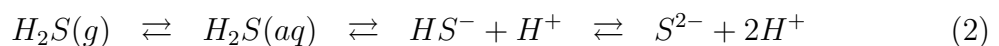
2.1.3 pH

I avloppsvatten finns tre former av sulfid: svavelväte (H_2S), vätesulfidjonen (HS^-) och sulfidjonen (S^{2-}). Fördelningen mellan dessa är pH-beroende, se figur 2. Generellt kommer ett lägre pH indikera att mer svavelväte finns i gasform. SRB är främst aktiva i pH-intervallet 6-9. Bakterierna hämmas dock först vid ett pH över 10 (Hvitved-Jacobsen et al. 2013).



Figur 2: Andel H_2S , HS^- och S^{2-} med hänsyn till pH (Churchill & Elmer 1999).

Endast H_2S kan transporteras från vatten till luft, se ekvation 2, och på så sätt öka svavelvätekoncentrationen från avloppsvattnet till atmosfären i rören (Yongsiri et al. 2003). pK_{A1} -värdena i ekvation 3 och 4 är givna för $20^\circ C$ och visar att vid ett pH på 7 kommer koncentrationen av H_2S och HS^- i vattenfasen vara lika och 50% av totala sulfidmängden kan avgå i gasform. Andelen svavelväte av den totala mängden sulfid, och där med mängd svavelväte i luften, ökar alltså vid ett lägre pH (Hvitved-Jacobsen et al. 2013).



$$K_{A1} = \frac{C_{H^+} C_{HS^-}}{C_{H_2S(aq)}} \quad pK_{A1} = 7.0 \quad (3)$$

$$K_{A2} = \frac{C_{H^+} C_{S^{2-}}}{C_{HS^-}} \quad pK_{A2} = 14.0 \quad (4)$$

Hastigheten med vilken svavelväte kan avgå till luften är proportionell mot halten i vattnet. Vid pH 6 kommer svavelväte utgöra 90% av den totala sulfiden och vid pH 10 kommer 100% utgöras av S^{2-} . Vid pH 6 är hastigheten mer än 100 gånger så snabb som vid pH 10 (Ledskog et al. 1994).

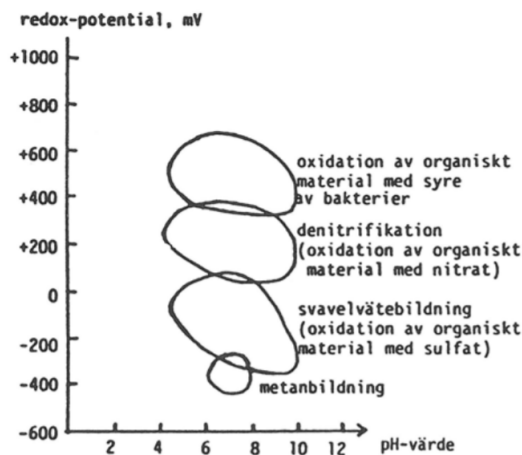
2.1.4 Syrerelaterade förhållanden

Beroende på förhållanden i avloppsledningen och kemiska förutsättningar kommer olika elektronacceptorer att användas, se tabell 1.

Tabell 1: Olika avloppsledningsnätförhållanden ger olika elektronacceptorer (Hvitved-Jacobsen et al. 2013).

Process	Primär elektronacceptor	Ledningsförhållanden
Aerob	Syre	Delvis fylld självfallsledning Luftad trycksatt ledning
Anoxisk	Nitrat	Trycksatt ledning med tillsats av nitrat(kalciumnitrat)
Anaerob	Sulfat	Trycksatt ledning, full självfallsledning, självfallsledning med svag lutning och sedimentansamling

Då bakterierna vill utvinna så mycket energi som möjligt kommer syre används i första hand, nitrat i andra hand och sulfat i tredje hand. I sista hand kan koldioxid användas som elektronacceptor varvid metan bildas. Den bakteriella reaktionen är alltså beroende av redoxpotential, se figur 3. Svavelväte börjar bildas först efter att allt syre och nitrat i ledningarna har förbrukats. Så länge det inte finns något syre i ledningen kommer svavelvätet att stanna i vattenfasen. Dessa förhållanden återfinns typiskt i sediment och biofilm i trycksatta ledningar, fulla alternativt svagt lutande sedimentansamlade självfallsledningar. Om halten syre löst i vattnet, DO (dissolved oxygen), överstiger en koncentration på 0.5mgL^{-1} är risken liten att svavelväte bildas (USEPA 1991).



Figur 3: Bakteriell reaktion i förhållande till redoxpotential och pH-värde (Ledskog et al. 1994)

2.1.5 Uppehållstid

Långa uppehållstider krävs för att sediment och biofilm ska bildas, platser i vilka svavelväte främst bildas. Detta sker då flödes hastigheten är låg vilket i sin tur beror på bland annat rörets diameter, där det i stora rör är en lägre flödes hastighet (Hvitved-Jacobsen et al. 2013). Då rör ofta överdimensioneras för att kunna tillgodose framtidens behov är den låga flödes hastigheten en primär orsak till svavelväte bildning. Enligt Europadirektiven bör uppehållstiden inte överstiga 8 timmar för att begränsa bildandet av gifta gaser såsom svavelväte (EU 2009).

På insidan av ledningsrören kan en biofilm bildas, om förhållanden är enligt ovan. Biofilmen består av ett koncentrerat lager av mikroorganismer, vatten samt organiskt material. Biofilmen är ofta tunn i anaeroba förhållanden ($<500\mu\text{m}$) tillskillnad från i aeroba förhållanden då den kan vara från 1mm upp till några cm tjock (Hvitved-Jacobsen et al. 2013). Tjockleken på biofilmen beror av de två motriktade processerna tillväxt och avrivning. Avrivningen beror av vatten hastigheten och vid en flödes hastighet över 0.8m/s blir avrivningen generellt större än tillväxten (Ledskog et al. 1994). I de djupa delarna av biofilmen är syre och nitrat förbrukat varvid förhållandena är gynnsamma för bildning av svavelväte (Hvitved-Jacobsen et al. 2013).

2.1.6 Orsaker till ökande svavelväteproblematik

De senaste åren har man sett en ökning av problematiken kring svavelväte i Sverige. Orsaker kring detta listas nedan (Xylem 2019):

- Centralisering av reningsverk - resulterar i längre ledningar och längre uppehållstider
- Överdimensionering för att tillgodose framtidens behov - resulterar i längre uppehållstider
- Fritidshusområden övergår mot permanenta boenden - resulterar i utbyggnad av de kommunala VA-system för att ersätta enskilda avloppslösningar
- Tätare ledningar leder till mindre inläckage - resulterar i högre halter av organiskt material och sulfat i ledningar

2.2 Problematik angående svavelväte

2.2.1 Hälsosamt

Svavelväte är en giftig gas och luktar likt ruttna ägg i små koncentrationer. Gasen är dock lömsk då den snabbt trubbar av luktsinnet så att man inte känner dess karakteristiska doft innan farliga nivåer nås (50-100ppm). Doften känns redan vid halter på 0.02ppm och börjar irritera vid 5ppm (NE 2020). Symptom vid lägre koncentrationer

av svavelväte är huvudvärk, irriterade ögon och luftvägar. Medvetslöshet och död ges vid några få andetag vid exponering i höga koncentrationer (>800ppm) (Giftinformationscentralen 2014). Det hygieniska gränsvärden för exponering under en arbetsdag (Nivågränsvärde) ligger på 5ppm och korttidsnivågränsvärdet (exponeringstid på 15min) ligger på 10ppm (Arbetsmiljöverket 2018). Nivågränsvärdet ses ofta som en gräns på vilka nivåer som är tillåtna i avloppsledningar. Vid en koncentration över 4% finns explosionsrisk. Se tabell 2 för sammanställning av halter och reaktion.

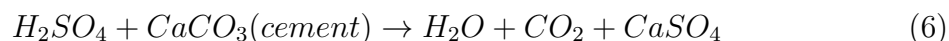
Tabell 2: Sammanställning av människans reaktion på olika svavelvätehalter (ppm) (Ledskog et al. 1994).

Svavelhalt (ppm)	Hälsoeffekt
0.00-0.02	Lukttröskel
3-5	Kraftig lukt
5	Nivågränsvärde
10	Korttidsnivågränsvärde
10-50	Ögonirritation
50-100	Kraftiga ögon- och andningsbesvär (exponering 1h)
100-250	Hosta, ögonirritation, yrsel (exponering 10-20 min)
150-300	Luktsinne avtrubbas
300-500	Alvarliga lungskador
500-1000	Andningsförlamning, medvetslöshet, kraftig påverkan på centrala nervsystemet
>1000	Dödligt

2.2.2 Korrosion på betong

Svavelväte kan orsaka korrosion på betong och metall. När det gäller korrosion på betong uppstår detta när svavelväte i gasfasen fångas på betongens vätskefilm på insidan av rören i ett avloppssystem. Betongen är mest utsatt där svavelvätet frigörs från vattenfas, där vattnet är turbulent. Det har visat sig att korrosionen är störst just i övergången mellan trycksatt avloppsledning till självfallsledningar samt i pumpstationer (Ledskog et al. 1994). Då syre ofta finns tillgängligt vid vätskefilmen på betongen kommer denna reagera med svavelvätet och bilda svavelsyra, se ekvation 5. Svavelsyran som bildas kan sedan reagera med de basiska substanserna i betongen och bryta ner den (ekvation 6) (Hvitved-Jacobsen et al. 2013). Denna reaktion resulterar i ett försvagande av ledningen vilket kan leda till höga kostnader för underhåll och utbyte.





Svavelvätet börjar korrodera betongen vid en koncentration på 0.1-0.5 mg SL⁻¹, och ger allvarlig korrosion på en koncentration över 2.0 mg SL⁻¹ (Hvitved-Jacobsen et al. 2013). Detta motsvarar ungefär 2ppm. En undersökning visade att 66 av 131 undersökta städer hade problem med korrosion på betong. Korrosionen i betongledningarna kan ligga på 2.5-10 mm år⁻¹ (USEPA 1991). Korrosionen orsakad av svavelväte blir därmed kostsam för samhället då betongledningarna frekvent behöver underhållas och bytas ut (Sydney et al. 1996).

2.2.3 Korrosion på metall

Svavelvätet kan även orsaka korrosion på metall, detta sker enligt ekvation 7. Korrosionen sker på icke rostfritt material såsom koppar och silver (Ledskog et al. 1994). Svavelvätet är en svag syra och kommer därmed att reagera med de flesta metaller och bilda ett svårlöst salt med svavlet (Monnot et al. 2016).



Korrosionen på metall uppkommer främst på pumpstationer och på avloppsstrukturer med mekanisk eller elektrisk utrustning (ibid.).

2.3 Åtgärder

Åtgärder mot Svavelväte bör generellt vidtas då sulfidhalten förväntas ligga över 1mg/l avloppsvatten. Hamnar de förväntade halterna under 1mg/l bör man kontinuerligt göra kontrollmätningar av svavelvätehalter och med jämna mellanrum filma den aktuella ledning för att säkerställa att halterna håller sig under gränsen och inga korrosionsproblem uppstår (Ledskog et al. 1994).

Generellt finns det två sätt att åtgärda problem med svavelväte:

1. Förhindra svavelvätebildningen
2. Avlägsna svavelvätet efter att det bildas

I figur 4 visas en överblick över olika åtgärdsmetoder för att minska svavelvätehalterna i ledningar. Metoderna som beskrivs nedan utgår från att problem angående svavelväte redan finns. Ett annat sätt att angripa frågan är att arbeta preventivt (Hvitved-Jacobsen et al. 2013). Några saker att tänka på vid design av avloppssystem för att undvika svavelvätebildning är:

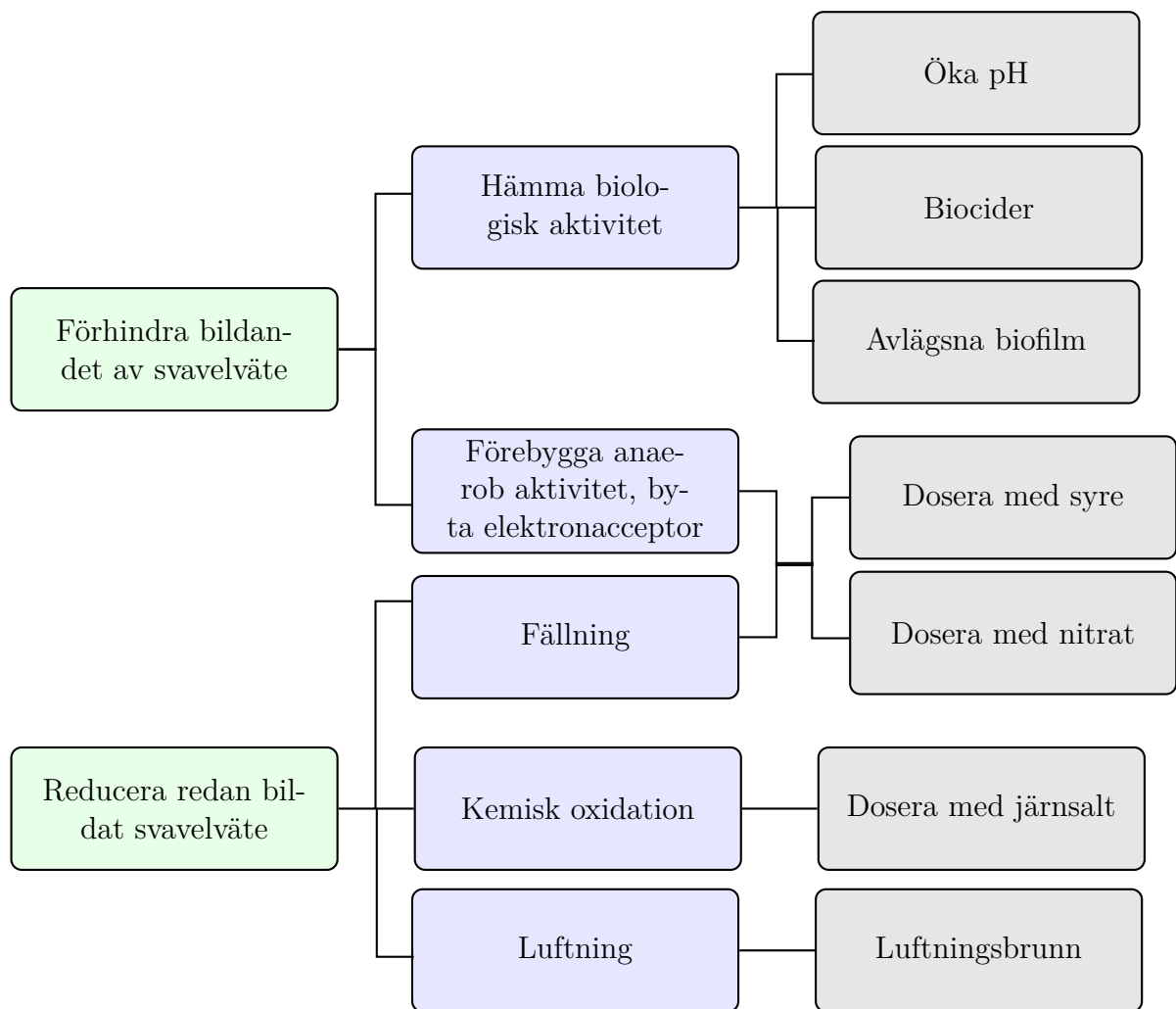
- korrosionsresistent ledningsmaterial
- tillräcklig luftning av avloppsvattnet

- minska turbulensen av avloppsvattnet
- förhållande för sedimentation inte är gynnsam
- icke gynnsamma förhållanden för biofilmbildning

För att undvika korrosion på ledningarna kan ett ledningsmateriel mer resistent mot korrosion användas. En betong med mindre cement har lägre alkanitet och därmed mindre aktivt material som kan reagera med svavelväte. Andra alternativ för ledningssystemet är rör av plast, tex PVC eller PE (Hvitved-Jacobsen et al. 2013).

Det är viktigt att se till att koncentration av DO är över 0.2-0.5 g O₂ m⁻³ för att undvika sulfidbildningen. Detta kan justeras med flödes hastighet, ledningslutning och hydrauliskt djup. Generellt ger ökad turbulens ökad syresättning, i detta fall bidrar ökad turbulens även till svavelvätes övergång från vattenfas till gasfas och bör därför undvikas (ibid.).

Då svavelväte bildas i de anaeroba delarna av sediment och biofilm bidrar förekomst av dessa till mer svavelvätebildning. Bildandet av dess faser beror främst på de hydrauliska förutsättningarna, vid låga hastigheter kan dessa växa sig större. Vid en hastighet på 0.5-1 ms⁻¹ kan tjockleken begränsas till 1-5mm (ibid.).



Figur 4: Olika åtgärdsmetoder för att kontrollera svavelvätet.

2.3.1 Inhibera sulfatreducerande bakterier

Ett sätt att hindra att svavelväte bildas är att inhibera de sulfatreducerande bakterierna (SRB). Detta kan åstadkommas genom tillsats av biocider, vilka dödar bakterierna, alternativt justera pH i avloppsvattnet vilket är det vanligaste sättet (Recio Oviedo et al. 2011). SRBs aktivitet hämmas vid ett pH över 10, således kan ett högt pH stoppa svavelvätebildningen (USEPA 1991). Denna typen av pH-justering kallas för chockbehandling och kan göras med tillsats av natriumhydroxid (NaOH) eller kalciumhydroxid (CaOH₂). Detta ger en tillfällig hämning av svavelväteproduktionen och kommer efter några dagar att återstabilisera sig till ursprungligt pH. Tiden för återstabilisering beror på mängd tillsatt kemikalier och ursprungligt pH (USEPA 1985). Det har dock visats sig kostsamt att hålla ett sådant högt pH samt att nedströms behandlingsprocesser

kan störas. För undkomma det sistnämnda problemet måste således detta vatten distribueras i mycket små doser till reningsverket vilket inte tycks lönsamt (USEPA 1991).

2.3.2 Rensning med rensplugg

Rensning med rensplugg innebär att man rensar ledningar mekanisk och på så sätt slits biofilm bort och sediment avlägsnas. Detta är bra både kapacitetsmässigt och minskar svavelvätebildning. Denna metod är dock tidkrävande och används oftast i kombination med någon av de andra metoderna (Ledskog et al. 1994).

2.3.3 Luftspolning

Idén men luftspolning är att tömma trycksatta ledningar på vatten och på så sätt minska uppehållstiden. Vattenhastigheten ska helst upp i sådan hastighet att sediment biofilm rivs loss från ledningsväggen för att på så sätt minska de sulfatreducerande bakteriernas aktivitet (Bäckström et al. 2010).

En kompressor installeras i en pumpstation och kopplas till utgående vatten, tanken är att en luftkudde då bildas som tömmer vattnet samt avlägsnar sediment och biofilm. Det tycks dock fortfarande oklart om en luftkudde faktiskt bildas eller om luftspolningen snarare skapar turbulens. Två luftspolningar med en total varaktighet på 30 minuter görs under lågflödesperiod, förslagsvis nattetid, då luftspolning kräver att pumpstationen stängs av (ibid.).

Luftspolning är inte lämpligt i trycksatta ledningar med tydliga höjdpunkter och svackor, utan fungerar bäst i flacka ledningar. Det ska heller inte finnas automatluftare på ledningen vilka hade släppt ut luften vid luftspolningen, inte heller ska det finnas någon risk för ledningens funktion om pumpstationen stängs av under kortare perioder (ibid.).

2.3.4 Tillsätta syre

Denna åtgärdsmetoden går ut på att man doserar elektronacceptorer, i form av DO (dissolved oxygen), vilka höjer redoxpotentialen. På så vis underviks anaeroba förhållanden i vilka svavelväte bildas. Tillsats av elektronacceptorer ökar den biologiska aktiviteten, vilken i sin tur är temperaturberoende. Denna metod blir därmed mindre effektiv i varma klimat vilket resulterar i högre kostnader (Hvitved-Jacobsen et al. 2013).

I denna metod är syre den elektronacceptor som injiceras i avloppsvattnet och detta kan göras på en rad olika sätt. Ett sätt är att tillsätta luft längst ner i en kontinuerligt

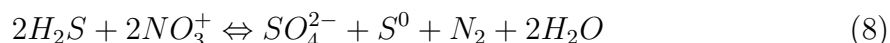
uppåt lutande trycksatt ledning, vatten blir syresatt då luftbubblorna färdas uppåt i ledningen. Ledningen måste luta tillräckligt mycket för att allt vatten ska hinna syresättas. Man kan även injicera rent syre vilket ökar halten DO-halten ännu mer. Dock tycks inte ens denna metod lyckas med att syresätta allt vatten i ledningen (Boon & Pomeroy 1990).

Ett dyrare men mer effektivt sätt är att dosera med väteperoxid (H_2O_2). Väteperoxiden bryts ner i avloppsvattnet till vatten och syre. Man får ut 47% syre av vikten peroxid som tillsats (ibid.). Det finns rad andra kemikalier som oxiderar sulfid till sulfat eller elementärt svavel. Typiskt är klorföreningar(Cl_2), ozon(O_3) eller kaliumpermanganat($KMnO_4$) (USEPA 1992).

2.3.5 Dosering med Nitrat

De två vanligaste typerna av kemkaliedosering i Sverige är dosering med nitrat (oftast kalciumnitrat) eller järnsalt (järnklorid). De är principiellt olika då nitrat hindrar uppkomsten av svavelväte medan järnsaltet faller ut redan bildat svavelväte. Kostnaden per ton är högre för kalciumnitrat än järnklorid, skillnaden jämnas dock ut något då doseringsmängden per kubikmeter vatten är större för järnkloriden jämfört med kalciumnitratet (Ledskog et al. 1994).

En vanlig behandlingsmetod för att reducera svavelvätet är tillsats av nitrat, exempelvis genom dosering med Kalciumnitrat ($Ca(NO_3)_2$), se reaktionen med svavelväte i ekvation 8. Denna metod går ut på att öka redoxpotentialen. Som beskrevs tidigare kommer mikroorganismer vilja utvinna så mycket energi som möjligt och därför använda syre följt av nitrat som elektronacceptor, i tredje hand kan sulfat användas. Genom att dosera med nitrat(NO_3^+) skapar man anoxiska förhållanden och på sätt kan svavelvätebildningen undvikas (Recio Oviedo et al. 2011).

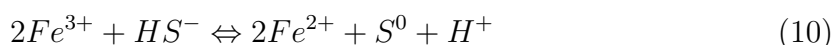
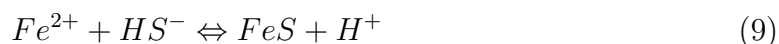


Behandling med nitrat är en vanlig metod då den är både enkel och effektiv som behandling mot svavelväte. Det teoretiska mängdförhållandet ligger på 0.6-4.5 mg NO_3^- -N per mg svavel för en reduktion på 90-100%, men den faktiska doseringen kommer att bero på avloppsvattnet exakta egenskaper så som mängd substrat (Zhang et al. 2007). Man måste ha bra koll på systemet så att doseringen blir rätt, metoden blir dyr vid överkonsumtion. Dessutom bidrar överdosering till ökad kvävehalt i utgående vatten då kvävet som inte denitrifieras till kvävgas stannar i vätskefasen vilket kan ha en negativ effekt på behandling i reningsverk(Einarsen et al. 2000). Vattenflöde kan variera kraftigt, speciellt vid inläckage av bland annat vatten från snösmältning och kraftiga regn, vilken kan göra doseringsbehovet komplicerat (Bäckström et al. 2010). Då nitratreducerande bakterier initialt finns i liten mängd i ledningarna bör man dosera med med nitrat innan svavelvätebildning startat. Tillväxten av dessa bakterier ökar

snabbt efter tillsats (Ledskog et al. 1994). Värt att notera är att nitraten inte hämmar SRB, så fort nitraten är förbrukat och anaeroba förhållanden återigen uppstår kan svavelvätebildningen återupptas (Jiang et al. 2010).

2.3.6 Dosering med Järnsalt

Att tillsätta ett salt av järn är en vanlig metod för behandling av sulfid i avloppsvatten med syfte att minska svavelvätebildning. Det är en relativt billig behandling och har inga farliga biprodukter (Recio Oviedo et al. 2011). Järnsaltet bildar ett kemiskt stabilt slam (FeS) med svavlet och sedimenterar om flödes hastighet är tillräckligt låg. Önskad flockning och sedimentering kan orsaka problem i ledningar (Firer et al. 2007). Så småningom når slammet vanligtvis reningsverket där den avskiljs i sedimenteringsprocessen (Recio Oviedo et al. 2011). Till skillnad från behandling med nitrat kommer förhållandet i ledningen vara fortsatt anaerobt. Bildning av löst sulfid i vattenfas kommer alltså inte att påverkas, men att järnsaltet faller ut svavelvätet kommer i sin tur att reducera sulfidkoncentrationen i vattenfas, se ekvation 9 och 10 (Hvitved-Jacobsen et al. 2013).



Då HS reduceras till S och Fe(III) till Fe(II), i ekvation 10, anses Fe(III) ha större förmåga att kontrollera sulfiden än Fe(II). Dock är reaktionen i ekvation 9 betydligt snabbare än i ekvation 10 (ibid.).

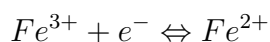
Tre viktiga parametrar som påverkar denna process är enligt följande (ibid.):

1. pH - pH påverkar jämvikten mellan svavelväte och jonformen av svavel enligt



Jonformen av järn (Fe^{3+}) kan endast reagera med jonformen av svavel

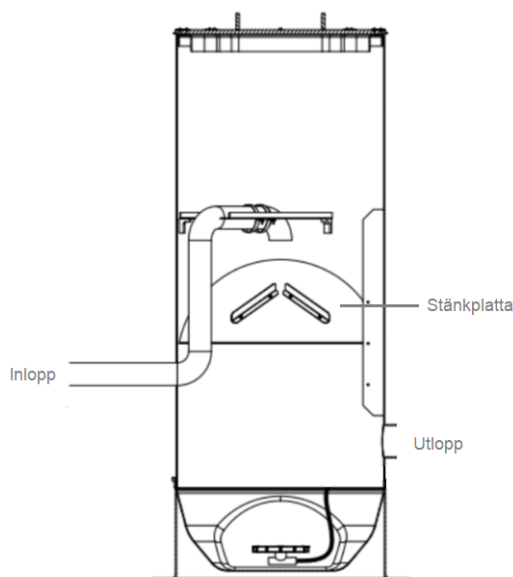
2. Koncentration - Fällningen av järn och svavel (FeS) har mycket låg löslighetsprodukt ($3.7 \cdot 10^{-19} \text{ g mol}^{-2} \text{ L}^{-2}$ då $T=18^{\circ}\text{C}$)
3. Redoxpotential - redoxpotentialen påverkar förekomsten av Fe(II) och Fe(III):



Enligt ekvation 9 behövs det teoretiskt 1 mol järn per mol sulfid. I verkligheten är doseringen dock mer komplicerad då den beror på det platsspecifika egenskaperna vilka listas ovan. Det är alltså svårt att komma fram till generella doseringsförslag vilket gör optimal dosering komplicerad (Recio Oviedo et al. 2011).

2.3.7 Luftningsbrunn

En luftningsbrunn placeras i en trycksatt ledning uppströms en pumpstation. Avloppsvattnet pumpas in i brunnen och sprutas på en stänkplatta, se figur 5, där svavelväte reagerar med syre och bildar svavelsyra. Den bildade svavelsyran späds ut med avloppsvattnet i utloppsledningen (ibid.). Enligt produktbeskrivning för Flykt Odomin ska det gå att uppnå en reduktion av svavelväte på 90% mellan luftningsbrunnen och pumpstationen. Vanligtvis används luftningsbrunnen efter ett LTA-system men ska enligt Xylem fungera lika bra efter kommunala tryckledningar så länge det finns tillgång till tryckluft. Investeringskostnaden blir större jämfört med kemikaliedosering, kostnader som betalar igen själva då drift- och underhållskostnader är minimala (ibid.).



Figur 5: Luftbrunn av typ Flykt Odomin (Xylem 2015).

2.3.8 Odörfilter

Syftet med odörfilter är dels att släppa in syre i ledningen vilket minskar bildningen av svavelväte, dels att rena luften som släpps ut från ledningen till luften utanför. Filtet placeras i släppbrunnen samt i brunnar nedströms för att ett drag genom ledningen ska skapas. Täckta brunnar byts alltså ut mot öppna där filtren sätts in. Alternativt kan en pump installeras för att driva luften från luftningsbrunnar till brunnar med filter. Filtet består av aktivt kol och behöver normalt bytas ut efter 3-5år. Även här blir investeringskostnader större än vid kemikaliedosering men detta bör sättas i relation till att inga drift- och underhållskostnader krävs, utöver byte av filter och eventuella pumpningskostnader (S:t Eriks AB 2019).

3 Metod

Metoden i denna rapport delades in två delar där den första gick ut på att samla in information och data från olika platser i Sverige där åtgärder angående svavelväte utförts. Typ av åtgärd samt svavelvätekoncentrationer före och efter insatt åtgärd efterfrågades.

I den andra delen skulle mätdata analyseras utifrån åtgärdernas effektivitet att reducera svavelväte samt förmågan att hålla rekommendationen på svavelväte halter under nivågränsvärdet på 5 ppm.

3.1 Del 1: Datainsamling

För att få fram mätdata kontaktades ett 20-tal olika kommuner och aktörer runt om i Sverige. Även företag som tillhandahåller utrustning och kemikalier för svavelvätereducering kontaktades. Exempelvis kontaktades Yara (vilka tillverkar kemikalien kalciumnitrat, Nutriox), S:t Eriks (vilka tillverkar odörfiler) och Xylem (som tillverkar luftningsbrunnen Odomin). Samtliga aktörer som kontaktades presenteras i tabell 3.

Tabell 3: Sammanställning av kontaktade aktörer.

Aktörer	
VASYD	Uppsala Vatten
Skellefteå kommun	NSVA
Gryaab	Svao
Laholmsbuktens VA	Karlstad kommun
Karlskrona kommun	Västervik Miljö och Energi
Mälarenergi	Örebro kommun
Tekniska verken	Jönköping kommun
Nodra	Luleå kommun
Gästrike vatten	Syvab
Borås Energi och miljö	Vakin
Yara	Xylem
S:t Eriks	

Mätdata före och efter åtgärdsinsats efterfrågades. Även system- och ledningsspecifika parametrar så som personer anslutna, flöde och ledningsdimensioner efterfrågades, se bilaga 1 för alla efterfrågade parametrar.

Två av kommunerna, Örebro och Karlstad, samt företaget Xylem hade mätdata på svavelhalter att dela med sig av.

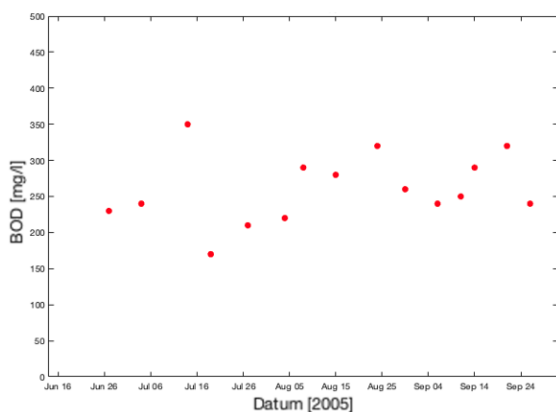
3.1.1 Mätningar från Örebro kommun

Örebro kommun kunde dela med sig av två mätningar. I Örebro doserar man med kalciumnitrat (Nutriox) i ledningar där man annars skulle få problem med svavelvätebildning. I ett försök testade man även med järnsulfat. Det fanns endast mätningar efter att åtgärden sats in i bägge fallen. Mätningarna togs år 2005. Bägge mätningarna togs i området Lillån i norra Örebro, se figur 6.

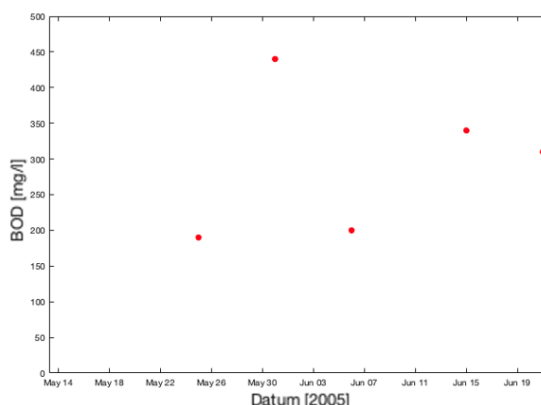
Avloppsvattnet renas senare i Skebäckverket. Antal ansluta under tidsperioden då svavelvätemätningarna togs, alltså år 2005, var 104 433 personer (kommunSkebäckverket 2005). Mätningen med järnsulfat togs 22 juni till 7e oktober 2005. BOD-halter under denna period visas i figur 7a. Mätningarna med kalciumnitrat togs 17e maj till 21 juni 2005, BOD-halter under denna period ses i figur 7b. BOD-mätningarna togs veckovis och gjordes på inkommande avloppsvatten blandat med den interna belastningen vid retningsverket, dvs. vatten som avskilts i olika delar av processen och sedan återförs till inloppet.



Figure 6: Karta där den röda nålen pekar ut Lillån i Örebro kommun (Google maps 2020).



(a) BOD-halter [mg/l] i Skebäckverket under samma tidsperiod som mätningarna med järnsulfat togs.

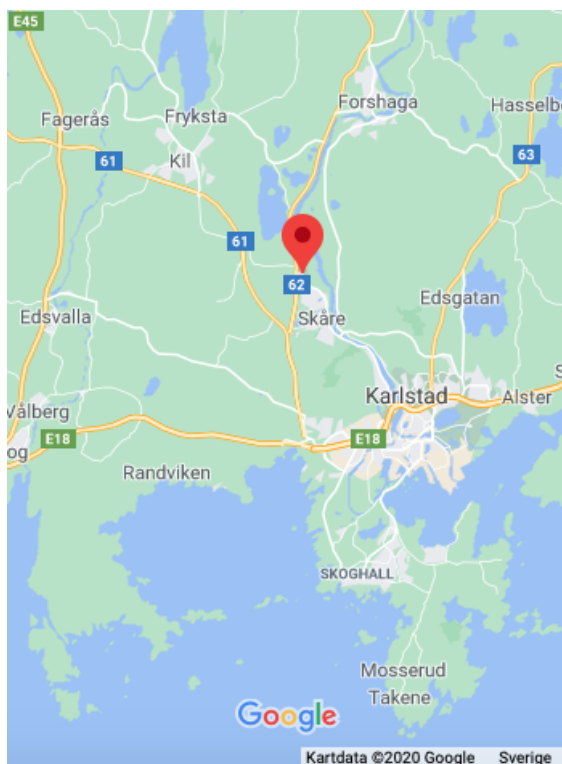


(b) BOD-halter [mg/l] i Skebäckverket under samma tidsperiod som mätningarna med kalciumnitrat togs.

Figure 7: BOD-halter från Skebäckverket under sommarhalvåret 2005.

3.1.2 Mätningar från Karlstad kommun

Karlstad kommun kunde dela med sig av mätningar från två platser. Bolmörtsvägen (figur 8a), där ett odörfilter installerades och från Hynboholm (8b) där dosering med kalciumnitrat utfördes.



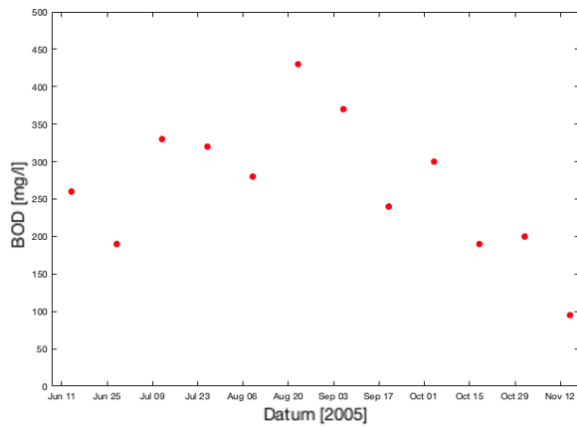
(a) Karta där den röda nålen pekar ut Bolmörtsvägen i Karlstad kommun (Google maps 2020).



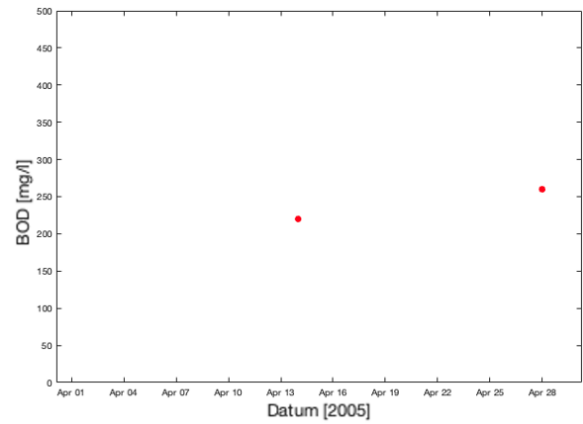
(b) Karta där den röda nålen pekar ut Hynboholm i Karlstad kommun (Google maps 2020).

Figur 8: Karta Bolmörtsvägen och Hynbogolm, platser där svavelvätereducering sker i Örebro's ledningsnät.

Avloppsvattnet från båda platserna renas så småningom i Skåres reningsverk. BOD-halter i inkommande avloppsvatten till Skåres reningsverk tos i dygnsprov 2 gånger i månaden. Mätningarna på Bolmörtsvägen togs mellan juni - oktober 2019 och april 2020, BOD-halter för denna period visas i figur 9a och 9b. Mätningarna i Hynboholm togs under perioden april-september 2003, BOD-halter för detta tidsintervall visas i figur 10. År 2003 var det 5427 anslutna till Skåres reningsverk och år 2019 var det 5596 anslutna.

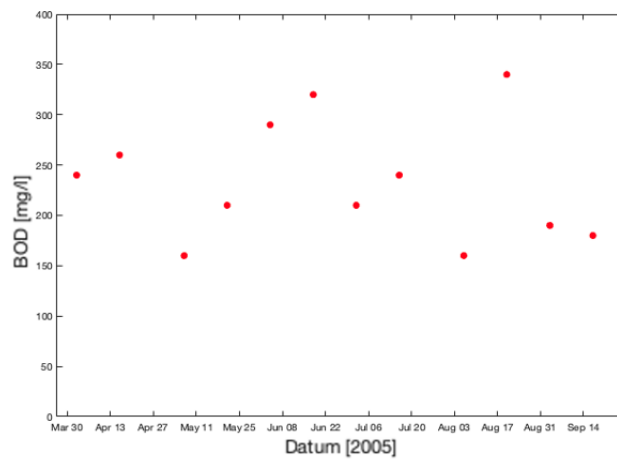


(a) BOD-halter [mg/l] i Skåre reningsverk under juni-oktober 2019.



(b) BOD-halter [mg/l] i Skåre reningsverk under april 2020.

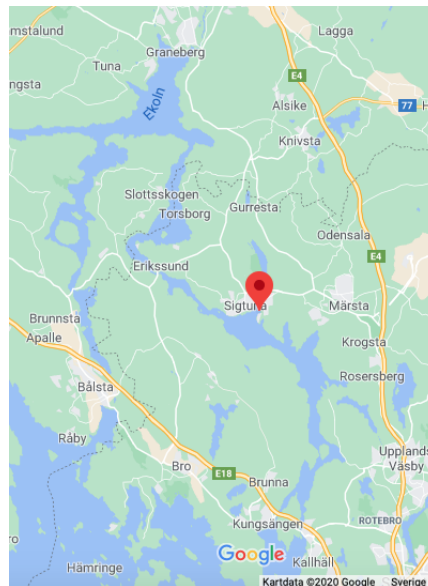
Figur 9: BOD-halter från Skåre reningsverk under samma tidperiod som mätningarna på Bolmörtsvägen togs.



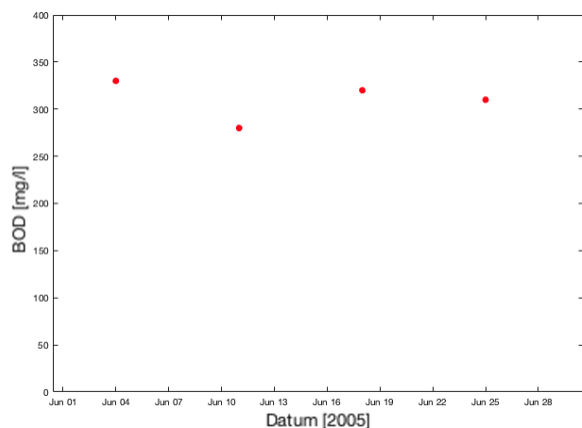
Figur 10: BOD-halter [mg/l] under samma tidsperiod som mätningarna i Hynboholm togs, dvs. april - september 2003.

3.1.3 Mätningar från Xylem

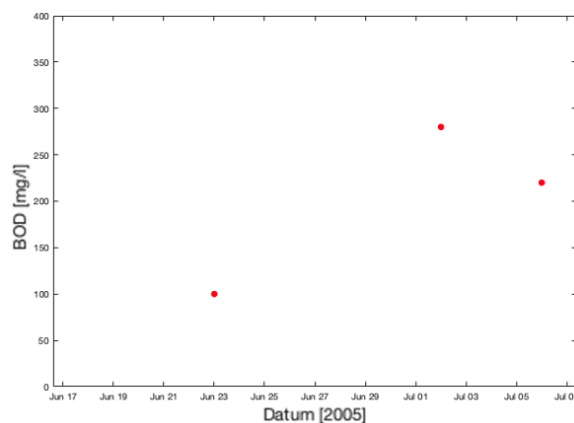
Ett försök med lunftningsbrunn, av typ Odomin, från Sigtuna kunde Xylem dela med sig av. Mätningarna togs på Munkholmsvägen, Sigtuna, se figur 11. Avlappsvattnet kommer senare att renas i Käppala reningsverk. Personer anslutna till reningsverket låg mellan 420 000 och 440 000 personekvivalenter under 2014 till 2015 (Käppalaförbundet 2014) (Käppalaförbundet 2015). Här tas BOD-mätningar varannan vecka under de aktuella tidsperioderna. Mätningarna på Munkholmsvägen togs i juli 2014 och i juni - juli 2015, BOD-halter under dessa perioder visas i figur 12a och 12b.



Figur 11: Karta där den röda nålen pekar ut Munkholmsvägen i Sigtuna (Google maps 2020.)



(a) BOD-halter [mg/l] i Käppala reningsverk i juli 2014.



(b) BOD-halter [mg/l] i Käppala reningsverk i juni - juli 2015.

Figur 12: BOD-halter från Käppala reningsverk under samma tidperiod som mätningarna på Munkholmsvägen togs.

3.2 Del 2: Databehandling

Den ursprungliga idén var att jämföra svavelvätehalter med andra parametrar för att hitta samband. Avsikten var kunna hitta ett samband mellan vilken typ av åtgärd som

passar i vilket typ att system.

Den efterfrågade datan visade sig ingen av kommunerna kunna erbjuda. Oftast saknades mätresultat före och efter åtgärd, vidare har i samtliga fall bara en typ av åtgärd testats och därför har inte olika metoder för samma typ av spillvattensystem kunnat jämföras. Systemens utformning är i sig väldigt olika i såväl storlek som belastning och den typ av spillvatten det används för och blir därmed ej jämförbar. En enskild livsmedelsindustri i ett spillvattensystem kan ha mycket stor påverkan på svavelvätebildningen.

Då mätdata från kommunerna ofta helt saknades eller var mycket mager fick analyserna bli av enklare typ. Data för att jämföra olika åtgärder mellan olika spillvattensystem saknades helt. Studien fick därför begränsas till att jämföra resultaten före och efter införandet av en åtgärd i ett visst system. Jämförelser mellan olika spillvattensystem kunde alltså inte göras. Inte ens mätningar före/efter fanns i samtliga fall.

Den data som återstod att behandla var svavelvätehalter och i enstaka fall nederbördsdata. Mätvärdena fördes in i MATLAB vilken genererade en kurva på svavelvätehalt och eventuellt nederbörd mot tiden. Medelvärden och maxvärden beräknades.

Där mätdata fanns innan och efter åtgärd beräknades reduktionen, enligt ekvation 11,

$$R = \frac{M[H_2S]_{innan} - M[H_2S]_{efter}}{M[H_2S]_{innan}} \quad (11)$$

där R är reduktionen och M är medelvärdet i ppm.

Korrelationen mellan dosering och svavelvätehalter beräknades där möjligheten fanns, alltså då fler än 2 punkter fanns tillgå. De två parametrarna ställdes mot varandra och linjär regression utfördes. Signifikansnivån sattes till 0.05, alltså om p-värdet var mindre än 0.05 kan variationen i y förklaras av variationen i x.

4 Resultat

4.1 Datainsamling

För datainsamling kontaktades 20 VA-verksamheter runt om i Sverige varav 12 svarade. Av dessa 12 hade samtliga mer eller mindre problem med svavelväte. Sju av verksamheterna använde sig av kemikalier för att minska på svavelväte, två verksamheter använde sig av luftning och två av verksamheterna använde sig av odörfiler för luktreducering. Endast tre av verksamheterna hade gjort mätningar i ledningssystem.

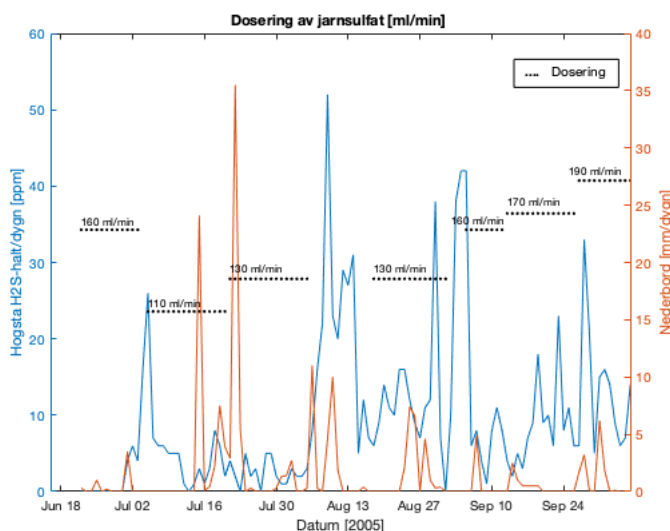
För sammanställninga av tillfrågade aktörer se bilaga 2.

Det visade sig generellt att väldigt få svavelmätningar utförs i spillvattensystemen. Det vanligaste scenariot var att kommunen får in klagomål angående lukt eller problem med korrosion i ledningar. Kommunen inför då någon form av åtgärd. Slutar klagomålen komma in tas ofta inga mätningar då problemet anses löst. I vissa fall har mätningar tagits efter att en åtgärd har testats för att kontrollera att svavelvätehalterna verkligen håller sig under rimliga nivåer, oftast sparas dock inte dessa mätningar. Anledning till bristande mätningar är en kostnadsfråga.

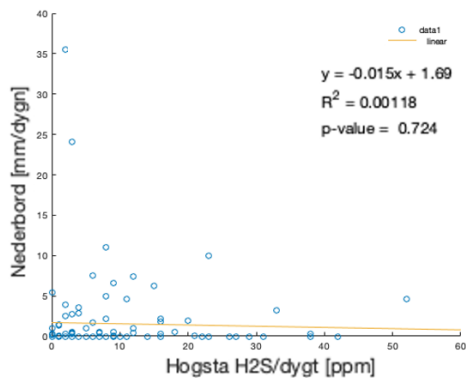
4.2 Kemikaliedosering i Örebro

Mätningar från ett doseringsförsök med järnsulfat i Örebro visas i figur 13. Grafen visar svavelvätehalt, medbörd samt dosering mot tiden. Korrelationen mellan svavelvätehalt och nederbörd samt dosering visas i figur 14a och figur 14a.

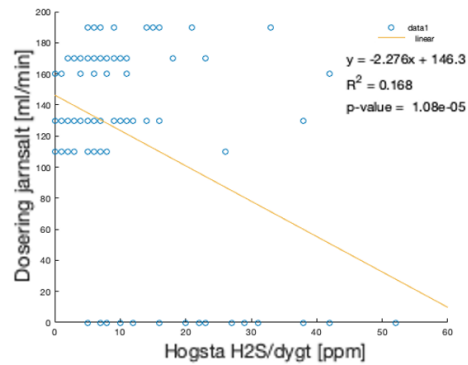
Korrelationen mellan svavelvätehalt och nederbörd visar på en svagt negativ korrelation ($R=0.042$; figur 14a), alltså att svavelvätehalterna minskar då nederbörden ökar. P-värdet är dock större än 0.05 och detta samband är inte signifikant. Även korrelationen mellan svavelvätehalt och dosering visar på en negativ korrelation ($R= 0.410$; figur14b), att svavelvätehalterna minskar då doseringen ökar. Här är p-värden mindre än 0.05 och sambandet har en statistisk signifikant effekt.



Figur 13: Dosering av järnsulfat (ml/mg) samt högsta halt H_2S per dygn (ppm) och nederbörd (mm/dygn) för sommaren 2005.



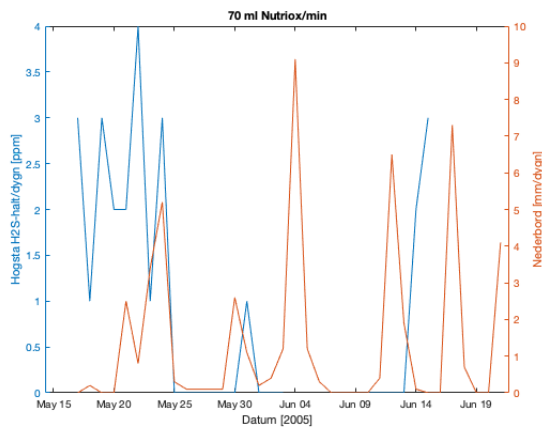
(a) Korrelation mellan svavelvätehalt och nederbörd.



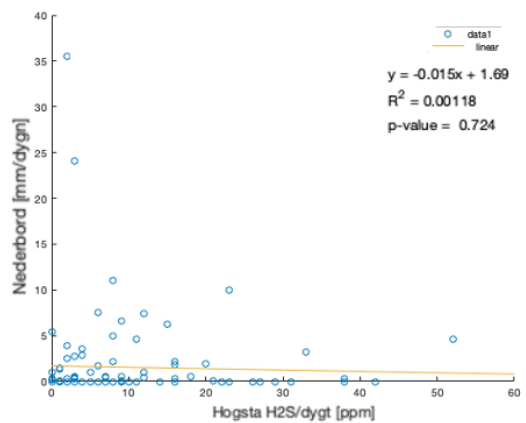
(b) Korrelation mellan svavelvätehalt och dosering.

Figur 14: Korrelation mellan svavelväte halt och nederbörd samt dosering för försöket med järnsulfat.

I figur 15a visas mätningar från Örebro där man doserat med 70ml/min kalciumnitrat (Nutriox). Vid dosering med kalciumnitrat, var medelvärdet 1.0 ppm och maxvärdet var 4 ppm. Halterna ligger under nivågränsvärdet på 5 ppm. Korrelationen mellan svavelvätehalt och nederbörd visar på en positiv korrelation, se figur 15b ($R=0.045$). P-värdet är över 0.05 och sambandet är inte signifikant.



(a) Statisk dosering av kalciumnitrat, Nutriox, (70ml/mg). Högsta halt H2S (ppm) samt nederbörd (mm/dygn) under sommaren 2005.

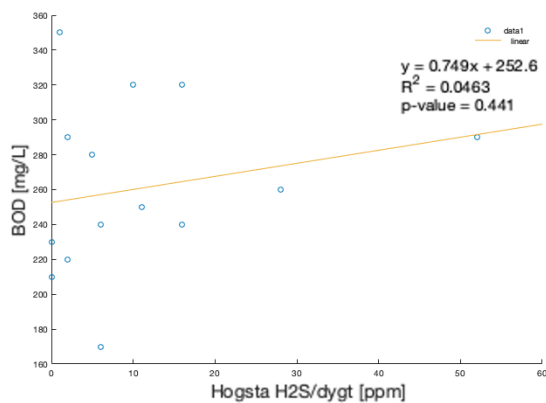


(b) Korrelation mellan svavelvätehalt och nederbörd.

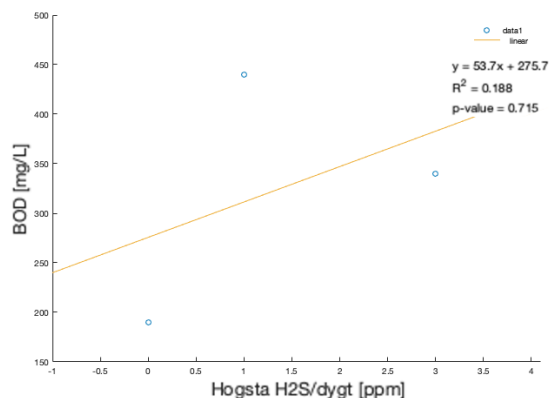
Figur 15: Nederbörd och svavelvätehalter i Örebro kommun då dosering med kalciumnitrat sker samt korrelationen mellan svavelvätehalt och nederbörd.

Även en korrelation mellan svavelvätehalter och BOD-halter undersöktes. I figur 16a visas denna korrelation för försöket med järnsulfat ($R=0.215$) och figur 16b visar kor-

relationen för försöket med kalciumnitrat ($R=0.434$). I Bägge fall ses en positiv trend, alltså att då BOD-halten ökar, ökar även svavelvätehalt. I båda fall är dock p-värdet större än 0.05 och det finns ingen signifikans.



(a) Korrelation mellan svavelvätehalt och BOD-halt för försöket med järnsulfat.



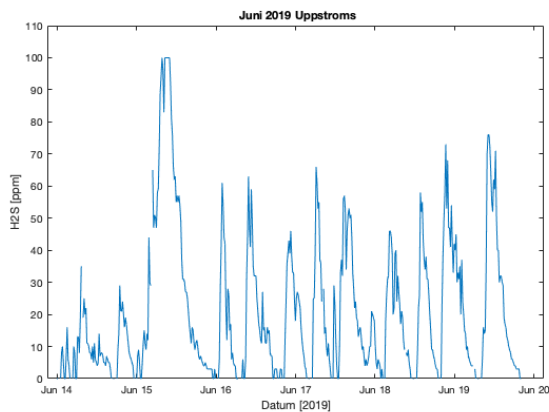
(b) Korrelation mellan svavelvätehalt och BOD-halt för försöket med kalciumnitrat.

Figur 16: Korrelation mellan svavelvätehalt och BOD-halt försöket med järnsulfat respektive kalciumnitrat.

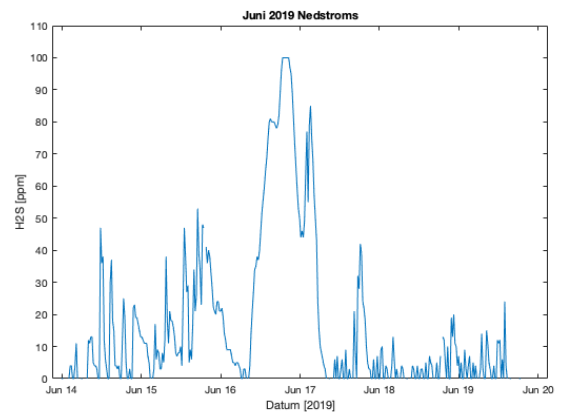
4.3 Odörfilter i Karlstad

På Bolmörtsvägen i Skåre, Karlstad Kommun, har man haft långvariga problem med svavelväte i ledningarna. Både klagomål från boende i närområdet samt från kommunens egen personal har kommit in. Sommaren 2019 beslöt man sig för att försöka åtgärda problemet.

Mätningar av svavelvätehalter gjordes i juni 2019, innan någon åtgärd sats in, för att bedöma situationen. Mätningarna gjordes i två brunnar, en vid tryckledningens släpppunkt (figur 17a) och en längre nedströms (17b). Mätningarna visade på väldigt höga halter av svavelväte. Medelvärdet för uppströmsbrunnen var 21.9 ppm respektive 20.2 ppm för nedströmsbrunnen. Dessa överstiger nivågränsvärden på 5 ppm markant. Maxvärdet var 96 ppm för uppströmsbrunnen samt 97 ppm för nedströmsbrunnen.



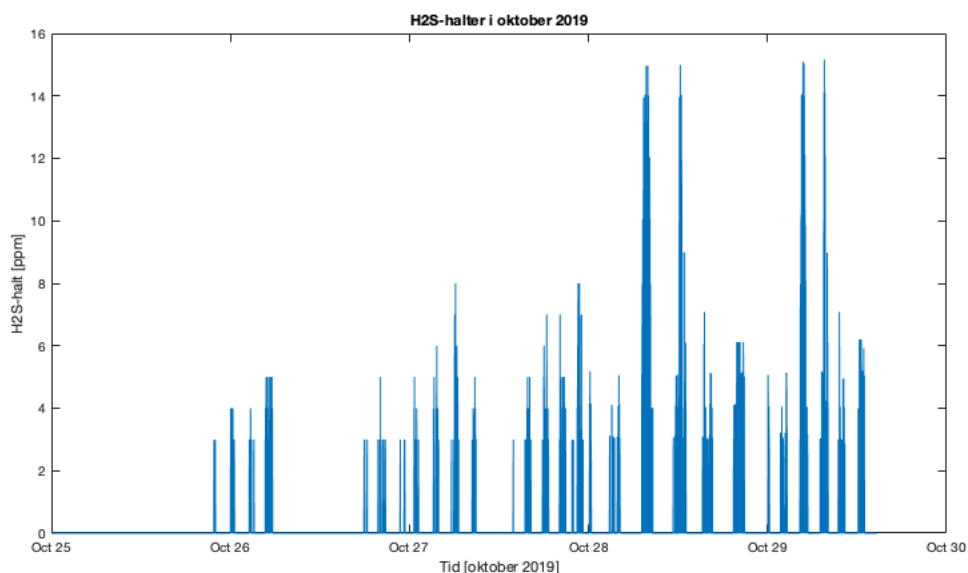
(a) Svavelvätehalter i uppströmsbrunnen mätta i juni 2019.



(b) Svavelvätehalter i nedströmsbrunnen mätta i juni 2019.

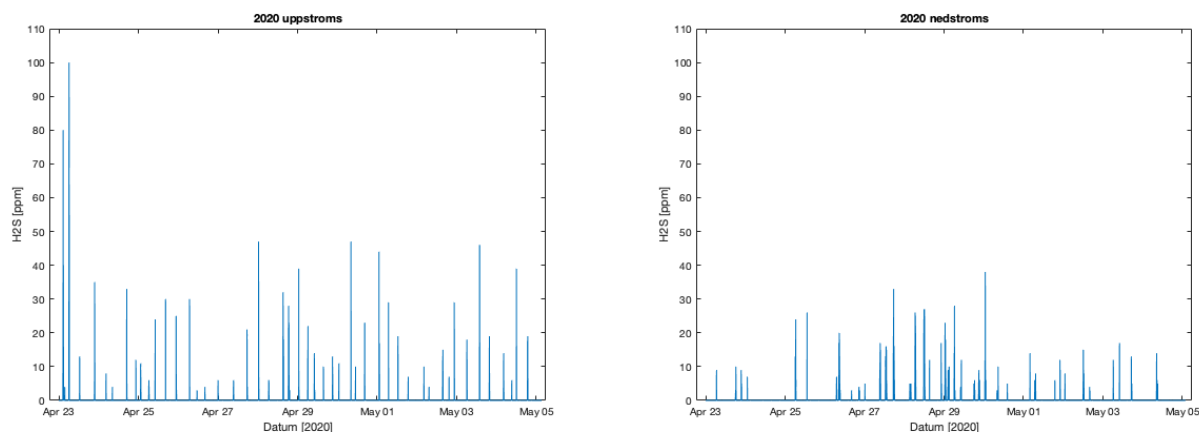
Figur 17: Svavelvätehalter mätta i två brunnar på Bolmörtsvägen i Karlstad under juni månad 2019. Svavelvätehalter tas 3 gr/timmen.

Man beslöt sig för att installera ett odörfilter för att få bukt på problemet, vilket gjordes under senare under sommaren 2019. Mätningar av svavelvätehalter i brunnen nedströms under oktober 2019, 4 månader efter att odörfiltret sats in, visas i figur 18. Medelvärdet var 2.08 ppm och maxvärdet var 15.4 ppm. Nivåerna ligger generellt under nivågränsvärdet på 5 ppm. Reduktionen i nedströmsbrunnen, i oktober jämfört med ingen åtgärd, blev 90%. Se beräkning i bilaga 3.



Figur 18: Svavelvätehalter mätta i den nedströms belägna brunnen på Bolmörtsvägen i Karlstad i oktober 2019. Här äts svavelvätehalter 1 gr/min.

Mätningar från april 2020 i släppbrunnen (figur 19a) respektive nedströmsbrunnen (figur 19b), alltså 10 månader efter odörfiltret sats in. Dessa mätningar har gjorts med personmätare vilket egentligen inte ska användas till detta ändamål och är därför inte helt tillförlitliga. Mätningarna har gjort med syfte att få en hint om huruvida svavelvätehalterna håller sig på en tillräckligt låg nivå. Medelvärdet för uppströmsbrunnen ligger på 10.52 ppm och för nedströmsbrunnen ligger medelvärdet på 7.04 ppm, halter vilka båda överskrider nivågränsvärdet på 5 ppm. Maxvärdet för uppströmsbrunnen är 100 ppm respektive 38 ppm för nedströmsbrunnen. Reduktionen av svavelväte jämfört med halterna innan odörfiltret installerats blev 52% för uppströmsbrunnen och 65% för nedströmsbrunnen.



(a) Svavelvätehalter i uppströmsbrunnen från mätningar i april 2020.

(b) Svavelvätehalter i nedströmsbrunnen från mätningar i april 2020.

Figur 19: Svavelvätehalter mätta i två brunnar på Bolmörtsvägen, Karlstad, i april 2020. Här tas svavelväte halter 15gr/min.

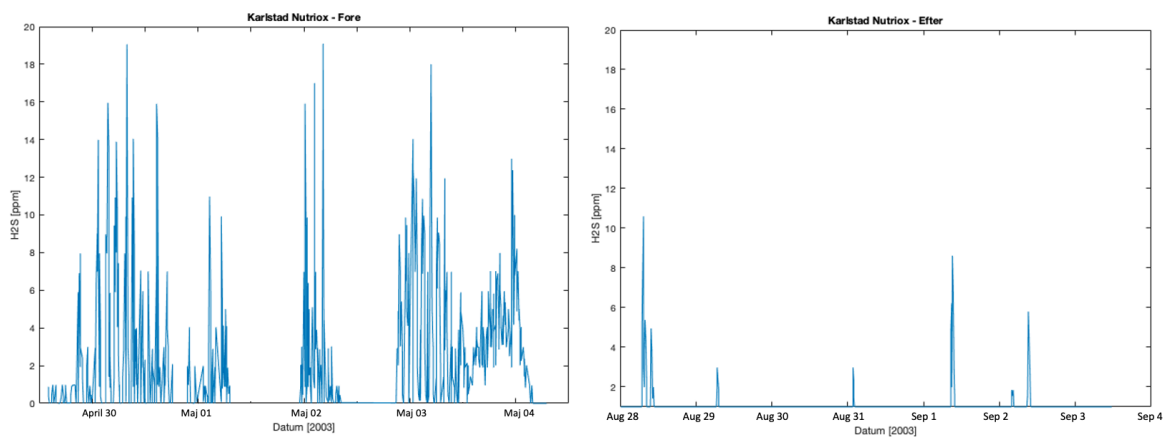
4.4 Dosering med nitrat i Karlstad

Karlstad kommun gjorde våren 2003 ett försök i att kartlägga svavelväteförkomst i kommunens ledningsnät. Man upptäckte svavelväte i Hynboholms tryckledning där man beslöt sig för att testa dosering av kalciumnitrat (Nutriox). Figur 20a visar svavelvätehalter innan någon åtgärd sats in och i figur 20b visas svavelvätehalter där en dosering på ca 13 l kalciumnitrat/dag görs. Medelvärdet för svavelvätehalterna innan doseringen startade var 3.4ppm och efter optimering var medelvärdet 0.2ppm. Maxvärden innan låg på 19ppm respektive 10ppm efter.

Reduktionen av svavelväte från ingen åtgärd till dosering av kalciumnitrat blev 94%, se beräkningar i bilaga 3.

Med dosering ligger svavelvätehalterna på noll för det mesta med några toppar på ett

par ppm (figur 20b). Att det finns vissa toppar indikerar på att allt nitrat från kalciumnitratet har förbrukats vilket är målet med en kemikaliedosering för att undvika överdosering och på så sätt minska kostnaderna.



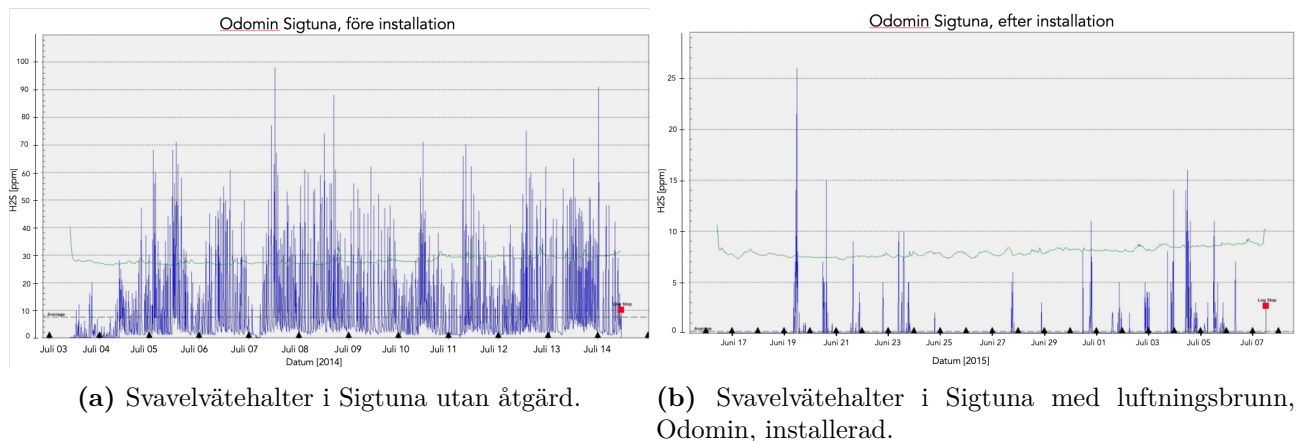
(a) Svavelvätehalter i Karlstad utan åtgärd. (b) Svavelvätehalter i Karlstad med kalciumnitrat (Nutriox).

Figur 20: Svavelvätehalter innan och efter ett opimeringsförsök av kalciumnitrat (Nutriox) i Karlstad år 2003.

4.5 Luftningsbrunn i Sigtuna

I Sigtuna fann man problem med svavelväte varpå man testade att installera en luftningsbrunn i släppbrunnen på det utsatta stället. Luftningsbrunnen var av typ Odomin och mätningar togs innan (figur 21a) och efter (figur 21b) installation. Medelvärdet innan installationen låg på 7 ppm och maxvärdet på 98 ppm. Medelvärdet ligger över nivågränsvärdet på 5ppm. Efter installationen var medelvärdet 0 ppm och maxvärdet på 26 ppm.

Reduktionen av svavelväte från ingen åtgärd till installerad luftningsbrunn närmar sig 100% eftersom medelvärdet är väldigt nära 0. För beräkningar, se bilaga 3.



Figur 21: Svavelvätehalter innan och efter installation av luftningsbrunn, Odomin, 2014/2015. Svavelvätehalter tas 4 gr/timmen och den röda fyrkanten markerar mätningens slut.

5 Diskussion

5.1 Datainsamling

Det visade sig att den typ av mätdata projektet skulle bygga på saknades i stora stycken. Kommunerna tycks sätta in en åtgärd när klagomål blir många men följer sedan sällan upp resultaten. Mätningar före och efter åtgärdsinsats saknas ofta. Brist på mätdata gjorde det ursprungliga upplägget omöjligt och var orsaken till att projektet fick en ändrad inriktning.

En del kommuner gör mätningar för att optimera åtgärder alternativt se att svavelvätehalterna håller sig under gränsvärden, dock sparas sällan några mätresultat. Tanken om att hitta mätningar före och efter åtgärd, under längre perioder ersattes till slut med att överhuvudtaget få tag på svavelvätemätningar.

Information om ledningssystemens utformning där problematiken fanns visade sig vara svår att få tillgång till varför en koppling mellan åtgärd och ledningssystemets utformning inte var möjlig.

Det kan konstateras att kommuner skulle kunna spara tid och pengar om mätningar före och efter åtgärd gjordes och resultaten sparades. Man kan utgå från att denna typ av problematik kommer att öka med temperaturökningar beroende på klimatförändring och högre belastning på systemen. Hur kan man då hjälpa kommuner att hitta rätt metoder och optimera insatserna?

Det kan vara totalekonomiskt försvarbart att ålägga kommuner till att samla in mätdata och dokumentera randdata för hur deras system ser ut för att kunna optimera

sina egna åtgärder och medverka i att bygga en databas. Ur en sådan databas skulle sedan information till hjälp vid nya applikationer kunna hämtas. Förslagsvis skulle en överordnad myndighet så som branschorganisationen Svenskt Vatten kunna driva uppbyggandet av en sådan databas för att hjälpa kommuner att hitta en passande åtgärd mot svavelvätebildning. På så sätt skulle hjulet slippa uppfinnas av varje kommun som får besvär av svavelväte. Bättre svavelvätereducering och minskade kostnader är att vinna.

Projektet startades samtidigt som Covid-19-pandemin tog fart. Detta har påverkat arbetet då projektet gick ut på att samla in och analysera data från kommuner runt om i Sverige. Denna datainsamlingen har dragit ut på tiden då många arbetat på distans och inte haft tillgång till allt underlag.

5.2 Kemikaliedosering i Örebro

Örebro visade två försök av kemikalieanvändning, en med järnsulfat (figur 13) samt en med kalciumnitrat, Nutriox (figur 15a). Från försöket med järnsulfat är det svårt att dra några slutsatser då doseringen justeras över tiden. Man kan dock se en trend att svavelvätehalten minskar då doseringen ökar. Korrelationen mellan svavelvätehalt och dosering visar på ett negativt samband, alltså att svavelvätehalten minskar då doseringen ökar, vilket var förväntat i enighet med avsnitt 2.3.6. Då p-värdet är mindre än 0.05 är detta sambandet signifikant. Svavelvätehalten kommer dock aldrig under en nivå motsvarande nivågränsvärdet (5ppm). En högre dosering krävs för att få ner svavelvätehalten till en acceptabel nivå. Ett signifikant samband mellan svavelvätehalt och nederbörd finns ej (figur 14a).

Högsta svavelvätehalt tycks variera kraftigt från dag till dag. Anledningen till detta är svårt att uttala sig om då svavelvätehalten beror på många faktorer så som flödes-hastighet, temperatur och mängd organiskt material (avsnitt 2.1), vilka alla är okända i denna mätning.

I försöket med kalciumnitrat i Örebro (figur 15a) är doseringen densamma i hela försöket. Medelvärdet av högsta halten svavelväte/dygn ligger på 1 ppm vilket är under nivågränsvärdet på 5ppm. Så länge förutsättningarna i avloppsvatten håller sig någorlunda konstant kommer även svavelvätehalten att göra det, vilket tyder på att 70 ml kalciumnitrat/min är en tillräcklig dosering. I Grafen ses även del pikar (dock ingen över nivågränsvärden), vilket tyder på att allt kalciumnitrat förbrukats och att ingen överdosering sker. Inte heller i detta försök finns ett signifikant samband mellan svavelvätehalt och nederbörd (15b), varpå teorin om att en ökad nederbörd leder till minskade svavelvätehalter inte kan styrkas.

Korrelation mellan svavelvätehalt och BOD-halt undersöktes också (figur 16a och 16b).

Båda visar på en positiv trend, att ökad BOD-halt svarar mot en högre svavelvätehalt, detta enligt teorin. Dock har ingen av testerna en signifikansnivå under 0.05 och ingen statistisk säkerhet i detta påstående ges.

5.3 Odörfilter i Karlstad

I Karlstad mättes på tok för höga svavelvätehalter, ibland upp mot 95 ppm, i juni 2019 (figur 17a och 17b). Halter i dessa nivåer är både hälsofarliga (avsnitt 2.2.1) och bidrar till stor korrosion på ledningar (avsnitt 2.2.2). Dessa mätningar indikerar på att det är dags att sätta in en åtgärd för att minska svavelvätebildningen.

Även här kan spretiga mätvärden noteras. I uppströmsbrunnen (figur 17a) kan man urskilja dygnsvariationer orsakade av flödesförändringar, dessa är dock inte lika tydliga i nedströmsbrunnen (figur 17b).

Efter att odörfiltret installerats gjordes mätningar i brunnen nedströms (figur ??). Det totala medelvärdet ligger under nivågränsvärdet (5 ppm). Denna åtgärd tycks således fungera bra. En ökning från den 25e till 29e oktober kan dock noteras. Denna kan bero på yttre omständigheter så som minskad nederbörd, ökad temperatur och ökad mängd organiskt material.

Mätningarna som gjordes i april 2020 är lite speciella då de är gjorda med personmätare och därför inte är helt tillförlitliga. Syftet med dessa mätningar var att se på ett ungefär hur svavelvätehalterna ser ut. Det är extremt många mätpunkter (ca 260 000 st) vilket har gjort datan svårbehandlad. Medelvärdena i brunnen uppströms respektive nedströms var 10.52 ppm och 7.04ppm vilket inte är under nivågränsvärdet. Odörfiltret tycks inte räcka som åtgärd för att hålla halterna under en säker nivå. Vidare åtgärd bör här ses över.

Reduktionen av svavelvätehalter i nedströmsbrunnen i oktober, 4 månader efter odörfiltret installerats var 90%. Reduktionen i April, 10 månader efter, 61% i samma brunn. En minskning av odörfiltrets effektivitet kan alltså antas. Antas ett linjärt samband är reduktionen nere på 0% efter 26 månader, se beräkningar i bilaga 3. Odörfiltret har alltså ingen efter drygt 2 år och bör då bytas ut.

BOD-mätningar under de tidsperioder svavelvätemätningar gjordes var för få för att en korrelationsanalys skulle kunna göras.

5.4 Dosering med nitrat i Karlstad

I optimeringsförsöket med kalciumnitrat i Karlstad (figur 20a och 20b) syns en kraftig minskning då doseringen sats igång. Reduktion ligger på 94%. Medelvärdet på 3.4 ppm ligger under nivågränsvärdet och doseringen på 13 l kalciumnitrat/dag verkar tillräcklig. Även här kan vissa toppar noteras då doseringen är igång (figur 20b) vilket även här indikerar på att all kalciumnitrat förbrukas och ingen överdosering sker. Värdena tycks även här väldigt hoppiga.

BOD-mätningar under de tidsperioder svavelvätemätningar gjordes var för för få för att en korrelationsanalys skulle kunna göras.

5.5 Luftningsbrunn i Sigtuna

Installationen av luftningsbrunnen i Sigtuna tycks vara lyckad (figur 21a och figur 21b), man ser en kraftig minskning av svavelväte i släppbrunnen. Reduktionen närmar sig 100%. Efter installation tycks halterna hålla sig på en nivå under restriktionerna varpå svavelväte inte längre borde vara ett problem i Sigtunas ledningar. Även här kan noteras extremt spretiga värden.

BOD-mätningar under de tidsperioder svavelvätemätningar gjordes var för för få för att en korrelationsanalys skulle kunna göras.

5.6 Jämförelser och likheter

En likhet i graferna som presenteras i resultatdelen är de mycket spretiga värdena. Detta tycks något märkligt för en biologisk process. Det är dock svårt att säga hur märkligt detta är då alternativa förklaringar är många. Bildningen av svavelväte beror på många olika faktorer så som temperatur, biologisk material, pH och flödes hastigheter. Dessa faktorer är i dessa mätningar okända och kan variera kraftigt i avloppsvatten. Dessutom har många av mätningarna tagits med en logger vilket kan vara orsaken till spretiga värden på grund av mätfel och störningar.

Då omfattning och kvalitet av de insamlade mätvärden inte möjliggör för stora slutsatser har det ursprungliga syftet med studien, dvs. att hitta ett samband mellan vilka åtgärder som passar i vilket typ av system, inte kunnat uppnås. Högre ambitionsnivå vad det gäller mätningar och dokumentation före och efter åtgärdsinsats skulle därför kunna var till stor hjälp för val av framtida åtgärdsinsatser och därmed spara pengar för kommunerna på sikt.

Problematiken med svavelväte har visat sig vara mer komplext än vid första anblicken. Den information som från början söktes har inte gått att hitta, vilket gjort de svårt

att dra några vidare slutsatser om olika ledningssystemens egenskaper kopplat till val av åtgärd. Analyseras mätningarna som presenteras i rapporten kan svårigheterna med att optimera en åtgärd för minskning av svavelväte förstås.

Eftersom svavelvätebildningen beror av väldigt många faktorer måste man ta reda på alla dessa för att kunna optimera en åtgärd. Svårigheten ligger även i att dessa faktorer hela tiden kommer att variera. Årstidsvariationer och nederbörd är svårt att prediktera likaså vad som följer med i avloppet. Nya kunder/producenter kommer att ansluta vilket skulle förändra halterna av organiskt material och pH. Även om man kan ta reda på exakta dimensioner, flödes hastigheter etc. i ett ledningssystem så kommer många andra faktorer som exempelvis organiskt material och tjocklek på biofilm att förbli oklara. Svavelväte beror alltså på väldigt många variabler som i sig beror på saker som är mycket svåra att förutspå. Det är därför idag mycket svårt att optimera en åtgärd under en längre tid. Taktiken tycks ofta istället bli att bara minska svavelvätet på måfå och hoppas på att sammansättningarna inte förändras för mycket. Kemikalieanvändning blir därför ett lätt val då dessa är enkla justera. När svavelvätehalterna går upp är det bara att öka doseringen. Detta är idag vanligast då tekniken är lättanvänd och beprövad.

Luftningsbrunnar och odörfilter medför en större initial investeringskostnad men blir enligt distributören billigare över tid än en kemikalielösning. Odörfilter kräver ett minimumt underhåll. Dessutom är dessa metoder mer miljömässigt försvarbara då inga kemikalier krävs. Det kan dock bli svårt att få kommuner att investera i denna relativt obeprövade teknik.

Möjligen skulle en kombination av luftningsbrunn och kemikaliedosering kunna vara en möjlighet att tillvarata båda systemens fördelar. På så sätt skulle svavelvätebildningen reduceras till låga nivåer med luftning och sedan kan till exempel temperatur- och flödesvariationer kompenseras med dosering av kemikalier. På så sätt skulle både kemikalieanvändningen reduceras, och därmed de löpande kostnaderna minska. Här finns sannolikt utvecklingspotential.

Svavelväte är ett ökande problem i dagens ledningar på grund av längre överföringsledningar i växande städer, anslutning till de kommunala avloppsreningsverken istället för enskilda samt ökande temperatur på grund av klimatförändring. Detta är alla tecken på att problematiken kring svavelväte i spillvattensystem kommer att öka. För att inte riskera stora skador på ledningar och riskera en säker en aretsmiljö i bland annat pumpstationer bör åtgärder ses efter.

Studien har kastat ljus på problematiken med svavelväte i spillvattenledningar. Problematiken har visat sig vara mer komplicerad och outforskad än vad först antogs. Fler och bättre mätningar under längre tidsintervall behöver göras i framtiden för att rätta ut frågetecken. Dokumenterade mätningar före och efter en åtgärd behövs. Problema-

tiken kommer med största sannolikhet att öka då överföringsledningar till kommunala reningsverk blir både längre och fler vilket leder till ökande uppehållstider. Fler ansluter till centraliserade reningsverk och den globala uppvärmningen leder till högre spillvattentemperaturer. Kommuner behöver förbereda sig för att fler insatser kommer behöva göras för att reducera svavelvätebildningen i avloppssystemen. För att förlänga livslängden på ledningar och säkra arbetsmiljön vid underhållsarbeten av systemen. Dessutom kommer boende i närheten av pumpstationer slippa oönskade lukter av svavelväte. Förslagsvis kan en överordnad organisation se till att mätningar utförs i samband med en åtgärdsinsats samt samla denna mätdata i en gemensam databas för att underlätta för val av framtida installationer.

Krav från överordnad myndighet att jämförelsemätdata för utvärdering av olika systemlösningar samlas in av kommunerna hade kunnat vara till stor hjälp vid metodval och projektering av nya anläggningar. På sikt hade sannolikt en sådan databas kunnat leda till teknisk optimering och därmed ekonomisk besparing för kommunerna.

6 Slutsatser

Slutsatser som kan dras utifrån denna studie är följande:

1. Samtliga åtgärder som har införts har visat på en minskning av svavelvätehalter.
2. Tills lättanvänd och prisvärd mätutrustning finns att tillgå är risken stor att val av åtgärdsmetod sker på en höft.
3. För att i framtiden kunna tackla detta antagligen växande problem i svenska ledningsnät bör alltså fler och noggranne mätningar göras. Mätningarna bör göras både innan och efter en åtgärd sats in samt uppföljande mätning för att se om åtgärden bibehåller önskad effekt.

7 Referenser

- Arbetsmiljöverket (2018). *AFS 2018:1 - Hygieniska gränsvärden*, s. 80.
- Boon, A. & Pomeroy, R. (1990). *The problem of hydrogen sulphide in sewers*.
- Bäckström, M., Johansson, D., Marklund, S. & Ylinenpää, J.-E. (2010). *Luftspolning av tryckavloppsledningar för bekämpning av svavelväte*. Rapport Nr 2010-01.
- Churchill, P. & Elmer, D. (1999). *Hydrogen sulfide odor control in wastewater collection systems*. NEWEA J. Vol 33, Nr 1.
- Einarsen, A., Æsøy, A., Rasmussen, A.-I., Bungum, S. & Sveberg, M. (2000). *Biological prevention and removal of hydrogen sulphide in sludge at Lillehammer Wastewater Treatment Plant*. Water Science and Technology Vol 41, Nr 6, s. 175–187.
- EU (2009). COMMISSION DIRECTIVE 2009/161/EU.
- Firer, D., Friedler, E. & Lahav, O. (2007). *Control of sulfide in sewer systems by dosage of iron salts: Comparison between theoretical and experimental results, and practical implications*. Science of the total Environment Vol 392, s. 145–156.
- Giftinformationscentralen (2014). *Svavelväte*. Tillgänglig: <https://giftinformation.se/lakare/substanser/svavelvate/> [2020-01-31].
- Hvitved-Jacobsen, T., Vollertsen, J. & Haaning Nielsen, A. (2013). *Sewer Processes - Microbial and Chemical Process Engineering of Sewer Networks*. 13: 978-1-4398-8178-1.
- IVL Svenska Miljöinstitutet (7 maj 2019). *Vätesulfid (svavelväte)*. <http://www.arbetsmiljova.se/>. Tillgänglig: <http://www.arbetsmiljova.se/halsoocholycksrisker/kemiskaarbetsmiljorisker/vatesulfidsvavelvate.4.750e3680136adb9f8058000591.html> [2019-11-21].
- Jiang, G., Gutierrez, O., Raj Sharma, K. & Yuan, Z. (2010). *Effects of nitrite concentration and exposure time on sulfide and methane production in sewer systems*. Water Research Vol 44 (14), s. 4241–4251.
- kommunSkebäckverket, Ö. (2005). *Miljörapport Skebäckverket 2005*.
- Käppalaförbundet (2014). *Miljörapport Käppala 2014*.
- Käppalaförbundet (2015). *Miljörapport Käppala 2015*.
- Ledskog, A., Larsson, S.-G. & Lindqvist, B. G. (1994). *Svavelväteproblem i avloppsledningar - driftfarenheter och tillämpbara anvisningar*. Rapport Nr 1994-07.
- Monnot, M., P. Nogueira, R., Roche, V. & Berthome, G. (2016). *Sulfide stress corrosion study of a super martensitic stainless steel in H₂S sour environments: Metallic sulfides formation and hydrogen embrittlement*. Applied Surface Science 394 (2017), s. 132–141.
- NE (2020). *svavelväte - Uppslagsverk - NE.se*. Tillgänglig: <https://www.ne.se/uppslagsverk/encyklopedi/l%C3%A5ng/svavelv%C3%A4te> [2020-01-31].
- Nielsen, A. H., Vollersten, J., Jensen, H. S., Wium-Andersen, T. & Hvitved-Jacobsen, T. (2008). *Innuence of pipe material and surfaces on sulfide related odor and corrosion in sewers*. Water Research 42 4206-4214.
- Nielsen, P. H. & Hvitved-Jacobsen, T. (1988). *Effect of sulfate and organic matter on the hydrogen sulfide formation in biofilms of filled sanitary sewers*. Water Pollution Control Federation Vol 60, Nr 5, s. 627–634.
- Nielsen, P. H., Raunkjær, K. & Hvitved-Jacobsen, T. (1998). *Sulfide production and wastewater quality in pressure mains*. Elsevier Science Ltd Vol 37, Nr 1, s. 97–104.
- Recio Oviedo, E., Johnson, D. & Shipley, H. (2011). *Evaluation of hydrogen sulphide concentration and control in a sewer system*. Vol 33, Nr 10, s. 1207–1215.
- S:t Eriks AB (2019). *S:t Eriks odörfilter för avloppssystem*. Tillgänglig: <https://steriks.se/blogg/Odorfilter-for-avloppssystem/> [2020-07-27].
- Sydney, R., Esfandi, E. & Surapaneni, S. (1996). *Control concrete sewer corrosion via the crown spray process*. Water Environment Research Vol 68, Nr 3, s. 338–347.
- USEPA (1985). *Odor and corrosion control in sanitary sewerage systems and treatment plants*. 625/1-85/018. United States Environmental Protection Agency.

- USEPA (1991). *Hydrogen sulphide corrosion in wastewater collection and treatment system*. Technical Report 430/09-91-010. United States Environmental Protection Agency.
- USEPA (1992). *Detection, control, and correction of hydrogen sulfide corrosion in existing wastewater systems*. 832-R-92-001. United States Environmental Protection Agency.
- Xylem (2015). *Flykt Odorin - skyddar din pumpstation mot lukt och korrosion*.
- Yongsiri, C., Hvitved-Jacobsen, T., Vollertsen, J. & Tanaka, N. (2003). *Introducing the emission process of hydrogen sulfide to a sewer process model (WATS)*. Water Science and Technology Vol 47, Nr 4, s. 85–92.
- Zhang, L., De Schryver, P., De Gussemé, B., De Muynck, W., Boon, N. & Verstraete, W. (2007). *Chemical and biological technologies for hydrogen sulfide emission control in sewer systems: A review*. Water Research 42 (2008), s. 1–12.

8 Bilagor

Bilaga 1

Följande parametrar och specifikationer efterfrågades initialt från aktörerna:

Parametrar

- Plats
- Typ av åtgärd
- Varför denna åtgärd valdes
- Personer anslutna
- Industrier anslutna
- Teoretiskt flöde
- Faktiskt flöde
- Upphållstid
- Belastning/kapacitet
- Inläckage
- Temperatur
- pH
- Investeringskostnad
- Underhållskostnad
- Antal klagomål

Ledningsspecifikationer

- Vilken typ (tryck, självfalls)
- Längd
- Diameter
- Material
- Lutning
- Svackor/höjdpunkter
- Antal pumpar på sträckan

Bilaga 2

Sammanställning av kontaktade aktörer visas i tabell 4. Här sammanställs vilka aktörer som tillfrågades samt om de svarade. För de som svarade visas även typ av åtgärd och om mätningar fanns att tillgå.

Tabell 4: Sammanställning av kontaktade aktörer, huruvida de svarade, typ av åtgärd samt om de hade mätningar att delge.

Aktör	Svar	Typ av åtgärd	Mätningar
VASYD	Ja	Kemikalie	Nej
Uppsala Vatten	Nej	-	-
Skellefteå kommun	Ja	Odörfilter	Nej
NSVA	Nej	-	-
Gryaab	Nej	-	-
Svaö	Ja	Kemikalier (Nutriox)	Nej
Laholmsbuktens VA	Nej	-	-
Karlstad kommun	Ja	Kemikalier (Nutriox) + Odörfilter	Ja
Karlskrona kommun	Ja	Luftning	Nej
Västervik Miljö och Energi	Nej	-	-
Mälarenergi	Ja	Kemikalie (Nutriox)	Nej
Örebro kommun	Ja	Kemikalier (Nutriox)	Ja
Tekniska verken	Ja	Kemikalier (Nutriox + Järnsulfid)	Nej
Jönköping kommun	Nej	-	-
Nodra	Ja	Kemikalier (Nutriox)	Nej
Luleå kommun	Nej	-	-
Gästrik vatten	Nej	-	-
Syvab	Ja	-	-
Borås Energi och miljö	Ja	-	Nej
Vakin	Ja	Luftningsbrunn(Odomin)	Nej
Länsstyrelsen	Ja	-	-
Yara	Ja	Kemikalier (Nutriox)	Nej
Xylem	Ja	Luftningsbrun (Odomin)	Ja
S:t Eriks	Nej	Odörfilter	-

Bilaga 3

Beräkningar av reducering. Beräkningar görs enligt ekvation 11 i metoden.

Försök med odörfilter i Karlstad kommun

Reducering av svavelväte mellan mätningar utan någon åtgärd i juni 2019 och halter efter insatt åtgärd i oktober 2019. Där initiala medelvärdet av svavelvätehalter i nedströmsbrunnen var 20.2 ppm och medelvärdet efter åtgärdens installation var 2.08 ppm. Reduktionen beräknades enligt följande:

$$R = \frac{20.2 - 2.08}{20.2} = 0.897$$

Här har vi alltså en minskning på 90%. Reducering av svavelväte mellan mätningar ut-

an någon åtgärd i jun 2019 och halter efter åtgärd i april 2020. Där initiala medelvärdet av svavelvätehalter i uppströmsbrunnen var 21.9 ppm respektive 20.2 ppm i nedströmsbrunnen. Medelvärdet efter åtgärdens installation var 10.52 ppm i uppdrömsbrunnen och 7.04 ppm i nedsprömsbrunnen. Reduktionen beräknades enligt följande:

Uppströmsbrunnen

$$R = \frac{21.9 - 10.52}{21.9} = 0.520$$

Nedströmsbrunnen

$$R = \frac{20.2 - 7.04}{20.2} = 0.651$$

Reduktionen för uppströmsbrunnen var 52% respektive 65% för nedströmsbrunnen.

Försök med nitratdosering i Karlstad kommun

Reducering av svavelväte mellan mätningar utan någon åtgärd 2003 och svavelvätehalter med nitratdosering. Där initiala medelvärdet av svavelvätehalter var 3.4 ppm och medelvärdet efter åtgärdens installation var 0.2 ppm. Reduktionen beräknades enligt följande:

$$R = \frac{3.4 - 0.2}{3.4} = 0.941$$

Här har vi alltså en minskning på 94%.

Försök med luftningsbrunn i Sigtuna

Reducering av svavelväte mellan mätningar utan någon åtgärd i juli 2014 och svavelvätehalter efter åtgärd i juni 2015. Där initiala medelvärdet av svavelvätehalter var

3.4 pmm och medelvärdet efter åtgärdens installation var 0.2 ppm. Reduktionen beräknades enligt följande:

$$R = \frac{3.4 - 0.2}{3.4} = 0.941$$

Här har vi alltså en minskning på 94%.

Beräkningar av odörfiltrets hållbarhet

Om ett linjärt samband för odörfiltrets reduceringsförmåga antas blir sambandet enligt följande:

$$y(x) = k \cdot x + m,$$

där $y(x)$ är reduktion i %, x är antal månader, k är lutningen och m är skärningspunkten i y -axeln.

Efter 4 månader är det en 90-procentig minskning och efter 10 månader är det en 65-procentig minskning vilket ger $(x_1, y_1) = (4, 90)$ och $(x_2, y_2) = (10, 65)$. k och m bestäms då enligt:

$$k = \frac{\delta y}{\delta x} = \frac{y_2 - y_1}{x_2 - x_1} = \frac{65 - 90}{10 - 4} = -4.167$$

$$m = y(x) - k \cdot x = 90 - (-4.167) \cdot 4 = 106.67$$

Det linjära sambandet för odörfiltrets reduktionsförmåga blir då:

$$y(x) = -4.167 \cdot x + 106.67$$

Reduktionen är 0 ($y(x) = 0$) efter x månader:

$$y(x) = -4.167 \cdot x + 106.67 \longrightarrow x = \frac{y(x) - 106.67}{-4.167} = \frac{0 - 106.67}{-4.167} = 25.60$$

Efter 25,6 månader är det dags att byta filter, alltså efter drygt två år.