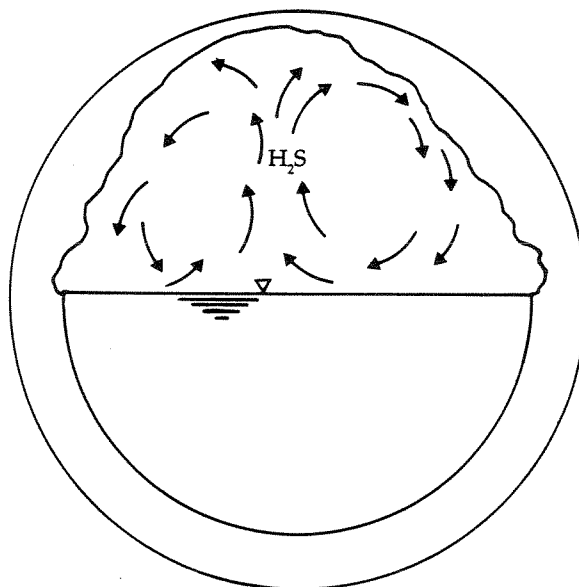


O-93089

# H<sub>2</sub>S i avløpsanlegg; omfang, effekter og tiltak



# NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Prosjektnr.: 0-93089	Undernr.:
Løpenr.: 2986	Begr. distrib.:

<b>Hovedkontor</b>	<b>Sørlandsavdelingen</b>	<b>Østlandsavdelingen</b>	<b>Vestlandsavdelingen</b>	<b>Akvaplan-NIVA A/S</b>
Postboks 173, Kjelsås	Televeien 1	Rute 866	Thormøhlensgt 55	Søndre Tollbugate 3
0411 Oslo	4890 Grimstad	2312 Ottestad	5008 Bergen	9000 Tromsø
Telefon (47) 22 18 51 00	Telefon (47) 37 04 30 33	Telefon (47) 62 57 64 00	Telefon (47) 55 32 56 40	Telefon (47) 77 68 52 80
Telefax (47) 22 18 52 00	Telefax (47) 37 04 45 13	Telefax (47) 62 57 66 53	Telefax (47) 55 32 88 33	Telefax (47) 77 68 05 09

Rapportens tittel: H <sub>2</sub> S i avløpsanlegg; Omfang, effekter og tiltak	Dato:	Trykket: NIVA 1994
	Faggruppe:	Miljøteknologi
Forfatter(e): Kjersti Dagestad Gunnar Fr. Aasgaard	Geografisk område:	Norge
	Antall sider:	Opplag: 48                      50

Oppdragsgiver: Hydrogas A/S og Kommunal- og arbeidsdepartementet	Oppdragsg. ref.: Avtale av 23.04.93 (HG) 92/5628 U SYR (KAD)
---	--

## Ekstrakt:

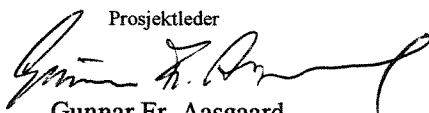
Utvikling av hydrogensulfid i avløpsanlegg kan skape lukt- og korrosjonsproblemer, redusere renseseffekt i rensesanlegg og medføre helseskade. H<sub>2</sub>S utvikles under anaerobe forhold, og er avhengig av en rekke fysiske, kjemiske og biologiske faktorer, hvor blant annet temperatur, tilgang på organisk stoff og sulfat spiller en stor rolle. I Norge er det nærliggende å tro at H<sub>2</sub>S problemet er av mindre betydning på grunn av lave middeltemperaturer, tynt avløpsvann og gode fallforhold på ledningsnett som sikrer god oksygentilgang. Spørreundersøkelse gjennomført i norske kommuner og enkelte litteraturreferanser indikerer at problemet også kan oppstå i kaldere klima. H<sub>2</sub>S og korrosjon har vært spesielt påaktet, og det finnes eksempler på svært alvorlig korrosjon. Betongrør er spesielt utsatt, men også metallrør er blitt fullstendig gjennomhullet. Spørreundersøkelsen indikerte også at H<sub>2</sub>S er et problem for arbeidsmiljø og lukt, og det er grunn til å tro at H<sub>2</sub>S kan ha negativ innvirkning på renseprosesser.

4 emneord, norske

1. Avløpsvann
2. Hydrogensulfid
3. Spørreundersøkelse
4. Effekter

4 emneord, engelske

1. Domestic Sewage
2. Hydrogen sulphide
3. Questionnaire
4. Effects

Prosjektleder  
  
Gunnar Fr. Aasgaard

For administrasjonen  
  
Bjørn Olav Rosseland

ISBN- 82-577-2416-5

## Forord

Utvikling av hydrogensulfid ( $H_2S$ ) i avløpsvann kan skape problemer av helsemessig, miljømessig og økonomisk karakter. Omfanget av problemet er imidlertid lite kjent både nasjonalt og internasjonalt. Norsk institutt for vannforskning (NIVA) er av HydroGas, Norsk Hydro A/S engasjert for å utrede problemomfanget i Norge, basert på litteraturstudier og spørreundersøkelse til norske kommuner.

Prosjektet er støttet av Kommunal- og arbeidsdepartementet, som et delprosjekt i "ENSIS'94", et miljøovervåkings- og informasjonssystem som skal utvikles for demonstrasjon under OL'94 i Lillehammer. Resultatene fra  $H_2S$ -prosjektet vil bli presentert gjennom ENSIS-systemet.

Prosjektet søker å skaffe viten om et lite dokumentert problemområde i Norge, og NIVA har på denne bakgrunn bidratt ved finansieringen av prosjektet.

Prosjektet har ved NIVA vært gjennomført av følgende team:

- Forskningsleder Gunnar Fr. Aasgaard; prosjektleder
- Forsker Kjersti Dagestad; litteraturstudier, spørreundersøkelse og rapportering
- Forsker Bjørnar Nordeidet; bidratt ved litteraturstudier
- Forskningsassistent Åge Verpe; bidratt ved litteraturstudier
- EDB-konsulent Hilde Vik Gulbrandsen; EDB-behandling av spørreundersøkelsen

Kontaktperson og faglig bidragsyter hos Hydrogas har vært prosjektingeniør, dr.ing. Greta Bentzen. Førstekonsulent Eli Nygaard har vært vår kontaktperson i Kommunal- og arbeidsdepartementet.

Oslo, 29. november 1993

*Gunnar Fr. Aasgaard*  
prosjektleder

# Innhold

Forord .....	2
Innhold .....	3
Sammendrag, konklusjoner og anbefalinger .....	4
1. Innledning .....	7
2. Årsak og effekter .....	8
2.1. Hydrogensulfid (H <sub>2</sub> S) i avløpsanlegg .....	8
2.2. Effekter i transportsystem og renseanlegg .....	14
2.3. Dokumenterte problemer nasjonalt og internasjonalt .....	21
3. H <sub>2</sub> S problem i norske avløpsanlegg (spørreundersøkelse) .....	25
3.1. Metode .....	25
3.2. Resultater .....	26
3.3. Konklusjoner fra spørreundersøkelsen .....	34
4. Tiltak .....	36
4.1. Forebyggende og reparerende tiltak .....	36
4.2. Erfaringer fra bruk av NUTRIOX TM .....	39
5. Referanser .....	45

## Sammendrag, konklusjoner og anbefalinger

Utvikling av hydrogensulfid ( $H_2S$ ) i avløpsvann kan skape problemer av ulike karakterer:

- Luktproblem for driftspersonell og befolkning forøvrig
- Helsefare; akutte og langsiktige skader på driftspersonell
- Korrosjon på avløpsledninger, armatur og elektrisk utstyr
- Redusert renseseffekt i avløpsrenseanlegg

I dette prosjektet er omfanget av problemet knyttet til hydrogensulfid i avløpsanlegg utredet ved hjelp av litteraturstudie og spørreundersøkelse.

Dannelse av  $H_2S$  og svovelsyre ( $H_2SO_4$ ) er avhengig av en rekke fysiske, kjemiske og biologiske faktorer, hvor blant annet temperatur spiller en stor rolle. Sulfat og organisk stoffinnhold vil vanligvis ikke være begrensende, mens oksygenfrie tilstander er en betingelse for at  $H_2S$  skal dannes. Tilgang på oksygen vil blant annet påvirkes av turbulens og hastighet (oppholdstid) til avløpsvannet. I Norge er det derfor nærliggende å tro at  $H_2S$  problemet er av mindre betydning på grunn av lave middeltemperaturer, tynt avløpsvann og gode fallforhold på avløpsnett som sikrer god oksygeninnblanding og korte oppholdstider. Spørreundersøkelsen og enkelte litteraturreferanser indikerer imidlertid at problemet også kan oppstå i kaldere klima.

Ved gjennomgangen av litteraturkildene viste det seg at mange forfattere støttet seg på et felles, begrenset kildemateriale. Det synes derfor som om hydrogensulfid som potensielt problem i avløpsanlegg har vært lite påaktet av fagmiljøer nasjonalt og internasjonalt. Et begrenset antall litteraturreferanser behøver imidlertid ikke bety at problemomfanget er lite. Spesielt korrosjon i avløpsledninger, armatur og utstyr er rapportert å ha en klar sammenheng med tilstedeværelse av hydrogensulfid. Karakteristiske betingelser som gir økt korrosjon samt tilsynelatende utsatte anleggsdeler synes å være:

- De største korrosjonsproblemene lokaliseres nedstrøms pumpeledninger, og problemomfanget øker med lengden på pumpeledningen.
- Problemene forsterkes ved dårlig ventilasjonen og høy luftfuktighet.
- Kummer og overganger mellom pumpeledning og gravitasjonsledning er spesielt utsatte.
- Betongrør er mest utsatt, men også stål og støpejern korroderer når materialet utsettes for svovelsyre. I tillegg kan alvorlig metall-korrosjon opptre som følge av  $H_2S$ , eller under anaerobe forhold med sulfat tilstede.
- Korrosjonen i betongrør er størst i overgang væskefase/luft.
- Svovelsyrekorrosjonen øker med fuktighet, oksygentilgang, temperatur og tilførsel av næringssalter.

En stor andel av avløpsnett i Norge lagt før 1970 består av betongledninger. Dominerende dimensjoner er 225 mm og 300 mm med en godstykkelse på ca. 45 mm. I henhold til to undersøkelser i hhv. Japan og Tyskland (se kap. 2.2) vil en slik rørtype ha en midlere levetid på ca. 10 år forårsaket av korrosjon basert på svovelsyre. En nederlandsk undersøkelse konkluderer imidlertid med betydelig lavere korrosjonshastighet og understreker et hovedpoeng: Korrosjon forårsaket av hydrogensulfid og/eller svovelsyre kan være betydelig, men det vil være store stedlige forskjeller.

Det er også grunn til å tro at hydrogensulfid i avløpsvannet vil kunne ha negativ påvirkning av renseseffekten i avløpsrenseanlegg, selv om det er identifisert få litteraturkilder om dette. Mulige effekter og årsaker kan være:

- Negativ effekt for kjemisk felling ved at utvikling av hydrogensulfid endrer avløpsvannets pH-verdi slik at denne faller utenfor det optimale pH-området for felling
- Septisk avløpsvann kan inhibere nitrifikasjon i aktivslam-anlegg, dersom ikke avløpsvannet luftes i forkant av biotrinnet
- Sedimenterbarhet i aktivslam-anlegg reduseres. En mulig årsak kan være økt forekomst av filamentære mikroorganismer som følge av tilgang på sulfater/sulfider
- Økte driftskostnader gjennom økt oksygenforbruk for oksydering av  $H_2S$  til sulfat
- Redusert effekt ved anaerob slamstabilisering ved at sulfatreduserende bakterier kan utkonkurrere metanproduserende bakterier

$H_2S$  er en fargeløs, lettantennelig gass som er tyngre enn luft. Lukten av hydrogensulfid er høyst ubehagelig og er i de fleste tilfeller beskrevet som lukten av råtne egg. Foruten å være et luktproblem kan  $H_2S$  forårsake akutt eller langvarig helseskade. Ved konsentrasjoner rundt 10 ppm (ubehagelig lukt fremkommer i konsentrasjoner på 3-5 ppm) kan det forekomme irritasjon av slimhinner og øyne, hodepine, kvalme, svimmelhet og brekninger. Ved høye konsentrasjoner kan luktesansen lammes og alvorlige forgiftninger kan føre til bevisstløshet, respirasjonsstans og død. kfr. kap. 2.2.

Informasjonen over er trukket ut av den gjennomførte litteraturundersøkelsen. Det er i tillegg gjennomført en spørreundersøkelse til norske kommuner for å avklare hvordan problemet med hydrogensulfid i avløpsanlegg oppfattes i Norge.

Spørreundersøkelsen ble gjennomført i samtlige norske kommuner, og svarprosenten var 39%. Resultatene av de enkelte spørsmålene er vist i kap. 3.3. Et utvalg er gjengitt under.

#### Spørsmål/problemtype<sup>1)</sup>

$H_2S$ lukt i ledningsnett	36%
$H_2S$ er årsak til korrosjon i ledningsnett	31%
$H_2S$ lukt i renseanlegg	54%
$H_2S$ er et stort luktproblem	19%
$H_2S$ er et stort korrosjonsproblem	19%
$H_2S$ er et stort arbeidsmiljøproblem	30%

1) Andel kommuner som har svart bekreftene i forhold til totalt antall kommuner som har besvart spørsmålet.

Med en såpass høy svarprosent som 39% er det nærliggende å trekke generelle konklusjoner vedrørende  $H_2S$ -problemer i norske avløpsanlegg basert på de 172 mottatte svarene. Utvikling av hydrogensulfid er imidlertid basert på systemmessige, fysiske og klimatiske forhold som gir store stedlige forskjeller. Konklusjonene fra spørreundersøkelsen bør derfor begrenses til å gjelde de 172 kommunene som deltok.

Renseanlegg utsettes oftest for lukt og korrosjon.  $H_2S$  anses først og fremst som et stort arbeidsmiljøproblem, men flere kommuner oppfatter  $H_2S$  også som et lukt- og korrosjonsproblem. Selv om lukt og korrosjon opptrer i ledningsnett eller i renseanlegg, oppfattes dette nødvendigvis ikke som et problem. Flere kommuner har både problemer med arbeidsmiljø, lukt og korrosjon, og de som har problemer har som regel problemer både på ledningsnett og i renseanlegg.

Spørreundersøkelsen viser også at kommunene ikke anser  $H_2S$  som et like stort problem for renseprosesser som for lukt og korrosjon. Dette behøver imidlertid ikke bety at  $H_2S$  ikke påvirker renseprosessen, men at effekten av  $H_2S$  er vanskelig å isolere.

Vi vil med bakgrunn i spørreundersøkelsen anbefale at H<sub>2</sub>S problemet studeres nærmere. I tillegg til å bestemme effekten av H<sub>2</sub>S på korrosjon, foreslår vi at effekten på renseprosesser studeres fordi de omfattende luktproblemene i renseanleggene indikerer at H<sub>2</sub>S spiller en større rolle enn tidligere antatt.

Hele 47% av kommunene viste interesse for å delta i et prosjekt for å kvantifisere omfanget av ulemper forårsaket av hydrogensulfid.

Det eksisterer flere metoder for å unngå dannelse av hydrogensulfid og for å redusere, eventuelt unngå de negative effektene av H<sub>2</sub>S. Tiltakene kan være forebyggende eller reparerende og både fysiske og kjemiske metoder er tilgjengelig på markedet. En kort omtale av de antatt viktigste er gitt i kap. 4, og eksempler på bruk av *NUTRIOX™* fra HygroGas er presentert.

# 1. Innledning

Utvikling av  $H_2S$  i avløpsvann kan skape problemer av ulik karakter. De viktigste ulempene er luktproblemer for driftspersonell og befolkning forøvrig, korrosjon på avløpsledninger, armatur og elektrisk utstyr samt redusert renseseffekt i avløpsrenseanlegg. HydroGas tilbyr NUTRIOX<sup>TM</sup> prosessen som kan forhindre dannelse av og fjerne  $H_2S$ . På denne bakgrunn gjennomfører NIVA og HydroGas et prosjekt for å dokumentere omfang og effekter av- og tiltak mot  $H_2S$  i avløpsanlegg.

Prosjektet har tre hovedmål:

- \* Avklare om  $H_2S$  i avløpsvann er et problem i Norge
- \* Kvantifisere  $H_2S$  initiert korrosjon på avløpsledninger med og uten tilsats av NUTRIOX<sup>TM</sup>
- \* Undersøke og dokumentere hvilke effekter  $H_2S$  kan ha på rensesprosesser i avløpsanlegg og hvordan tilsats av NUTRIOX<sup>TM</sup> påvirker rensesgraden.

Denne rapporten omfatter hovedmål 1, og det er i denne forbindelse gjennomført et litteraturstudie for å belyse hvordan  $H_2S$  påvirker korrosjon, rensesprosesser samt helse og luktproblemer i VA-anlegg. I tillegg er det gjennomført en spørreundersøkelse i alle norske kommuner.

I rapporten belyses først hvordan  $H_2S$  dannes i avløpsanlegg og hvilke fysiske, kjemiske og biologiske parametre som er viktigst. Deretter belyses problemomfanget nasjonalt og internasjonalt. Kommunenes oppfatning av omfanget av  $H_2S$  i norske avløpsanlegg er kartlagt ved hjelp av spørreundersøkelsen. Resultater fra alle besvarelser fremgår, hvor det også er forsøkt å peke på karakteristiske trekk ved kommuner som har  $H_2S$  problem.

Til slutt kommenteres ulike tiltak for å hindre dannelse av og fjerne  $H_2S$ , hvor det er spesielt lagt vekt på å beskrive og dokumentere NUTRIOX<sup>TM</sup> prosessen.

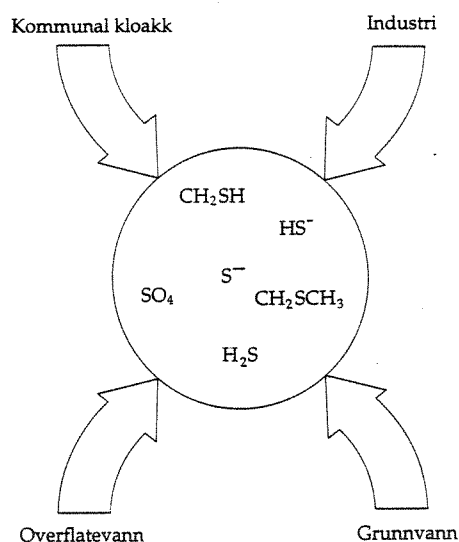


## 2. Årsak og effekter

### 2.1. Hydrogensulfid ( $H_2S$ ) i avløpsanlegg

#### Kilder til svovel i avløpsanlegg

De viktigste kildene til svovel i avløpsvann er kommunal kloakk, avløpsvann fra industribedrifter, overflatevann og innlekking av grunnvann. Svovelet foreligger som organisk eller uorganisk bundet svovel, kfr. figur 1.



Figur 1. Kilder til svovel i avløpsanlegg

#### Kommunal kloakk

Hver person antas å produsere 1-1,5 g svovel pr. døgn (ca 11 mg S/l). Den største delen (ca. 70%) foreligger som uorganisk svovel i form av sulfat (7,5 mg S/l, det vil si ca. 22 mg  $SO_4^-$ /liter) og resten som organisk bundet svovel, dvs normalt 3 mg S/l. (Harkness, 1979). I tillegg kommer organisk svovel (ca 4 mg S/l) fra vaskemidler som foreligger som sulfonater (Boon, 1992).

I Norge er innholdet av sulfat i vanlig kommunal kloakk i størrelsesorden 18 mg  $SO_4^-$ /liter (Ødegaard, 1971). Avløpsvannet i Norge er forholdsvis tynt.

#### Overflatevann

Det meste av svovelet i overflatevann foreligger som sulfat og kan være høyt, spesielt på grunn av sur nedbør.

#### Industriavløpsvann

I industriavløpsvann kan svovelet foreligge som organisk svovel, elementært svovel, sulfat, sulfitt, sulfider eller som andre uorganiske svovelforbindelser (Harkness, 1979).

#### Grunnvann

Hydrogensulfid ( $H_2S$ ) forekommer også ofte i grunnvann som et resultat av reduksjon av sulfat (Pomeroy, 1990). Innlekking av grunnvann i avløpsledninger kan føre til et økt innhold av sulfat og sulfider.

Mengde svovel i avløpsvannet kan derfor variere og er også avhengig av om avløpsnett er bygget som separat- eller fellessystem, type og mengde avløpsvann fra industribedrifter eller grad av utlekking eller infiltrasjon.

Konsentrasjonene kan variere fra noen få til mange hundre milligram pr. liter (Rains *et al.*, 1973).

### Utvikling av H<sub>2</sub>S

Utvikling av hydrogensulfid (H<sub>2</sub>S) i avløpsvannet er avhengig av en rekke faktorer i tillegg til svovelinnholdet.

Den mikrobielle omsetningen av organisk stoff blir først og fremst foretatt av heterotrofe aerobe bakterier. Dette er bakterier som benytter organisk stoff som den viktigste karbonkilde og som benytter oksygen som oksydasjonsmiddel. Mikrobiell omsetning av organisk stoff kan forårsake *anaerobe (oksygenfrie)* tilstander. Dette vil igjen favorisere vekst av andre typer heterotrofe mikroorganismer. Under fravær av oksygen kan fakultativt anaerobe bakterier eller strengt anaerobe bakterier fortsette den mikrobielle omsetningen. De fakultativt anaerobe bakteriene kan nyttiggjøre seg løst oksygen og nitrat (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) som oksydasjonsmidler. Bakteriene vil imidlertid foretrekke oksygen, som har et høyere redokspotensial. De strengt anaerobe bakteriene kan kun nyttiggjøre seg av sulfat.

Dersom både oksygen og nitrat mangler vil sulfat benyttes til å omsette det organiske stoffet. Dersom nitrat er tilstede vil dette benyttes til fordel for sulfat, og en kan dermed unngå septisk avløpsvann. Reduksjon av nitrat betegnes som denitrifikasjon.

Sulfat reduseres kun dersom alt oksygen og nitrat er brukt opp (Pomeroy, 1990).

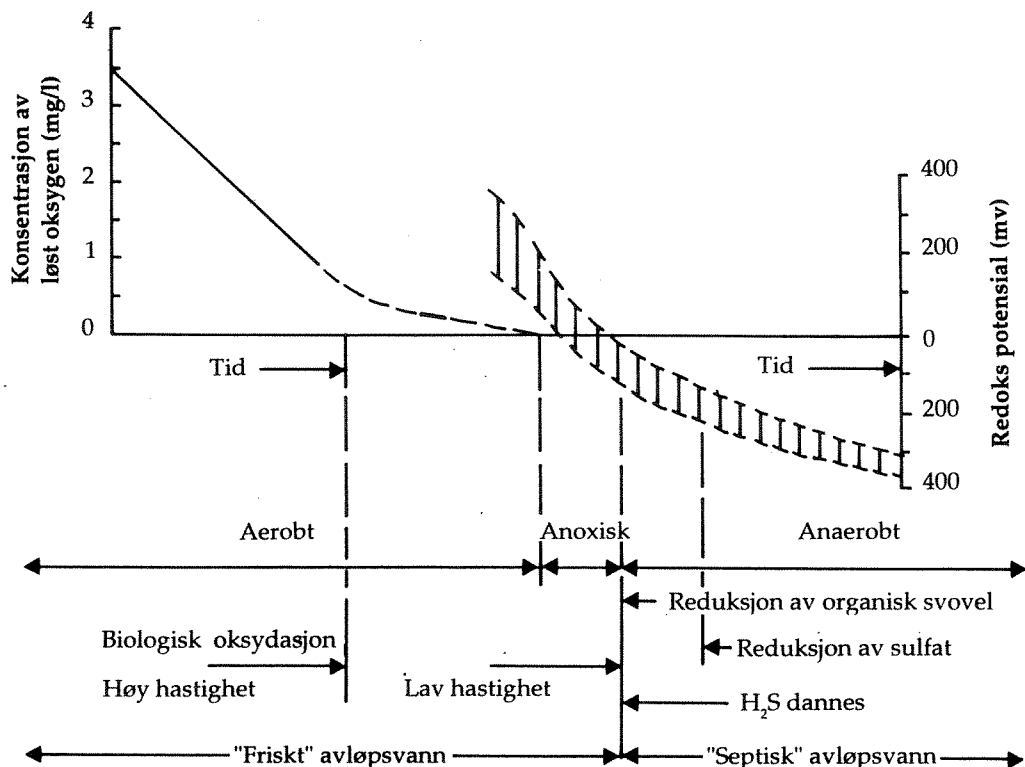
De strengt anaerobe bakteriene som oksiderer det organiske stoffet ved hjelp av sulfat, blir betegnet som *sulfatreduserende bakterier*.

Avløpsvannet inneholder normalt en del organisk svovel, hovedsakelig som proteinforbindelser. Under anaerobe forhold kan sulfidet dannes av protolyserende bakterier som hydrolyserer proteinforbindelsene og reduserer det organisk bundne svovelet. Disse bakteriene er aktive ved et høyere redokspotensial enn bakterier som kun reduserer sulfat. De vil derfor være den dominerende mekanismen for dannelse av sulfid i første fase etter at avløpsvannet er blitt anaerobt (Boon, 1992). Deretter reduseres både organisk bundet svovel og sulfat og H<sub>2</sub>S dannes. Sulfatreduksjon har et optimalt redokspotensial mellom -200 og -300 mv i et pH område mellom 6.5-7 (Boon, 1992). Sulfatreduksjon er den dominerende mekanismen (Bowker *et al.*, 1989).

Tilstanden til avløpsvannet som funksjon av oksygen og redokspotensial er vist skjematisk i figur 2.

Optimale vekstbetingelser for de sulfatreduserende bakteriene vil, foruten å være påvirket av oksygenfrie tilstander, tilgang på sulfat, lett nedbrytbart organisk stoff, være påvirket av temperatur, vekstmedium, pH og tilgang på næringssalter.

Enkelte av disse forholdene påvirkes igjen av avløpsvannets hastighet, turbulens, vekstflate (f.eks. rørvegg) og oppholdstid.



**Figur 2.** Tilstand i avløpsvann som funksjon av løst oksygen og redokspotensial (Kilde: Boon, og Skellet, 1979).

### Sulfat og organisk stoff

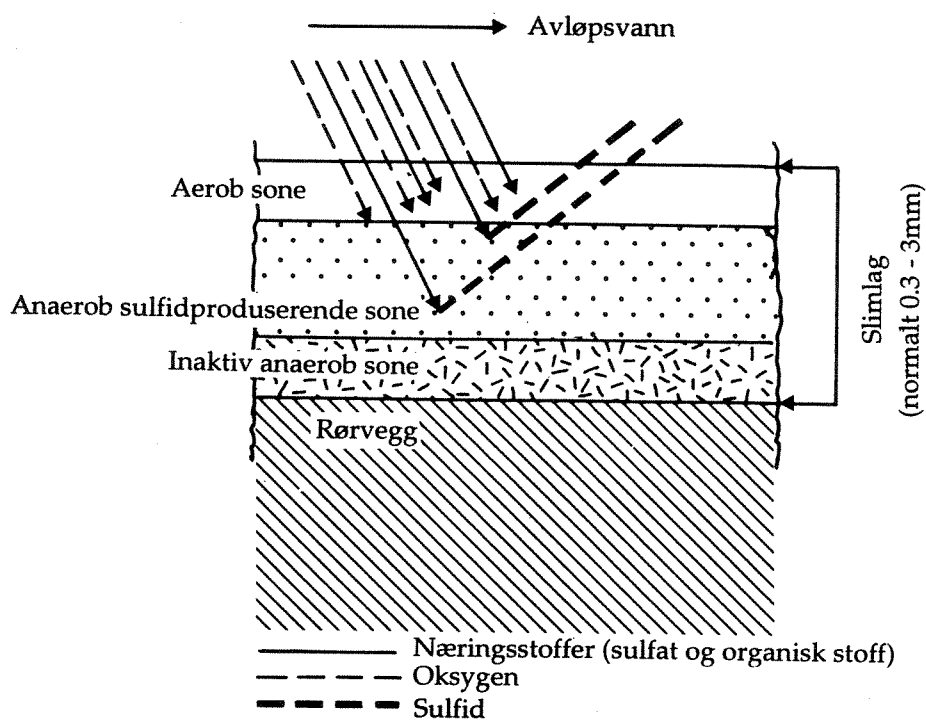
Dannelse av  $H_2S$  kan begrenses både av sulfat og organisk stoff som må være tilstede i en viss konsentrasjon (Pomeroy, 1990). Reaksjonshastigheten vil gå ned ved sterkt fortennet vann eller av andre grunner begrenset organisk stoffinnhold.

Maksimumskonsentrasjonen av  $H_2S$  vil være begrenset av svovelinnholdet i de tilfeller hvor en har små rørdiametre, anaerobt avløpsvann med høyt innhold av organisk stoff, lang oppholdstid og høye temperaturer (Boon, 1992).

Vanligvis er sulfatinnholdet i kommunalt avløpsvann så stort at det i praksis ikke begrenser sulfiddannelse. Også innholdet av organisk stoff er normalt mer enn tilstrekkelig (Sægrov, 1992).

### Vekstmedium

Sulfidene dannes i avløpsvannet i det suspenderte stoffet som ofte avleires i bunnen av rør, eller i et slimlag som dannes på rørvæggen. I mindre rør (< 200mm) blir mesteparten av sulfidet dannet i slimlaget. Mengden sulfid som dannes vil være avhengig av oksygenkonsentrasjonen i avløpsvannet, overflateareal av slimlaget samt kontakten mellom slimlaget og avløpsvannet (Boon, 1992). I slimlaget er det intens mikrobiell aktivitet, og det er her de anaerobe tilstandene vil forekomme. Slimlaget er vist skjematisk på figur 3.



**Figur 3.** Tverrsnitt av slimlag hvor sulfid dannes (Kilde: Pomeroy, 1990)

Det er en aerob sone i slimlaget som er i kontakt med avløpsvannet. Tykkelsen på den aerobe sonen er typisk ca. 0.1 mm, men kan også være større avhengig av oksygenkonsentrasjonen i avløpsvannet. Sulfat, organisk stoff og næringssalter diffunderer inn i den anaerobe sonen til de sulfatreduserende bakteriene, hvor  $H_2S$  dannes dersom ikke nitrat er tilstede. Den anaerobe sonen er vanligvis noen få tiendels millimeter. Det organiske stoffet og næringssaltene blir vanligvis brukt opp i den anaerobe sonen forutsatt at slimlaget ikke er spesielt tynt. Det vil derfor være et større lag som ikke er aktivt. Sulfid som dannes vil passere ut av slimlaget og vil oksyderes i den aerobe sonen dersom oksygenkonsentrasjonen er relativt høy, men vil fortsette ut i avløpsvannet dersom oksygenkonsentrasjonen er lav (Pomeroy, 1990).

#### Temperatur

Temperaturen vil også påvirke hastigheten for dannelse av  $H_2S$ . Hastigheten vil dobles når temperaturen øker med 10 °C innenfor temperaturintervallet 5-25 °C (Boon, 1992).

#### pH

Sulfatreduserende bakterier har en stor toleranse overfor forandring i pH og kan eksistere i området 5.5-9 (Miller, 1976). Det optimale pH-området er 7.7-8 (Carus Chemical Co, 1983).

#### Hastighet og turbulens

Hastigheten på avløpsvannet og turbulens vil blant annet påvirke oppholdstid, tilgang på oksygen, tykkelse av slimlag og kontakt mellom slimlag og avløpsvannet.

Hastighetens innvirkning på sulfiddannelse er kompleks. En lav hastighet kan føre til at suspendert stoff sedimenterer i avløpsledningen, hvor sulfid kan dannes. Dersom turbulens eller høyere hastighet forstyrrer avløpsstrømmen, kan sulfid bli frigjort fra sedimentene i et mye større omfang enn fra et slimlag som er beskrevet i figur 3. Lave hastigheter vil også gi god kontakt mellom slimlaget og avløpsvannet slik at næringsstoffene kan diffundere inn i slimlaget (Pomeroy, 1990). I tillegg vil slimlagets tykkelse øke ved lave hastigheter. Dette trenger ikke slå ut i økt sulfidproduksjon, fordi økningen kan skje i det indre laget som ikke er aktivt (Bowker *et al.* 1989).

Høye hastigheter øker oksygenopptaket i gravitasjonsledninger, og reduserer oppholdstiden i ledningsnett. Dette medfører redusert sulfidproduksjon og kan motvirke anaerobe forhold (Pomeroy, 1990).

Det er utført mye forskning i løpet av de siste 40 år for å bestemme hvilke faktorer som påvirker sulfiddannelse, og for å etablere ligninger som kan bestemme sulfiddannelse i fylte og delvis fylte avløpsrør. Forskningen er utført av blant annet Pomeroy (1959), Thistlewayte (1972), Boon og Lister (1975), Pomeroy og Parkhurst (1977), Halkjær Nielsen og Hvitved-Jacobsen (1988), Halkjær Nielsen (1991), Halkjær Nielsen *et al.* (1992) og Attal *et al.* (1992).

Enkelte av ligningene for å bestemme sulfidproduksjon er forenklet, og har et begrenset bruksområde. De komplekse ligningene er heller ikke allmenngyldige, og kan f.eks ikke benyttes i små avløpsrør. Ligningene vil ikke bli kommentert her, men er nærmere beskrevet av Pomeroy (1990).

### Tilstand til $H_2S$ i vann

En mindre mengde av det reduserte svovelet blir tatt opp av bakteriene, men mesteparten blir frigjort til avløpsvannet som sulfidioner (Boon, 1992). Svovelet som frigjøres ved den bakterielle respirasjonen vil, avhengig av pH i avløpsvannet, foreligge som hydrogensulfid, hydrogensulfidion ( $HS^-$ ) eller som sulfidion ( $S^{2-}$ ). Mengden gass som kan foreligge løst i vann er avhengig av temperatur.

I kommunalt avløpsvann vil  $H_2S$  foreligge som gass. Gassen er løselig i vann, og ved 20 °C kan 3850 mg/liter løses. Løseligheten reduseres med 2,5 % for hver grad temperaturen økes. Dersom gassen fortynnes med luft, vil løseligheten avta (Pomeroy, 1990).

Ved en temperatur på 20 °C og pH på 7 foreligger ca 50% som hydrogensulfidioner og 50% som  $H_2S$  (Pomeroy, 1990). Ved normale pH-verdier i kommunalt avløpsvann (6.5-8) vil derfor svært lite av sulfidet foreligge som sulfidion. Sulfidet kan også felles ut sammen med metaller og danne tungtløselige metallsulfider som blir fraktet med avløpsvannet som en del av annet suspendert stoff (Pomeroy, 1990). Mengden  $H_2S$ ,  $HS^-$  og  $S^{2-}$  er foruten pH og temperatur avhengig av ionestyrken i vannet (EPA, 1974). Figur 4 viser hydrogensulfid-likevekten som funksjon av pH.

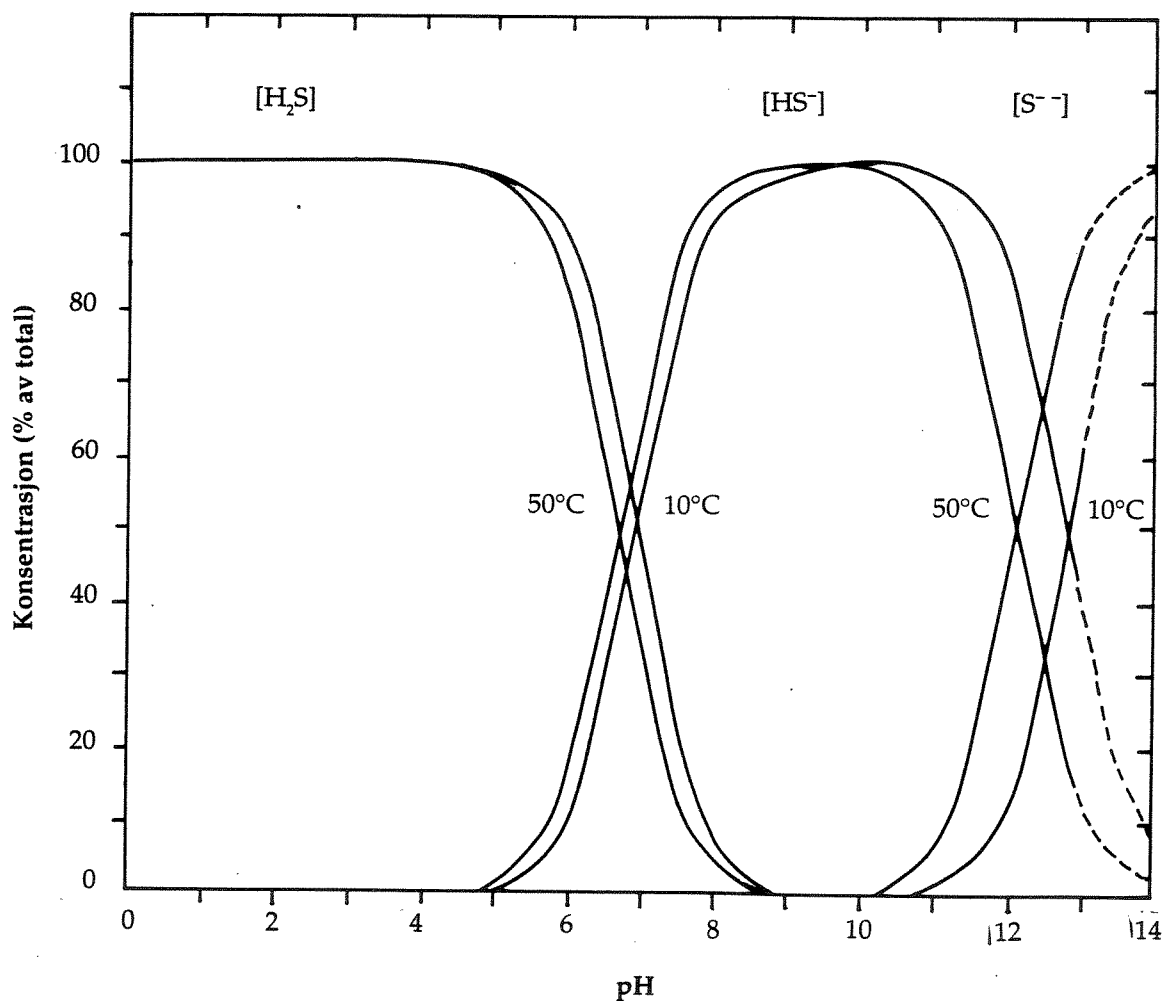
### Frigivelse av $H_2S$ til atmosfæren

Det er som nevnt gjort mye for å bestemme mekanismene for sulfiddannelse i avløpsvann. Det er imidlertid mindre arbeid som er gjort for å bestemme de komplekse prosesser for  $H_2S$ -konsentrasjon i atmosfæren (Matos og de Sousa, 1992).

Matos og Sousa (1992) har etablert en matematisk modell for å bestemme konsentrasjonen av hydrogensulfid i atmosfæren, målt i luftlaget rett over avløpsvannet. Modellen ble testet med gode resultater i en hovedavløpsledning på den portugisiske øya Madeira.

Hydrogensulfiddannelse i atmosfæren er avhengig av sulfidkonsentrasjon i avløpsvannet, pH, turbulens, aerodynamiske forhold på grunn av ventilasjon samt røroverflatens ruhet. Resulterende konsentrasjon av  $H_2S$  i atmosfæren er avhengig av mengden som transporteres fra væsken til atmosfæren og mengden som transporteres til rørvæggen fra atmosfæren (Matos og de Sousa, 1992).

Hydrogensulfiddannelse i atmosfæren er avhengig av sulfidkonsentrasjon i avløpsvannet, pH, turbulens, aerodynamiske forhold på grunn av ventilasjon samt røroverflatens ruhet. Resulterende konsentrasjon av  $H_2S$  i atmosfæren er avhengig av mengden som transporteres fra væsken til atmosfæren og mengden som transporteres til rørvæggen fra atmosfæren (Matos og de Sousa, 1992).

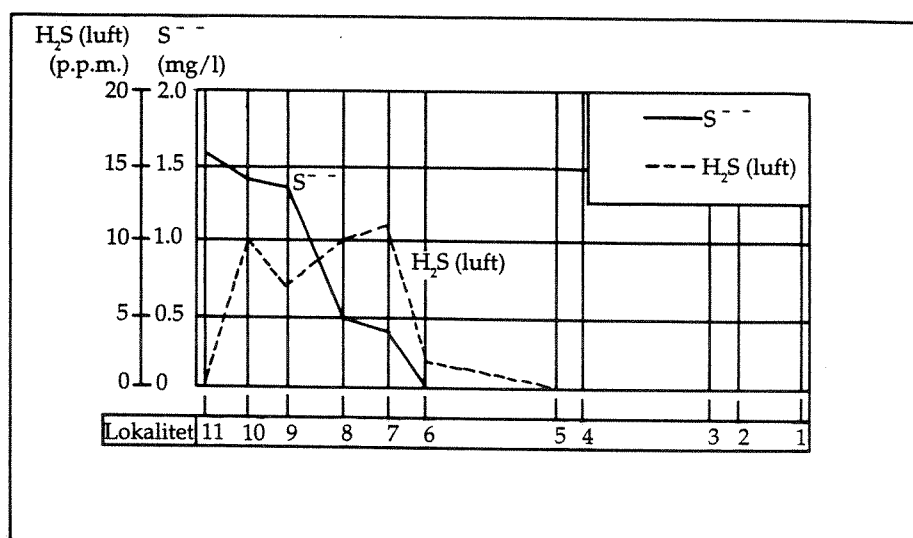
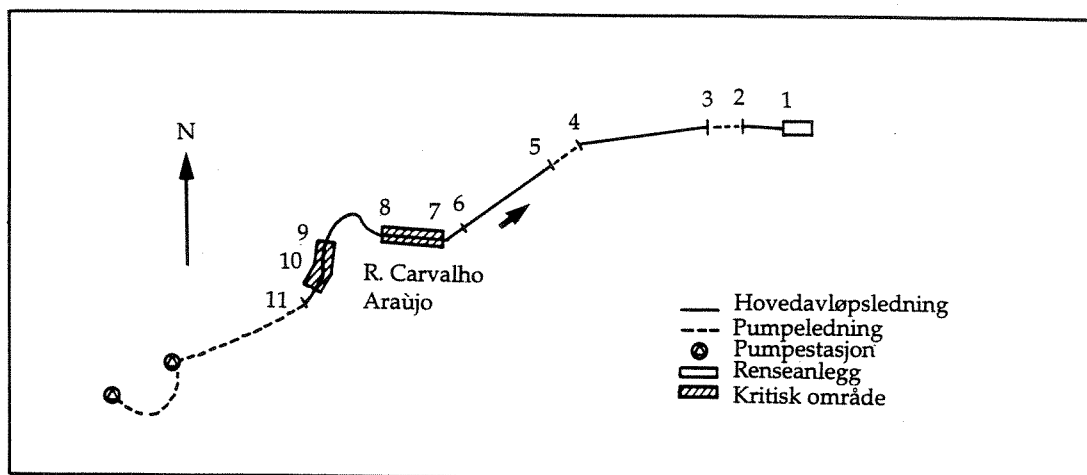


Figur 4. Hydrogensulfid-likevekten som funksjon av pH.

Massetransporten pr overflate og tidsenhet av  $H_2S$  fra avløpsvann til atmosfæren er blant annet avhengig av  $H_2S$  konsentrasjonen i avløpsvannet (mg/l) og den relative metningsgraden i atmosfæren i forhold til likevektskonsentrasjonen ( $g_{H_2S}/m^3$  og  $g_{H_2S \text{ Likevekt}}/m^3$ ). Også hastighet på avløpsvannet og turbulens spiller en stor rolle for massetransporten.

Rørveggen vil som oftest være fuktig, og massetransporten av  $H_2S$  fra atmosfæren til rørveggen vil blant annet være avhengig av den relative forskjellen av  $H_2S$  i atmosfæren og  $H_2S$  i vannet på rørveggen. På grunn av turbulens i atmosfæren, f.eks p.g.a ventilasjon, vil det dannes et laminært strømmingssjikt nær rørveggen som kan forhindre hydrogensulfid å passere strømmingssjiktet og nå fuktigheten på rørveggen.

Figur 5 viser hovedledningen som ble benyttet i et forsøk på Madeira og sammenhengen mellom sulfidinnhold i atmosfæren og i avløpsvannet. De største konsentrasjonene både i avløpsvannet og i atmosfæren er målt rett nedstrøms pumpeledningen. Konsentrasjonen i avløpsvannet er jevnt avtagende, mens konsentrasjonen i atmosfæren er varierende og avhengig av forholdene på nettet.



**Figur 5.** Konsentrasjon av  $H_2S$  gass i vann og i atmosfæren i hovedavløpsledningen i byen Funchal på Madeira med skjematisk fremstilling av hovedavløpsnett (Matos og de Sousa, 1992).

## 2.2. Effekter i transportsystem og renseanlegg

I dette kapittelet kommenteres først de anleggskomponentene som er mest utsatt for dannelse av septisk avløpsvann. Deretter omtales hvilke effekter  $H_2S$  kan ha på korrosjon, renseprosesser, lukt, helse og arbeidsmiljø. Mulige økologiske effekter omtales kort.

## Utsatte anleggskomponenter

### Pumpestasjoner/pumpeledninger

I nesten alle rapporterte tilfeller lokaliseres de største  $H_2S$  problemene nedstrøms pumpeledninger, hvor  $H_2S$  som er dannet i avløpsledningen frigjøres til atmosfæren pga turbulens. De største problemene oppstår hvis ventilasjonen i tillegg er utilfredsstillende og fuktigheten høy (Boon, 1992). Kummer eller overganger fra pumpeledninger til gravitasjonsledninger er derfor spesielt utsatte.

Pumpeledninger med lang oppholdstid er spesielt utsatt for dannelse av  $H_2S$ , fordi slimlaget hvor  $H_2S$  dannes har et stort overflateareal og som følge av manglende oksygentilførsel (Richardson, 1979).

I pumpestasjoner kan  $H_2S$  dannes i pumpeumpene dersom oppholdstiden er lang.

### Gravitasjonsledninger

Store gravitasjonsledninger med dårlig fall vil ofte ha lang oppholdstid og kan forårsake septisk avløpsvann.

### Fordrøyningsbasseng og renseanlegg

Fordrøyningsbasseng eller oppstuvning i tilførselskanaler til renseanlegg kan føre til dannelse av  $H_2S$ . I renseanlegg kan  $H_2S$  utvikles både i avløpsvannet og i slammet. I forsedimenteringen kan  $H_2S$  dannes på grunn av lang oppholdstid eller ufullstendig slamtapping. Problemer kan også oppstå i mellom- eller ettersedimentering og i slamfortykkere. Problemer i slamfortykkere oppstår spesielt ved ustabil slam fra høybelastede renseanlegg (Tomlinson og Bruce, 1979). Septikmottak kan, avhengig av mengde, også gi problemer på renseanlegget.

## Korrosjon

Omfang av korrosjon i avløpsanlegg er avhengig både av mengde hydrogensulfid, svovelsyre ( $H_2SO_4$ ) og sulfatkonsentrasjon ( $SO_4$ ) dersom avløpsvannet er anaerobt. Korrosjonen er også avhengig av hvor lang tid anleggskomponentene eksponeres for tilstrekkelig høye nivåer av  $H_2S$ ,  $H_2SO_4$  eller  $SO_4$ , og hvor resistente materialene i avløpsanlegget er mot mikrobielle og kjemiske korrosjonsangrep.

Betongledninger er mest utsatt for  $H_2SO_4$ -korrosjon, men også stål og støpejern korroderer når materialet eksponeres for svovelsyre.  $H_2S$  korroderer metaller, men metaller kan også korroderes som følge av mikrobiell korrosjon (sulfatkorrosjon).

$H_2SO_4$ -korrosjon i betongledninger er kanskje den mest alvorlige i forbindelse med kommunalt avløpsvann. Store deler av avløpsnett er bygget ut med betongledninger, og korrosjonen er omfattende når den først opptrer. Korrosjon i betongledninger omtales kort.

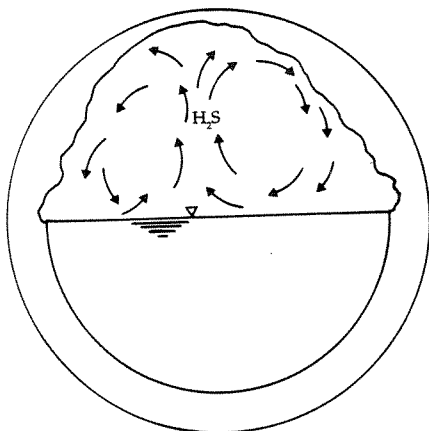
Metallkorrosjon kan også være svært omfattende og alvorlig i de tilfeller de opptrer, men en mindre andel av avløpsnett er lagt med metallrør

### Mikrobiell korrosjon i betongavløpsledninger

$H_2S$  som dannes i avløpsvannet frigjøres til atmosfæren over avløpsvannet hvor svoveloksyderende bakterier er tilstede på den fuktige rørveggen. *Thiobacillus thiooxidans* produserer svovelsyre ( $H_2SO_4$ ) ved aerob oksydasjon av  $H_2S$  (Parker, 1945). Betongen som blir angrepet av svovelsyren blir omdannet til en masse bestående av kalsiumsulfat (gips) samt sand og stein i betongen.



Temperaturgradienten mellom avløpsvannet og atmosfæren/rørveggen forårsaker en nedadgående luftstrøm langs rørveggen. Dette tvinger en varmere oppadgående luftstrøm i senteret av røret. Toppen av røret blir, som et resultat av dette, utsatt for den maksimale konsentrasjonen av  $H_2S$ . Et annet utsatt område er i overgangen væske/luft hvor vannivået stiger og synker og vasker bort allerede dannet gips, og avdekker nye "friske" områder som kan utsettes for korrosjon. Den sistnevnte korrosjonen er mest utbredt når syren produseres raskt og ikke får tid å reagere før den når vannfasen (Richardson, 1979). I slike tilfeller kan en stor andel av syren føres tilbake til avløpsvannet, hvor den omdannes igjen til sulfation (Pomeroy, 1990). Mengden syre er for liten til å forandre pH i avløpsvannet og korrosjon forekommer derfor ikke under vannoverflaten (Richardson, 1979).



**Figur 6.** Typisk korrosjonsangrep i betongledninger.

Flere faktorer (fysiske, kjemiske og biologiske) påvirker dannelse av  $H_2SO_4$  som næringstilgang, fuktighet,  $H_2S$ -konsentrasjon, temperatur, pH og vekst av svoveloksyderende bakterier (Mori *et al.*, 1991).

#### Fuktighet:

Fuktighet på rørveggen er en nøkkelfaktor m.h.t. mikrobiell aktivitet og korrosjon på røroverflaten, og må være tilgjengelig for at bakteriene skal danne  $H_2SO_4$  (Bowker, *et al.*, 1989). Temperaturen i avløpsvannet er i de fleste tilfeller høyere enn i atmosfæren. På grunn av denne temperaturforskjellen unnviker vanddamp fra avløpsvannet. Fuktigheten på rørveggen vil imidlertid ikke bare være avhengig av den relative fuktigheten (RF) i atmosfæren, men også av temperaturen i atmosfæren og på rørveggen. Dersom luft tilføres avløpsledningen slik at duggpunkttemperaturen blir høyere enn rørveggtemperaturen, vil fuktigheten i luften avsettes på rørveggen. Dersom temperaturen i atmosfæren er lavere enn rørveggen og rørveggen er våt, vil RF øke og redusere fuktigheten på rørveggen. Forsøk som er gjennomført viser at selv om relativ fuktighet overstiger 95% vil ikke korrosjonen opptre dersom rørveggtemperaturen er høyere enn duggpunkttemperaturen. Fuktigheten på røroverflaten kan også forårsakes av infiltrasjon fra grunnen (Technological standing committee on hydrogen sulphide corrosion in sewerage works, 1989).

Ofte er ventilasjon av avløpsrør utilstrekkelig, slik at fuktighet ikke blir den begrensende faktor for svovelsyreproduksjon. Dersom overflaten er tørr kan imidlertid svovelet avsettes på rørveggen.

### Næringstilgang:

Svovel, nitrogen, karbon og mineralsalter er nødvendig for at de svoveloksyderende bakteriene skal vokse. Karbondioksyd blir benyttet som karbonkilde, og karbon som  $\text{CO}_2$  er rikelig tilgjengelig i atmosfæren. Svovel blir tilgjengelig via  $\text{H}_2\text{S}$ . Nitrogen vil hovedsakelig komme fra ammonium som unnviker fra atmosfæren. Behovet for mineralsalter er varierende fra organisme til organisme, men de essensielle mineralsaltene blir tilgjengelig som følge av oppløsning av betong. Når vannfasen vil også noen mineraler tilføres bakteriene fra avløpsvannet.

### Temperatur:

Optimal temperatur for de svoveloksyderende bakteriene er  $30\text{ }^\circ\text{C}$ . Ved  $15\text{ }^\circ\text{C}$  er svovelproduksjonen kun ca. 1/4 av svovelproduksjonen ved  $30\text{ }^\circ\text{C}$ .

### pH:

Bakteriene er meget tolerante overfor lav pH.

I Japan er effekten av næringstilgang, fuktighet og pH på mikrobiell korrosjon av betongledninger studert. Det er gjennomført 4 forskjellige eksperimenter hvor korrosjon ble studert 1) i en gitt avløpsledning, 2) på betongprøvestykker plassert i en avløpskum, 3) i betongledning plassert i et pilotanlegg under kontrollerte betingelser og 4) i labratorieskala. Alle de fire eksperimentene ga størst korrosjon i overgang væskefase/luft. Her hadde bakteriene optimale betingelser på grunn av kontinuerlig tilførsel av fuktighet og næringssalter. I tillegg var det tilstrekkelig med løst oksygen fra atmosfæren samt sulfider fra atmosfæren ( $\text{H}_2\text{S}$ ) og fra avløpsvannet ( $\text{H}_2\text{S}$  og  $\text{HS}^-$ ). Korrosjonen ble maksimal når fuktighet og næringssalter tilføres kontinuerlig til områder med god oksygentilgang (Tadahirol *et al.*, 1992). Korrosjonshastigheten ved vannivået var  $4.7\text{ mm/år}$ , hvor temperaturen varierte mellom  $10\text{-}30\text{ }^\circ\text{C}$ .

Selv om temperaturen i Norge ikke er sammenlignbar med temperaturen i Japan, gir følgende regneeksempel et inntrykk av hvor alvorlig  $\text{H}_2\text{S}$  korrosjon kan være. En stor andel av ledningsnett i Norge som er eldre enn 1970, er lagt som betong. Dominerende dimensjon for avløpsnett lagt i denne perioden er  $225\text{ mm}$  og  $300\text{ mm}$  (Sægrov, 1992). Etter Norsk standard i denne perioden tilsier dette en godstykkelse på ca  $45\text{ mm}$ . Avløpsrørene i Norge vil ha en levetid på ca  $10\text{ år}$  forutsatt korrosjonshastigheten som ble funnet i det japanske forsøket. I følge tyske kilder (Schremmer, 1986) kan en regne med en gjennomsnittlig korrosjonshastighet på grunn av svovelsyre på betongavløpsrør på  $3\text{-}6\text{ mm/år}$ . Dette gir med vårt regneeksempel en levetid på  $7\text{ - }15\text{ år}$  for et typisk avløpsrør.

I Nederland ble det gjennomført forsøk for å bestemme korrosjonshastighetene i forskjellige gravitasjonsledninger for kommunalt avløp (Polder og Mechelen, 1989). Det ble satt ned prøvestykker, hvor resultatene var noe varierende avhengig av lokaliteten. De alvorligste tilfellene viste korrosjonshastigheter på  $0.5\text{-}2\text{ mm pr år}$ . Ved noen lokaliteter ble det ikke registrert korrosjon. Temperaturen i forsøksperioden varierte fra  $11\text{-}18\text{ }^\circ\text{C}$ . Dette gir en levetid på henholdsvis  $90$  og  $22\text{ år}$ , som også er vesentlig mindre enn ønsket levealder. Ønsket levealder er minimum  $100\text{ år}$ .

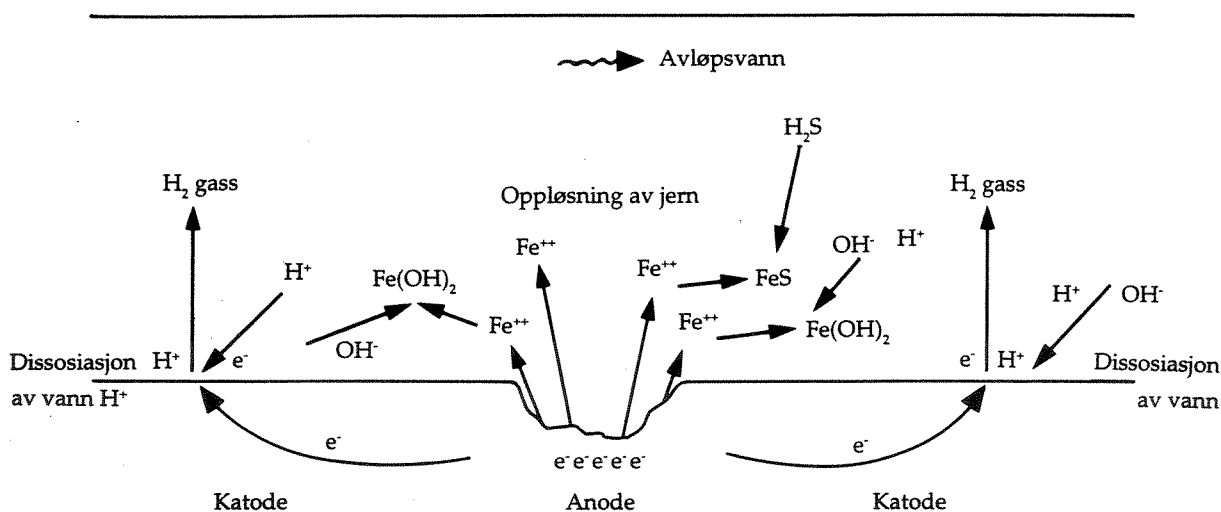
### Mikrobiell korrosjon av metall

Avløpsrør av jern og stål kan under anaerobe forhold korrodere. Korrosjonsangrepet er ikke jevnt over hele overflaten slik en finner det i nærvær av luft, men arter seg som "pitting" dvs. lokale angrep som raskt kan føre til gjennomhulling.

Dersom jern plasseres i et vandig miljø i fravær av oksygen vil jernet gå i oppløsning, samtidig med at vann dissosierer i hydrogenioner ( $H^+$ ) og hydroksylioner ( $OH^-$ ). Oppløsning av jern er en anodereaksjon og dissosiasjon av vannet er en katodereaksjon. Jernioner og hydroksylioner frigis til avløpsvannet og danner jernhydroksyd (Fiksdal, 1982).

Jernsulfid kan dannes dersom  $H_2S$  er tilstede i atmosfæren.

Hydrogenionene tar opp elektronene som frigis ved anoden og danner hydrogen gass. Molekylært hydrogen kan absorberes på metalloverflaten, og vil kunne hindre en fortsatt overføring av elektroner til hydrogenionene (katodisk inhibering). Dersom korrosjonen skal kunne fortsette må absorbert hydrogen fjernes, og i et aerobt miljø kan dette skje ved at oksygen reagerer med hydrogen og danner vann. Dersom ikke oksygen er tilstede, kan *sulfatreduserende* bakterier fjerne det molekylære hydrogenet. Noen av artene innenfor *sulfatreduserende* bakterier kan skaffe seg energi ved å oksydere hydrogen i nærvær av sulfat (Fiksdal, 1982). Pitting korrosjon er vist i figur 7.



Figur 7. Anaerob metallkorrosjon.

#### Kjemisk korrosjon:

$H_2SO_4$ -korrosjon og sulfatkorrosjon er en mikrobiell korrosjon hvor bakteriene i den førstnevnte korrosjonen produserer syre som virker korrosivt, mens de andre bakteriene deltar i elektrokjemiske reaksjoner på metalloverflaten. Korrosjon forårsaket av  $H_2S$  gass betegnes som kjemisk korrosjon. Korrosjon fra  $H_2S$  opptrer i de fleste tilfeller hvor gassen er i kontakt med metaller, og er mest synlig ved at elektrisk utstyr og armatur i pumpestasjoner og rensaneanlegg korroderer. Korrosjonen gjør seg også gjeldende ute i avløpsnettet dersom  $H_2S$  er tilstede, men kan være vanskeligere å oppdage.

Støpejern og stål kan korroderes av  $H_2S$  hvor jernkrystaller felles ut og danner jernsulfider. Denne form for korrosjon blir betegnet som gravitisering. Bronse, kobber, kobber-nikkellegeringer og messing kan også angripes av  $H_2S$  over vannivået, og danner sulfider med metallene. Aluminium kan angripes både over og under vannivået (Richardson, 1979).

## Påvirkning på renseprosesser

Det er sparsomt med litteratur som refererer til effekt av  $H_2S$  i avløpsvann på renseprosesser, men det finnes indikasjoner på at septisk avløpsvann kan redusere kapasiteten i biologiske renseanlegg.

### Nitrifikasjon

Det er påvist at septisk avløpsvann kan inhibere nitrifikasjon i aktivslam-anlegg, dersom ikke avløpsvannet luftes i forkant av biotrinnet (egne luftetanker eller f.eks i luftede sandfang). I biologiske filtre som mottar septisk avløpsvann er erfaringene ulike med hensyn til sulfidets innvirkning på nitrifikasjon. Der det ikke er observert signifikante effekter på omsetningshastigheten, kan årsaken ha vært at sulfidet oksyderes i de øvre lagene og nitrifikasjon skjer i de nedre lagene (Tomlinson og Bruce, 1979).

### Sedimenterbarhet

Flere forfattere hevder at sedimenterbarheten i aktivslam-anlegg reduseres og undersøkelser i USA stadfester dette uten at den spesifikke årsak til problemet ble funnet. Lufting av avløpsvannet før sedimentering hindret problemet i å oppstå. Oversiktsundersøkelser i England indikerer imidlertid ingen sammenheng mellom mottak av septisk avløpsvann og forekomst av flyteslam. Det er også uenighet om hvilken effekt  $H_2S$  alene kan ha på sedimenterbarheten, fordi septisk avløpsvann kan inneholde andre stoffer som også kan føre til redusert sedimenterbarhet. Det er imidlertid bevist at filamentære mikroorganismer nyttiggjør seg av flyktige fettsyrer og/eller sulfater/sulfider (Tomlinson og Bruce, 1979). Større forekomst av filamentære mikroorganismer gir normalt dårlig sedimenterbarhet, slamsvelling, flyteslam, skum etc.

Hvitved-Jacobsen *et al.* (1983) hevder også at sulfidholdig avløpsvann kan fremme veksten av trådformede bakterier og forringe sedimenterbarheten. Hals renseanlegg i Hals kommune på Nordjylland har hatt problemer med  $H_2S$ , og det er også problemer knyttet til vekst av filamentære mikroorganismer.

### Redusert kapasitet/økt oksygenbehov.

En annen betydelig konsekvens av  $H_2S$  i avløpsvannet er at økonomien ved renseanlegget forverres, fordi  $H_2S$ -innholdet øker oksygenbehovet når  $H_2S$  oksyderes til sulfat (Hvitved-Jacobsen, 1983). Dersom kapasiteten på renseanlegget er dårlig, kan dette igjen påvirke rensegraden.

### Slambehandling

Undersøkelser av slam fra høyt belastede biologiske anlegg viser en sammenheng mellom ustabil slam og septisk avløpsvann. Forandringer i slammets sammensetning kan gi redusert filtrerbarhet, økt koagulantdosering, økt fraksjon av ikke sedimenterbart stoff i vannfasen og økt konsentrasjon av oksyderbart stoff i vannfasen (Tomlinson og Bruce, 1979).

Sulfatreduserende bakterier kan utkonkurrere metanproduserende bakterier når  $COD/SO_4$ -forholdet avtar, og sulfidet som produseres kan virke inhiberende (Choi og Rim, 1990). Dette kan gi negative effekter på anaerob slambehandling, med lite stabilt slam og lav metanproduksjon som resultat. Mesteparten av hydrogensulfidet i avløpsvannet vil imidlertid være avgitt til atmosfæren før slambehandlingen slik at dette neppe vil være et reelt problem.

### Kjemiske renseanlegg

Det er ikke meldt om spesielle problem m.h.t  $H_2S$  i kjemiske renseanlegg. Generelt kan anaerobe forhold forårsake at treverdige jern går over til toverdige jern. De fleste renseanlegg i Norge operer med treverdige jern som fellingskjemikal, fordi dette er mer effektivt sammenlignet med toverdige jern.

Anaerobt avløpsvann kan dermed virke negativt inn på felleingsprosessen.  $H_2S$  utvikling kan også tenkes å få negativ innvirkning på fellingsprosessen dersom pH blir påvirket slik at fellings-pH faller utenfor det optimale området.

## Lukt, arbeidsmiljø og helse

H<sub>2</sub>S er en fargeløs, lettantennelig gass som er tyngre enn luft og har en administrativ norm på 10 ppm. (Arbeidstilsynet, 1989). Lukten av hydrogen sulfid er høyst ubehagelig, og er i de fleste tilfeller beskrevet som lukten av råtnede egg. Opplevelsen av lukten er subjektiv, men kan være et problem for personell som arbeider i avløpsanlegg og for naboer til disse anleggene. Eksponeringsnivå og effekten av hydrogen sulfid er angitt i tabell 1 hvor det fremgår at lukten registreres ved svært lave konsentrasjoner. (0,005-0.15 ppm). Ubehagelig lukt forekommer i konsentrasjoner på 3-5 ppm. (U.S National Research Council, 1979).

Foruten å være et luktproblem, kan H<sub>2</sub>S forårsake akutt eller langvarig helseskade. Ved konsentrasjoner rundt 10 ppm, kan det forekomme irritasjon av slimhinner og øyne, hodepine, kvalme svimmelhet og brekninger (Arbeidstilsynet, 1989).

Ved høye konsentrasjoner kan luktesansen lammes, og alvorlige forgiftninger kan føre til bevisstløshet, respirasjonsstans og død.

Forsinket virkning flere uker etter akutt forgiftning kan kamuflere årsakssammenhengen (Tvedt, 1989).

**Tabell 1.** Eksponeringsnivå og effekt av hydrogen sulfid (Direktoratet for arbeidstilsynet, 1989).

H <sub>2</sub> S (ppm)	Effekt
0,005-0,15	Terskelverdi for luktesans
10-20	Terskelverdi for øyeirritasjon
50-100	Alvorlig øyeskade
150-250	Tap av luktesans
320-530	Lungeødem, fare for livet
530-1000	Kramper og hyperventilasjon fulgt av respirasjonsstans
1000-2000	Kollaps, død.

I tillegg til akutt forgiftning kan H<sub>2</sub>S føre til varige mén, og mistenkes for å være kreft-fremkallende (dette er ikke påvist). Langtidseffektene kan resultere i hukommelsessvikt, smerte i ledd, hevelser i ansikt/hals og søvnproblemer (Fagbladet, 1992). H<sub>2</sub>S kan skade nervesystemet (Tvedt, 1989).

Enkelte individer er mer sensitive overfor H<sub>2</sub>S enn andre, og dette kan skyldes blandet eksponering av andre kjemikalier/gasser samtidig, tidligere eksponeringer og tidligere/nåværende sykdommer (Alberta Health, 1985).

## Økologiske effekter

I perioder med lang overløpsdrift (nedbør, snøsmelting eller driftsstans) kan avløpsvann med innhold av H<sub>2</sub>S bli ledet via overløp til omkringliggende vassdrag, og kan forekomme i vannforekomsten lenge nok til å forårsake økologisk skade. H<sub>2</sub>S er akutt toksisk for vannorgansimer ved svært lave konsentrasjoner. Økologisk skade kan opptre ved H<sub>2</sub>S-konsentrasjoner under 0.1 mg/l avhengig av resipientens pH, temperatur og oksygeninnhold (Crabtree, 1986).

## 2.3. Dokumenterte problemer nasjonalt og internasjonalt

### Karakteristiske trekk ved land som har problemer

Hydrogensulfid i avløpsanlegg har vært sett på som et potensielt problem siden begynnelsen av 1900 tallet. Det ble spesielt fokusert på problemet i 1970-årene, da flere angrep på avløpsledninger i Midtøsten ble oppdaget (Bland, 1992).

Det finnes henvisninger i litteraturen til problemer som har oppstått i avløpsanlegg på grunn av  $H_2S$  - utvikling, spesielt med hensyn til lukt og korrosjon. Det er svært lite dokumentasjon vedrørende helse og rensesanlegg.

De største problemene er rapportert fra land med relativt høye middeltemperaturer som Sør-Afrika, Midt-Østen, Australia og USA. Det finnes også eksempler på problemer i kaldere klima som i Tyskland, Nederland, England, Finland, Danmark, Sverige og Norge.

Temperaturen påvirker som nevnt i kapittel 2.1 omsetningshastigheten og dannelse av  $H_2S$  samtidig som den har stor betydning for dannelse av  $H_2SO_4$ . pH er viktig med hensyn til hvor mye av sulfidforbindelsene som foreligger som  $H_2S$  og som dermed kan unnvike til atmosfæren.

I tabell 2 vises gjennomsnittstemperaturer og vannets pH i England, Midt Østen og USA.

**Tabell 2.** Gjennomsnittstemperaturer og vannets pH i England, Midt Østen og USA (Richardson, 1979).

Område	Temperatur i avløpsvann (°C)		Typiske pH- verdier
	Sommer	Vinter	
England	19	14	6.7-8.2
USA (California)	24-32	15-24	7.0
Midt-Østen	26	20	7.0-8.0

Turbulens i avløpsvannet har som nevnt stor betydning for hvor mye  $H_2S$  som unnviker til atmosfæren. Det finnes eksempler fra anlegg med turbulente forhold hvor avløpsvann har inneholdt mindre mengder med  $H_2S$  og hvor temperaturen har vært forholdsvis lav, men som har resultert i 6% svovelsyre på utsatte flater (Bland, 1992). Den maksimale konsentrasjonen som kan opptre før *Thiobacillus* hemmes, er en løsning på 7%  $H_2SO_4$  (Pomeroy, 1990). Dette bekrefter at turbulens spiller en stor rolle og at  $H_2S$  kan oppstå i land med lavere middeltemperaturer (Bland, 1992). Det nevnes forøvrig at turbulens kan være positivt for å unngå anerobe forhold dersom ikke  $H_2S$  allerede er dannet.

$H_2S$  kan derfor ikke utelukkes i land med lavere middeltemperaturer, men problemet vil sannsynligvis ha mindre utbredelse. Det er imidlertid vanskelig å generalisere, fordi utviklingen av  $H_2S$  og de effekter som  $H_2S$  gir på avløpssystemet også i stor grad er avhengig av utforming av avløpssystemet, materialvalg og drift.

Det er også vanskelig å si noe om omfanget i hvert enkelt land, fordi litteraturen stort sett henviser til enkelte anlegg. De fleste litteraturreferanser omtaler i tillegg de samme anleggene. Dette trenger ikke bety at problemet begrenser seg til enkelttilfeller, men at slike problemer ikke er dokumentert og publisert. Dette kan igjen skyldes at H<sub>2</sub>S som problemårsak er vanskelig å identifisere, eventuelt er vanskelig å isolere fra andre effekter i avløpsnett. Det kan også tenkes at H<sub>2</sub>S-problemet rett og slett ikke er omfattende, men er begrenset lokalt og regionalt forårsaket av stedlige forhold.

Det er imidlertid gjennomført større undersøkelser for å avdekke problemomfanget i enkelte land, hvor Sør-Afrika spesielt kan nevnes. Nedenfor gis en oppsummering av noe litteratur som refererer til problemer i de enkelte land. På grunn av relativt sparsomme litteraturreferanser gir ikke opplistingen et generelt bilde på problemomfanget.

## Norge

pH i norsk avløpsvann varierer normalt fra 7-8 (Ødegaard, 1992). Middelttemperaturen i vinterhalvåret antas å være i området 5-10 °C og i sommerhalvåret 15-18 °C. Det vil si lavere middeltemperaturer enn England, hvor problemet er begrenset til utslippspunkt fra pumpeledninger. I Norge er det nærliggende å tro at problemene ikke er så store, fordi vi i tillegg har tynt avløpsvann og gode fallforhold med god oksygentilgang. Det finnes imidlertid ikke mye litteratur på området, og det er heller ikke gjort noen omfattende undersøkelser av problemomfanget.

I henhold til Sægrov (1992) som har beskrevet tilstand og tilstandsendinger for betongavløpsledninger, er hydrogensulfid-problemet av begrenset betydning i Norge. Dette begrunnes med at ledningsnett stort sett har bra fall med høy innblanding av oksygen, lite sedimentering og lav vanntemperatur.

Det er gjennomført en undersøkelse av betongavløpsledninger som fører septisk slam. Tømming av septisk slam på ledningsnett medfører økt risiko for sulfidkorrosjon på avløpsledninger av betong. I Norge forekommer tømming av septisk slam ute på avløpsnett flere steder. Dette er mest utbredt ved avløpsledninger som er tilknyttet større renseanlegg. På enkelte renseanlegg har mottak i egne enheter skapt alvorlige driftsproblemer, der tømming på nettet har redusert disse problemene. Det ble gjennomført en undersøkelse av en betongavløpsledning, som hadde mottatt septisk slam i 12 år, og denne viste ingen nevneverdig tegn til sulfidkorrosjon. En enkelt analyse er imidlertid for lite til å si noe sikkert om problemet, og det kan ikke utelukkes at sulfidkorrosjon forekommer i slike tilfeller (Fløgstad og Mosvoll, 1988).

Statens arbeidsmiljøinstitutt (1992) har kartlagt forekomsten av helseplager og eksponering for mikroorganismer og kloakkgasser, blant annet H<sub>2</sub>S, på arbeidsplassen. Undersøkelsen omfattet 131 avløpsarbeidere og 15 anlegg i Follo-området. Målingene viste generelt lavt nivå av hydrogensulfid på anleggene (under 1 ppm). På ett av anleggene var det imidlertid kortvarige, prosessavhengige høye konsentrasjoner (100 ppm). Symptomer hos arbeiderne var såre øyne, tretthet og konsentrasjonsvansker (Arbeidsmiljøinstituttet, 1992).

H<sub>2</sub>S-forgiftninger i Norge forekommer særlig ved kloakkarbeider, i sildolje og fiskemelindustri, samt ved håndtering av bløtgjødsel i landbruket. H<sub>2</sub>S forgiftning opptrer også i oljeindustrien (Tvedt, 1981).

I neste kapittel presenteres resultater fra spørreundersøkelsen om H<sub>2</sub>S i norske avløpsanlegg som dokumenterer hvordan problemomfanget oppfattes i Norge m.h.t lukt, korrosjon, påvirkning på renseprosesser og påvirkning av helse/arbeidsmiljø. Slike spørreundersøkelser preges subjektivt av de som besvarer, men høy svarprosent og mottatte svar indikerer at problemet med hydrogensulfid i norske avløpsanlegg kan være større enn antatt. Det bør derfor utføres videre forsøk på avløpsledninger og renseanlegg hvor det er rapportert om problemer, for å avdekke problemomfanget.

## Europa

I *Sverige* er det alvorlige problemer med dannelse av hydrogensulfid ved flere anlegg. Problemene har økt de siste årene som en følge av lengre avløpsledninger, og et redusert vannforbruk spesielt i industrien. Begge disse faktorene har ført til lengre oppholdstid i avløpsnett.

Problemet er størst i store pumpeledninger, og har ført til luktproblem i pumpestasjoner, ventilasjonssystem og i hus som er tilkoblet avløpsnett. Det har oppstått korrosjonsproblemer på ledninger, bassenger, maskinell utrustning og elektrisk utstyr. I tillegg har risikoen for forgiftning av personell ved ledningsnett, pumpestasjoner og renseanlegg økt (Jacobsen, 1981).

I følge Bland (1992) er det eksempler på H<sub>2</sub>S korrosjon i *Finland*, selv om temperaturen er forholdsvis lav. Korrosjon i Finlands aldrende ledningsnett forårsaker lekkasje og forurensere vannforekomster. I betongavløpsledninger antas hydrogensulfid å være hovedårsaken til korrosjonen (Hamalainen 1979).

I mange kommuner i *Danmark* pumpes ofte spillvann fram til sentrale renseanlegg. Som en følge av dette har en registrert dannelse av H<sub>2</sub>S og problemer som oppstår når H<sub>2</sub>S kommer i kontakt med atmosfæren (Jacobsen, 1983).

Typiske temperaturer i *England* varierer mellom 18 °C om sommeren til omtrent 14 °C i vintermånedene. Det er gjennomført en undersøkelse for å bestemme omfanget av H<sub>2</sub>S-problemet. I undersøkelsen ble det konkludert med at problemet i England er begrenset til korrosjon i utslippspunkt (utløp), eller i avløpsledninger med anaerobt avløpsvann i tilknytning til pumpeledninger og heverter. Sulfidkorrosjon kan også oppstå i gravitasjonsledninger, men det finnes ingen eksempler på dette i de avløpsledninger som ble undersøkt (Stephenson og Britton, 1985).

I *Nederland* er det gjennomført en studie av nitten pumpestasjoner for å studere H<sub>2</sub>S korrosjon på betong. Korrosjonen var forårsaket av svovelsyre (Falentijn og Van Hulst, 1979).

Schremmer (1972) viser til at problemet i *Tyskland* ikke er så stort som i varmere land, men at problemet også eksisterer i dette landet.

I tysk faglitteratur finnes flere henvisninger til H<sub>2</sub>S korrosjon i avløpsanlegg og det er meldt om problemer spesielt i Hamburg (EWPCA, 1982).

H<sub>2</sub>S-korrosjon i septiktanker i *Frankrike* har jevnlig blitt rapportert. Det er imidlertid vanskelig å kvantifisere omfanget (Derangere og Cochet, 1991).

## Utenfor Europa

Siden 1940 har korrosjon av betongledninger vært et alvorlig problem i *Sør Afrika*, hvor det i 1950 årene ble gjennomført en større undersøkelse for å kartlegge problemet (Barnard, 1967). Forekomst av korrosjon ble kartlagt i flere store byer, hvor det ble funnet sammenhenger mellom H<sub>2</sub>S innhold og korrosjon i kummer, ledninger og pumpestasjoner. Omfanget av korrosjon var avhengig av en rekke faktorer. Kummer med høy fuktighet var spesielt utsatt. Generelt var rørledningene oppstrøms kummene mer alvorlig korrodert enn nedstrøms. I pumpestasjoner var korrosjonen avhengig av vedlikehold, hvor det var lite korrosjon i pumpestasjoner som ble rengjort ofte. Lav hastighet i rørledningene resulterte i høy produksjon av H<sub>2</sub>S, og turbulens resulterte i lokal korrosjon. Korrosjon var utbredt ved utslippspunkt fra pumpeledninger (Gregor *et al.*, 1959).



I *USA* er det utgitt en egen håndbok for å bekjempe hydrogensulfidproblemet (US EPA, 1974) Håndboken refererer til flere tilfeller hvor det er oppstått problemer p.g.a. H<sub>2</sub>S.

I *Australia* finnes det flere eksempler på H<sub>2</sub>S- korrosjon, og H<sub>2</sub>S karakteriseres som et alvorlig problem for forvaltningen (Thistlewayte, 1972).

I *Irak* refereres det til omfattende korrosjon i Bagdads hovedavløpsnett (Aldred og Eagles, 1982).

I *Japan* er det observert omfattende korrosjon på selvfallsledning av betong etter pumpeledning (Tadahiro, 1992). Hydrogensulfid er også hovedårsak til korrosjon av metaller i rensesanlegg (Mishina og Azuma, 1989).

### 3. H<sub>2</sub>S problem i norske avløpsanlegg (spørreundersøkelse).

#### 3.1. Metode

Omfanget og effekter av hydrogensulfid (H<sub>2</sub>S) i avløpsanlegg i Norge er kartlagt ved hjelp av spørreskjemaet "Hydrogensulfid i norske avløpsanlegg". Spørreskjemaet ble tilsendt samtlige norske kommuner sommeren 1993. Svarprosenten var 39%.

Spørsmålene skulle avdekke omfang av hydrogensulfid i norske avløpsanlegg, hvilke effekter H<sub>2</sub>S har på ledningsnett, renseanlegg og arbeidsmiljø og i hvor stor grad kommunen omfatter hydrogensulfid som et problem.

Vi har valgt å gi en kort presentasjon av resultatene fra spørreundersøkelsen etter samme "mal" som spørreundersøkelsen. For hvert delspørsmål i spørreskjemaet har vi gjengitt ordlyden i spørsmålet samt svarprosenten. Det fremgår også hvordan kommunene har spesifisert de enkelte delspørsmål angitt som prosent av de som har svart på spørsmålet. Summen av svar på hvert delspørsmål er nødvendigvis ikke lik 100%. Dette kan skyldes: 1) Kommunene har ikke krysset av for de ulike alternativer, men på annen måte svart på spørsmålet (summen av svar blir mindre enn 100%), 2) Det er flere mulige svaralternativer (summen av svar blir større enn 100%) og 3) Kommunene har kun delvis besvart spørsmålene (summen av svar blir mindre enn 100%). Mer utfyllende informasjon og svarskjemaer er samlet i en egen vedleggsrapport. I kap. 3.3 har vi forsøkt å belyse sammenhenger mellom svarene på delspørsmålene, og forsøkt å finne karakteristiske trekk ved kommuner som har problemer med H<sub>2</sub>S.

I tabell 3 fremgår hvilket datamateriell som ligger til grunn for resultatene, hvor det for hvert fylke er angitt antall kommuner som har svart og svarprosent.

Tabell 3. Oversikt over fylkesvis svarprosent.

FYLKE	ANTALL KOMMUNER	ANTALL SVAR	SVAR- PROSENT [%]
Østfold	22	8	36
Akershus	22	11	50
Oslo	1	1	100
Hedmark <sup>1)</sup>	22	11	50
Oppland <sup>1)</sup>	26	21	81
Buskerud	21	9	43
Vestfold	15	6	40
Telemark	18	2	11
Aust-Agder <sup>1)</sup>	15	11	73
Vest-Agder <sup>1)</sup>	15	10	67
Rogaland	26	14	54
Hordaland	34	10	29
Sogn og Fjordane	26	7	27
Møre og Romsdal	38	13	34
Sør Trøndelag	25	8	32
Nord Trøndelag	24	4	17
Nordland	45	14	31
Troms	25	9	36
Finnmark	19	3	16
<b>TOTALT</b>	<b>439</b>	<b>172</b>	<b>39</b>

<sup>1)</sup>Kommuner i disse fylkene ble purret én gang

## 3.2. Resultater

### Opplysninger om avløpssystemet

Spørsmål 1:

"Angi omtrentlig lengde på ledninger lagt som separatsystem og fellessystem. Forsøk også å spesifisere pumpeledninger og gravitasjonsledninger (selvfall) i hver gruppe. Angi ca antall km".

Tabell 4. Fordeling på separatsystem og fellessystem (svarprosent 97%).

Separatsystem	152180 km	91 %
Fellessystem	15139 km	9 %

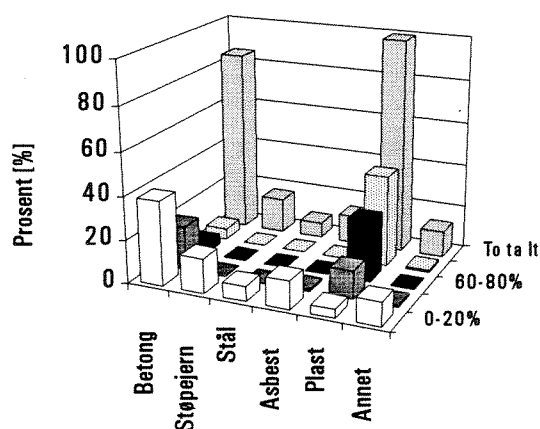
Det er ikke alle kommuner som har spesifisert om avløpsvannet går med selvfall eller pumpes. De fleste kommuner som har svart, har som forventet størstedelen av ledningsnettet lagt med selvfall.

Spørsmål 2:

"Materialfordelingen på ledningsnett (spillvann), angitt i % av total ledningslengde"

Tabell 5. Materialfordeling for avløpsledninger (svarprosent 97%).

	0-20%		20-40%		40-60%		60-80%		80-100%		Totalt	
	[antall]	[%]	[antall]	[%]	[antall]	[%]	[antall]	[%]	[antall]	[%]	[antall]	[%]
Betong	65	39	34	20	25	15	9	5	8	5	141	85
Støpejern	26	16	0	0	0	0	0	0	0	0	26	16
Stål	12	7	0	0	0	0	0	0	0	0	12	7
Asbest	21	13	1	1	0	0	0	0	0	0	22	13
Plast	7	4	21	13	21	13	46	28	70	42	165	99
Annet	18	11	1	1	0	0	0	0	1	1	20	12



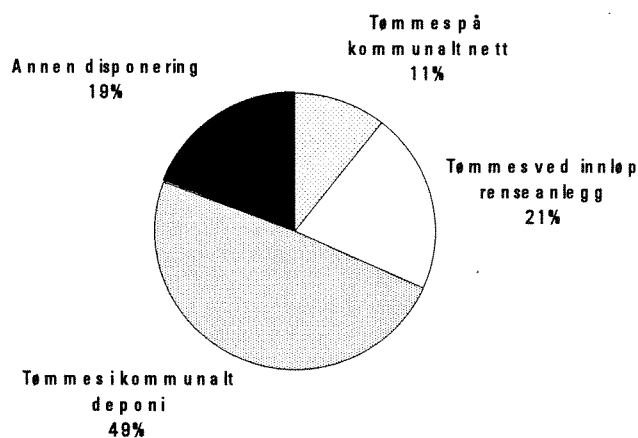
Figur 8. Materialfordeling på ledningsnett angitt som prosent av total ledningslengde

Spørsmål 3:

"I hvor stor grad benyttes septiktanker, og hvor tømmes disse".

Tabell 6. Oversikt over andel septiktanker i kommunene (svarprosent 99%)

	0-20%		20-40%		40-60%		60-80%		80-100%		Totalt	
	[antall]	[%]	[antall]	[%]	[antall]	[%]	[antall]	[%]	[antall]	[%]	[antall]	[%]
Andel septiktanker	56	33	33	19	37	22	23	13	11	6	160	94



Figur 9. Disponering av septikavfallet

## Ledningsnett

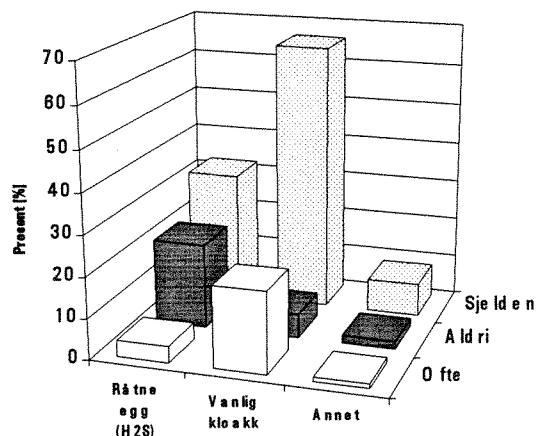
Spørsmål 4:

"I hvor stor grad har kommunen hatt luktp problemer på nettet, og hvordan arter lukten seg?"

Tabell 7. Luktp problemer i ledningsnett (svarprosent 99%)

	"Råtne egg" (H <sub>2</sub> S)		"Vanlig kloakk"		Annet		Sum	
	[antall]	[%]	[antall]	[%]	[antall]	[%]	[antall]	[%]
Ofte	7	4	34	20	1	1	42	25
Sjelden	55	32	112	66	14	8	181	106*
Aldri	35	21	11	6	3	2	49	29

\* kommuner som har flere enn ett luktp problem



Figur 10. Luktproblem i ledningsnett

De største luktproblemene på ledningsnettet synes å opptre i Akershus, Aust-Agder, Østfold, Rogaland, Oppland, Vestfold, Vest-Agder, Hedmark og Møre og Romsdal.

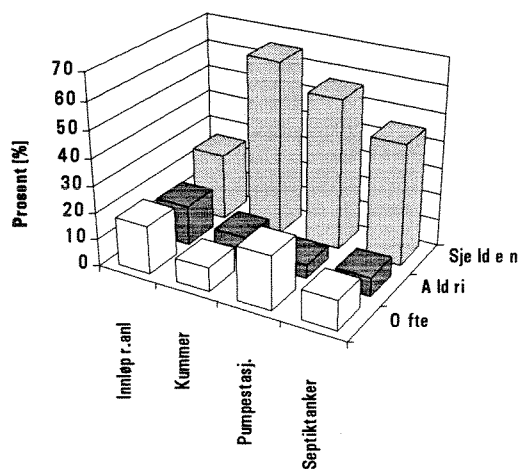
Spørsmål 5:

"Spesifiser hvor ofte en har hatt luktproblemer i de angitte anleggsdeler"

Tabell 8. Omfang av luktproblemer i anleggsdeler på ledningsnett (svarprosent 99%).

	Innløp r.anl.		Kummer		Pumpestasj.		Septiktanker		Annet		Sum	
	[antall]	[%]	[antall]	[%]	[antall]	[%]	[antall]	[%]	[antall]	[%]	[antall]	[%]
Ofte	30	18	16	9	34	20	19	11	5	3	104	61
Sjelden	43	25	111	65	96	56	76	45	10	6	336	198*
Aldri	25	15	16	9	9	5	12	7	7	4	69	41

\* Noen kommuner har luktproblem som opptre sjelden i flere av sine anleggskomponenter.



Figur 11. Omfang av luktproblemer i anleggsdeler på ledningsnett.

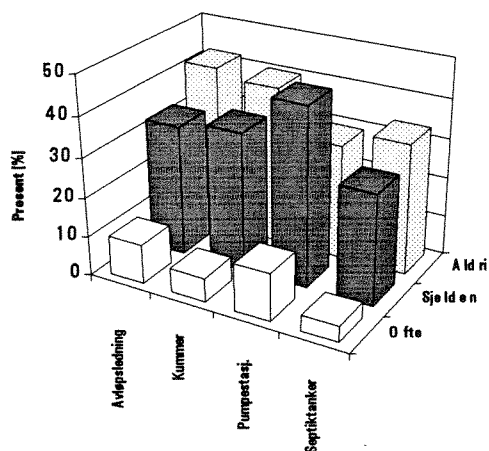
## Spørsmål 6:

"I hvor stor grad har kommunen hatt korrosjonsproblemer på de ulike delene av avløpsnettet?"

Tabell 9. Omfang av korrosjonsproblem i anleggsdeler på ledningsnett (svarprosent 96%).

	Avløpsledn.		Kummer		Pumpestasj.		Septiktanker		Annet		Sum	
	[antall]	[%]	[antall]	[%]	[antall]	[%]	[antall]	[%]	[antall]	[%]	[antall]	[%]
Ofte	16	10	10	6	19	12	7	4	2	1	54	33
Sjelden	54	33	58	35	74	45	46	28	5	3	237*	144
Aldri	69	42	66	40	48	29	54	33	12	7	249*	151

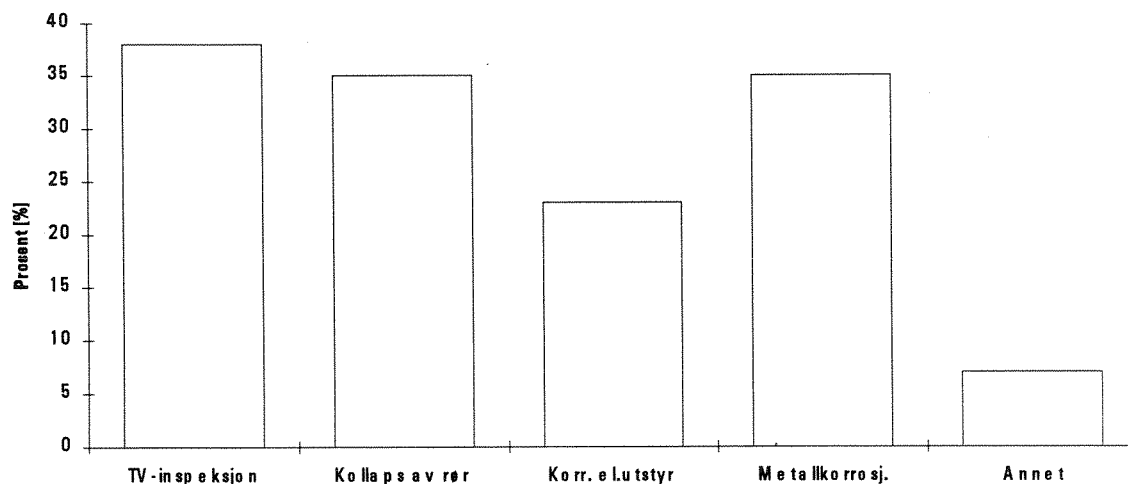
Noen kommuner har "sjelden" og "aldri" korrosjonsproblemer i flere av anleggskomponentene.



Figur 12. Omfang av korrosjonsproblem i anleggsdeler på ledningsnett.

## Spørsmål 7:

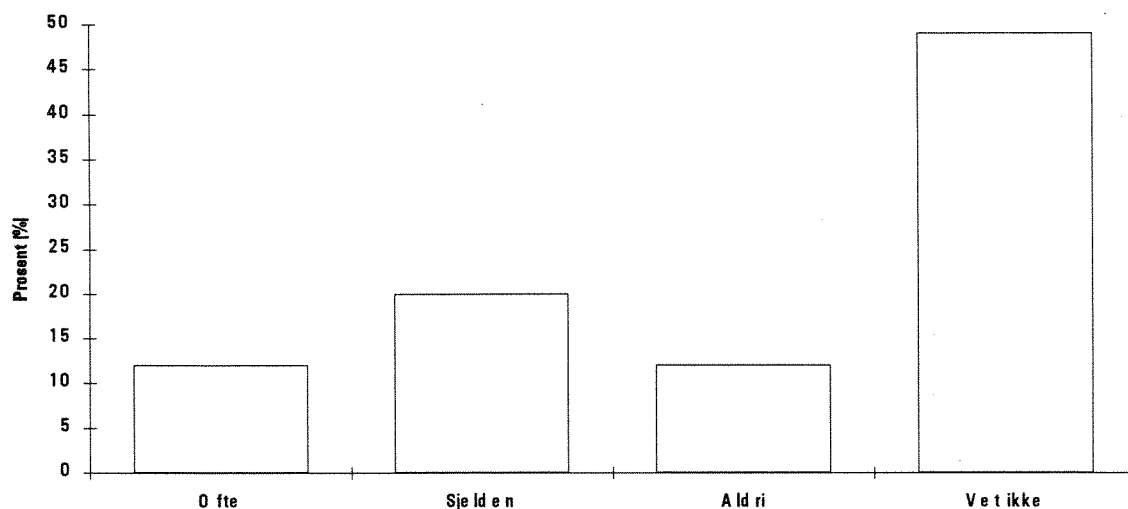
"Hvordan er eventuelle korrosjonsproblemer oppdaget?"



Figur 13. Hvordan korrosjon blir oppdaget (svarprosent 81%)  
(Noen kommuner har flere typiske H<sub>2</sub>S-indikatorer).

## Spørsmål 8:

"I hvor stor grad kan  $H_2S$  være årsak til korrosjonen?"



**Figur 14.** I hvor stor grad kommuner som har korrosjonsproblemer på ledningsnettene tror at dette skyldes  $H_2S$  (svarprosent 85%)

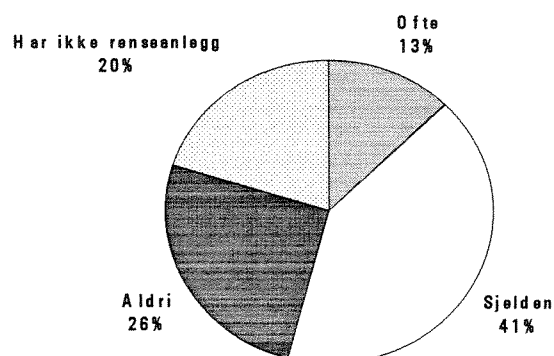
Akershus, Aust-Agder, Vest-Agder, Hedmark og Oppland synes å ha de største korrosjonsproblemene.

Det vil si at Akershus, Aust-Agder, Vest-Agder, Hedmark, Oppland og Vestfold fylker har både problemer med  $H_2S$  lukt og korrosjon forårsaket av  $H_2S$  (kfr. spørsmålene 4-8). Problemene er størst i Akershus og Aust-Agder.

## Renseanlegg

## Spørsmål 9:

"I hvor stor grad forekommer lukt av  $H_2S$  inne i renseanlegget?"



**Figur 15.** Omfang av  $H_2S$ -lukt i renseanlegg (svarprosent 88%)

Det er spesielt kommuner i Oppland, Vest-Agder, Buskerud, Aust-Agder, Hedmark, Akershus og Vestfold som har problemer med  $H_2S$  lukt i rensanleggene. Omfanget er spesielt høyt i Oppland.

Dersom vi bare betrakter de kommuner som har rensanlegg, øker andelen som har ofte  $H_2S$  lukt til 16%, sjelden til 49% og aldri til 31%.

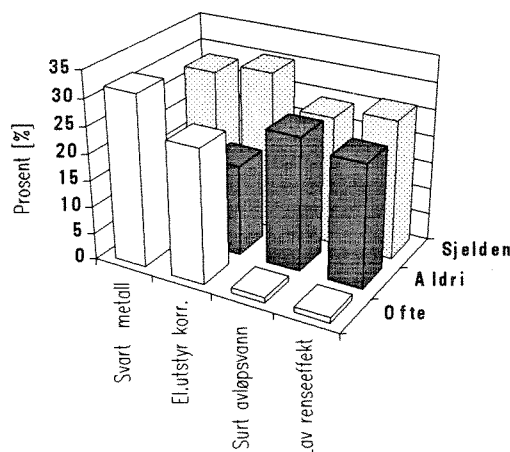
Spørsmål 10:

"Har kommunen observert at a) metall blir svart, b) elektrisk utstyr/armatur korroderer, c) en har surere avløpsvann evt. lavere alkalitet og/eller d) lavere renseeffekt i forhold til anlegg som det er naturlig å sammenligne seg med?"

Tabell 10. Forekomst av typiske  $H_2S$  indikatorer i rensanleggene (svarprosent 88%).

	Svart metall		El.utstyr korr.		Surt avløpsvann		Lav renseeffekt		Lav renseeffekt	
	[antall]	[%]	[antall]	[%]	[antall]	[%]	[antall]	[%]	[antall]	[%]
Ofte	49	32	37	25	1	1	1	1	88	58
Sjelden	43	28	46	30	36	24	40	26	165	109*
Aldri	23	15	26	17	37	25	34	23	120	79

\*Enkelte kommuner har observert flere  $H_2S$ -indikatorer.

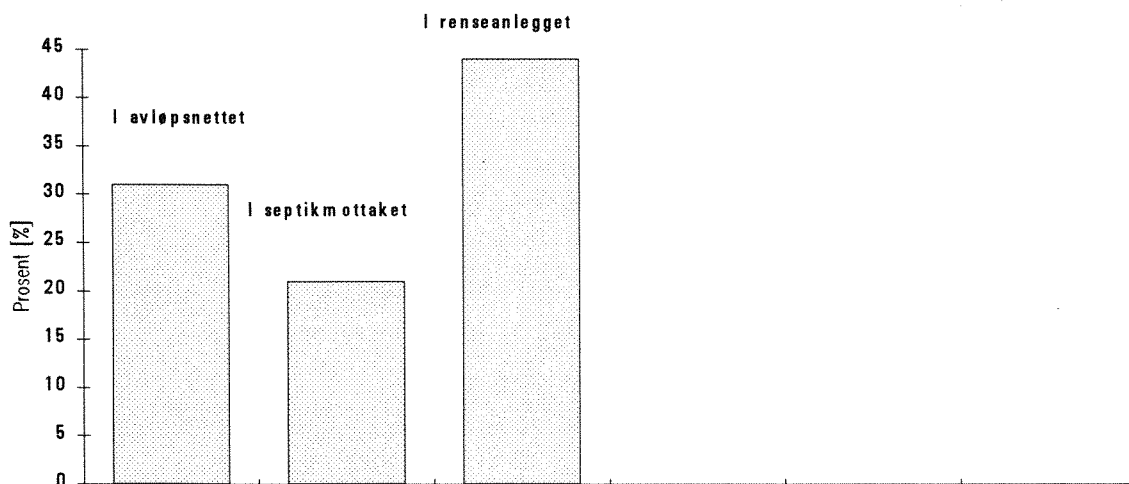


Figur 16. Forekomst av typiske  $H_2S$ -indikatorer i rensanlegg.



## Spørsmål 11:

"Dersom  $H_2S$  er årsaken til disse problemene, hvor tror kommunen at  $H_2S$  dannes?"



Figur 17. Oversikt over hvor  $H_2S$  som forekommer i renseanlegg dannes.

En del av de kommunene som har svart på spørsmålet har ikke renseanlegg eller er tilknyttet interkommunale renseanlegg. I tillegg er det flere av kommunene som har krysset av for flere anleggskomponenter.

## Generelt

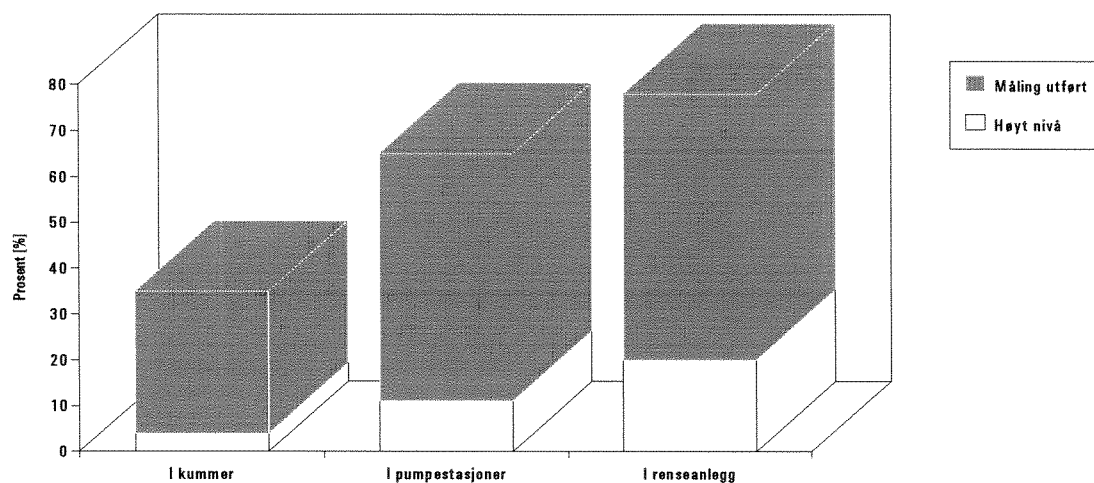
## Spørsmål 12:

"Har kommunen gjennomført målinger av  $H_2S$ ? Spesifiser hvor målinger er utført og hvor eventuelt uakseptable konsentrasjoner er registrert."

Tabell 11. Oversikt over gjennomførte målinger av  $H_2S$  (svarprosent 70%).

	I kummer		I pumpestasjoner		I renseanlegg		Annet		Sum	
	[antall]	[%]	[antall]	[%]	[antall]	[%]	[antall]	[%]	[antall]	[%]
Måling utført	38	31	65	54	70	58	3	2	176*	145
Høyt nivå	5	4	13	11	24	20	2	2	44	36

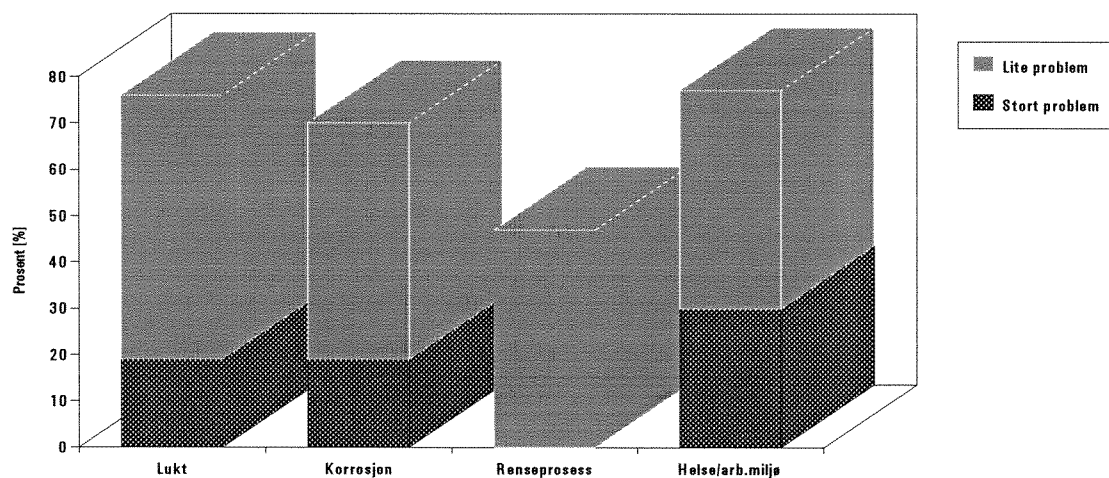
\*Noen kommuner har gjennomført målinger i flere av sine anleggskomponenter.



**Figur 18.** Gjennomførte målinger av H<sub>2</sub>S.

Spørsmål 13:

*"Anser kommunen H<sub>2</sub>S som et problem? Angi isåfall hvordan problemet arter seg".*



**Figur 19.** Problemomfang av H<sub>2</sub>S (svarprosent 81%).

Mer enn 25% av kommunen i fylkene Akershus, Hedmark, Oppland, Buskerud, Vest-Agder, Vestfold, Østfold og Aust-Agder anser H<sub>2</sub>S som et stort problem.

Spørsmål 14:

*"Er kommunen interessert i å delta i prosjektet som er beskrevet i følgebrevet?"*

**Tabell 12.** Interesse for å delta i prosjektet "H<sub>2</sub>S i avløpsanlegg; Omfang, effekter og tiltak" (svarprosent 88%).

Svaralternativ	[antall]	[%]
Ja, svært interessert og har aktuelle områder som bør undersøkes	15	10
Ja, er interessert, men har ikke konkrete forslag til område	55	36
Ja, og kommunen har også gode data fra egne målinger	3	2
Problemstillingen er lite aktuell i kommunen	80	53

### 3.3. Konklusjoner fra spørreundersøkelsen

Resultater fra spørreundersøkelsen H<sub>2</sub>S i norske avløpsanlegg (svarprosent 39%) gir visse indikasjoner på at H<sub>2</sub>S i norske avløpsanlegg kan være et større problem enn tidligere antatt.

30% av kommunene anser H<sub>2</sub>S i avløpsanlegg som et stort problem for helse- og arbeidsmiljø, mens 20% av kommunene anser H<sub>2</sub>S som et stort problem for lukt og korrosjon. Mange av kommunene anser H<sub>2</sub>S som et problem både for helse/arbeidsmiljø, korrosjon og lukt.

Tabell 13 viser andel kommuner i hvert fylke som har krysset av for de ulike spørsmål i tabellen (fylker hvor svarprosenten har vært middels til høy).

**Tabell 13.** Omfang av H<sub>2</sub>S problem i norske kommuner (fylker med høyere svarprosent enn 30%)

Fylke	H <sub>2</sub> S lukt opptrer ofte eller sjelden på ledningsnett	Korrosjon opptrer ofte/sjelden på ledningsnett og H <sub>2</sub> S er ofte/sjelden årsak	H <sub>2</sub> S lukt opptrer ofte eller sjelden i renseanlegg	H <sub>2</sub> S er et stort problem	H <sub>2</sub> S er et stort luktproblem	H <sub>2</sub> S er et stort korrosjonsproblem	H <sub>2</sub> S er et stort arb.miljøproblem	Sum
Akershus	xxx	xxx	xx	xx	x	x	xx	14
Aust-Agder	xx	xxx	xxx	xx			x	11
Østfold	xx			x		x	x	5
Rogaland	xx		x					3
Vestfold	xx	x	xx	x			x	7
Vest Agder	x	xx	xxx	x			x	8
Hedmark	x	xx	xxx	xx		x	xx	11
Oppland	xx	x	xxx	xx			xx	10
Buskerud	x		xxx	xx	x		xx	9
Møre og Romsdal	x							1
Sør Trøndelag			x					1
Nordland								0
Troms								0
<b>Sum</b>	<b>17</b>	<b>12</b>	<b>21</b>	<b>13</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>12</b>	<b>80</b>

xxx Mer enn 60% av kommunene i fylket

xx Mer enn 40% og mindre enn 60% av kommunene i fylket

x Mer enn 25%, men mindre enn 40% av kommunene i fylket

En kort oppsummering av svarene på delspørsmålene er gitt under.

- **Avløpssystem**

Store deler av avløpsledningene er lagt som separatsystem med selvfall, og består hovedsakelig av betong og plast. Plast dominerer ledningsnett. De fleste kommuner har septiktanker, men hvor kun en liten andel av innbyggerne er tilknyttet. Halvparten av septikavfallet tømmes i kommunalt deponi, men en ikke ubetydelig andel tømmes ved innløp til rensesanlegg.

- **H<sub>2</sub>S i ledningsnett**

7 kommuner har ofte luktproblemer forårsaket av H<sub>2</sub>S og 55 kommuner har luktproblemer av og til. Det er flest kommuner i fylkene Akershus (79%), Aust-Agder (45%), Østfold (63%), Rogaland (57%), Oppland (43%), Vestfold(40%), Vest-Agder (40%), Hedmark (36%), Buskerud (33%) og Møre og Romsdal (38%) som har lukt av H<sub>2</sub>S på ledningsnett. Prosentandelen viser antall kommuner som har problemer i forhold til kommuner som har svart i fylket.

Luktproblemene opptrer oftest ved innløp renseanlegg og i pumpestasjoner, dernest i kummer og septiktanker.

Korrosjonsproblemer forekommer i flest tilfeller i avløpsledninger og/eller i pumpestasjoner. De fleste oppdager korrosjon ved TV-inspeksjon og ved kollaps av rør. 32% tror at H<sub>2</sub>S kan være årsak til korrosjon, mens 12% tror at dette ikke er årsaken.

Det synes å være færre kommuner som har korrosjonsproblemer enn kommuner som har luktproblemer. Svarprosenten på begge spørsmål var høy.

Det er spesielt fylkene Akershus, Aust-Agder, Vest-Agder, Hedmark, Oppland og Vestfold som både har problemer med lukt og korrosjon på ledningsnettet.

- H<sub>2</sub>S i renseanlegg

66% av kommunene som har renseanlegg rapporterer om H<sub>2</sub>S lukt. Det er spesielt Oppland fylke (90%) , Vest-Agder (80%) og Buskerud (78%) som peker seg ut.

Ca 70% av kommunene som har renseanlegg har forekomst av typiske H<sub>2</sub>S indikatorer som surt metall og elektrisk utstyr som korroderer, men 1/3 av kommunene har også observert lav renseffekt og surt avløpsvann.

## 4. Tiltak

### 4.1. Forebyggende og reparerende tiltak

Det eksisterer flere metoder for å unngå dannelse av hydrogensulfid og for å redusere, eventuelt unngå de negative effektene av  $H_2S$ . Tiltakene kan grupperes inn i forebyggende og reparerende tiltak. De forebyggende tiltak er selvfølgelig å foretrekke, men der  $H_2S$  allerede er dannet vil det være behov for å redusere og om mulig fjerne dette.

De forebyggende tiltakene skal hindre at  $H_2S$  dannes, og kan oppnås ved tilstrekkelig lufting og tilsats av kjemikalier for å :

- opprettholde aerobe eller anoksiske forhold i avløpsvannet
- inhibere aktiviteten til sulfatreduserende bakterier

De reparerende tiltakene skal redusere og om mulig fjerne allerede dannet  $H_2S$ . I tillegg kan forholdene legges til rette slik at de negative effektene fra  $H_2S$  og  $H_2SO_4$  reduseres eller elimineres.

Dette kan oppnås ved å:

- benytte kjemikalier for å oksydere eller felle ut allerede dannet  $H_2S$
- benytte materialer som er resistente mot korrosjon
- ventilere slik at fuktigheten i avløpsrør reduseres og utvikling av  $H_2SO_4$  reduseres eller opphører
- ventilere slik at gassen som har unnveket fra avløpsvannet fortynnes eller ledes vekk og ikke er til sjenanse eller fare for mennesker som berøres av den
- utforme avløpssystemet slik at eventuell  $H_2S$  gass unnviker under kontrollerte former og ikke gir lokale problemer
- rense  $H_2S$  gass som unnviker

Problemet kan løses eller reduseres ved både fysiske og kjemiske tiltak. Det finnes metoder innenfor begge grupper som kan virke både forebyggende og reparerende.

I de neste kapitlene kommenteres noen av de ulike metoder innenfor gruppen fysiske og kjemiske tiltak. Oppstillingen er ikke uttømmende. Til slutt dokumenteres erfaringer fra bruk av NUTRIOX<sup>TM</sup> prosessen. Det nitratbaserte produktet kan forhindre at  $H_2S$  dannes eller oksydere allerede dannet  $H_2S$ . Kjemikaliet benyttes i kombinasjon med spesielt utviklet prøve- og analyseutstyr for å optimalisere kjemikalieforbruket.

#### Fysiske tiltak (design, materialvalg og drift).

##### Ledningsnett:

Ved planlegging av nye avløpsledninger må det ved valg av rørdimensjon og gradient tas hensyn til at oksygentilgangen bør balansere oksygenforbruket i avløpsledningen. Det må sikres tilstrekkelig ventilasjon slik at fuktigheten reduseres og oksygen tilføres. Ledningsnettet må designes slik at turbulens unngås, ved f.eks bend eller vannstandssprang, spesielt etter pumpeledninger. Hastigheten og turbulensen må imidlertid være høy nok til at tilstrekkelig oksygen tilføres avløpsvannet, at en unngår døde (anaerobe) soner samt at en oppnår selvrensning av avløpsledningen minst en gang pr døgn (Richardson, 1979).

I gravitasjonsledninger dannes mye av sulfidet i avleiringene i bunnen av røret (Boon, 1992), og i de tilfeller hvor selvrensing ikke oppnås, kan problemet unngås ved regelmessig spyling av ledningen.

#### Pumpestasjoner:

Kapasiteten til pumpestasjoner og pumpeledninger må tilpasses variasjon i tilrenning slik at hastigheten blir så høy som mulig (Oakley og Preston, 1979).

God ventilasjon i pumpestasjonene kan redusere problemet dersom  $H_2S$  allerede er dannet, og det kan også være aktuelt å installere renseanlegg for gassen som frigjøres.

#### Renseanlegg:

Septisk avløpsvann kan dannes i flere av enhetene i renseanlegget og det fører for langt å gå inn på hver enkelt. De mest vanlige stedene hvor septisk avløpsvann dannes er i sedimenteringsbasseng, biologiske filtre, luftetank og ved slambehandling. I sedimenteringsbasseng kan problemet unngås ved å redusere oppholdstid, eller ved å resirkulere nitrifisert avløpsvann. Prosessen må styres slik at en ikke får denitrifikasjon og flyteslam (Matthew, 1979). Biologiske filtre og aktivslamanlegg må dimensjoneres slik at en unngår overbelastning av organisk stoff og derav anaerobe tilstander.

Det er også nødvendig med god ventilasjon og eventuelt rensing av avgasser for å redusere effekten av  $H_2S$  som dannes.

#### Materialvalg:

For å hindre omfang av korrosjon, som i tillegg til lukt ofte oppfattes som det største problemet i forbindelse med  $H_2S$ , kan en benytte korrosjon-resistente materialer i ledninger. Her kommenteres noen av materialene som blir benyttet i ledningsnett og som kan utsettes for korrosjon (Pomeroy, 1990).

- Glassert leire er immun mot angrep fra svovelsyre og vil, dersom det brukes rett material i skjøter, ikke utsettes for  $H_2SO_4$  korrosjon.
- Ledninger av stål og støpejern kan korrodere som et resultat av  $H_2S$ ,  $H_2SO_4$  og som et resultat av anerobe forhold (pitting). Støpejern vil normalt ha lengre levetid enn stål, men dette skyldes at rørveggen er tykkere.
- Asbestsement er svært utsatt for svovelsyrekorrosjon, men korroderer allikevel saktere enn betong på grunn av høyere sementinnhold. Til gjengjeld har ledninger lagt med asbestsement mindre godstykkelse.
- Betongledninger utsettes ofte for korrosjon, og store deler av avløpsnettet er lagt med betongledninger. Problemet kan reduseres ved å endre sammensetningen av betongen. Sementinnholdet kan økes, og kalkstein kan benyttes for å øke alkaliteten til betongen. I tillegg kan en legge et belegg av et annet material for å beskytte betongen. Det mest vanlige er plastprodukter.
- Plastledninger av PVC og PE brukes i ledningsnett med små diametre og er resistente overfor  $H_2S$  og svovelsyreangrep.

#### Gassrensing

Dersom ikke forholdene kan legges til rette for å unngå dannelse av  $H_2S$  kan  $H_2S$  gassen fjernes ved gassrensning. Dette skjer vanligvis ved gassvasking, biologiske filtre, forbrenning og aktivt kull.

## Kjemiske tiltak

Tilsats av kjemikalier til avløpsvann kan også benyttes for å hindre problemer med septisk avløpsvann. Generelle ulemper er at kjemikalier representerer en ekstra driftskostnad, og kan forårsake andre problemer i avløpsvann dersom ikke prosessen optimaliseres (som f.eks økt belastning av næringsstoffer, skadelige biprodukter, økt slaminnhold etc). Kjemikalier vil imidlertid ofte være det eneste alternativet for å bekjempe septiske problem i avløpsnett, og kan også føre til andre positive effekter som f.eks redusert organisk belastning.

Det finnes en rekke kjemikalier på markedet som kan hindre at  $H_2S$  dannes eller fjerne allerede dannet  $H_2S$ . Det er både fordeler og ulemper med de enkelte kjemikaliene, og kostnadene varierer med hensyn til kjemikaliekostnad, utstyr for kjemikaliehåndtering og utstyr for dosering. Det vil føre for langt å sammenligne de ulike kjemikaliene m.h.t fordeler og ulemper. Vi vil derfor kun peke på noen karakteristiske trekk ved de mest benyttede kjemikalier.

Kjemikaliene kan deles inn i tre grupper.

- 1) Forebyggende kjemikalier som vil hindre at  $H_2S$  dannes:
  - fungere som et alternativ oksydasjonsmiddel til  $SO_4$ , men med et høyere redokspotensial
  - Inhiberer bakteriene som reduserer sulfat til sulfid.
- 2) Reparerende kjemikalier som fjerner allerede dannet  $H_2S$ :
  - ved å oksyde allerede dannet  $H_2S$
  - ved å omdanne  $H_2S$  til ikke løselige forbindelser (kjemisk felling)
- 3) Kjemikalier som maskerer  $H_2S$ , og som hverken fjerner eller hindrer at  $H_2S$  dannes.

En kort omtale av de mest benyttede kjemikalier er gitt under:

- Klor/sodiumhypokloritt inhiberer sulfatreduserende bakterier og oksyderer hydrogensulfid til sulfat. Stoffene er effektive, men er ikke selektive og vil også benyttes til å oksydere andre organiske forbindelser. Kjemikaliet danner biprodukter som klororganiske forbindelser. Kjemikaliet må doseres kontinuerlig, og dersom det er restkonsentrasjoner i vannet kan bakteriene ved eventuelle renseanlegg hemmes. Klor er dessuten en giftig gass (Murray og Sims, 1979).
- Oksygen hindrer at avløpsvannet blir anaerobt og kan injiseres som ren oksygen. Oksygen kan også bli tilført via lufting. Faren for dannelse av gasslommer er tilstede (Matthews, 1979).
- Hydrogenperoksid er et kraftig oksydasjonsmiddel som vil virke både preventivt og reparerende. Kjemikaliet er relativt selektivt, og produserer ingen biprodukter.  $H_2O_2$  har god løslighet og kan behandle høye  $H_2S$  konsentrasjoner. Kjemikaliet vil ha mer positiv enn negativ effekt på renseprosesser, fordi kjemikaliet er et bedre oksydasjonsmiddel enn oksygen (Murray og Sims 1979).
- Kaliumpermanganat virker både preventivt og reparerende (Murray og Sims, 1979).
- Kalk inhiberer sulfatreduserende bakterier ved å heve pH. På grunn av den høye pH-verdien vil mesteparten av sulfidene foreligge som  $S^{2-}$ . Ulempen er at sulfidene ikke fjernes, og hydrogensulfid kan dannes igjen dersom pH reduseres. Doseringen er avhengig av avløpsvannets bufferkapasitet.
- Metallsalter benyttes for å felle  $H_2S$ , og danner metallsulfider som er lite løselig i vann. Ulempen er at det dannes slam som vil øke faren for dannelse av  $H_2S$  dersom det ikke er tilstrekkelig rengjøring. I tillegg kan metallinnholdet i avløpsvannet øke, og forårsake toksiske effekter.

- Det finnes flere nitratprodukter som kan hindre at  $H_2S$  dannes; sodiumnitrat, ammoniumnitrat og kalsiumnitrat. Nitratproduktene kan virke både forebyggende og reparerende. NUTRIOX™ prosessen, som blant annet består av tilsats av kalsiumbasert nitratprodukt, er beskrevet i kapittel 4.2 hvor en også viser til konkrete forsøk med kjemikaliet.

Tilsetning av nitrat kan øke den biologiske omsetningen av organisk stoff i ledningsnett, og kan dermed gi driftsbesparelser på renseanlegget. Overdosering må imidlertid unngås slik at denitrifikasjon ikke inntre. Dette vil øke nitrogenbelastningen på renseanlegget.

## 4.2. Erfaringer fra bruk av NUTRIOX™

### Effekter av NUTRIOX™ prosessen

NUTRIOX™ prosessen er basert på å stimulere naturlig mikrobiell aktivitet ved kontrollert tilsetning av næringsstoffer. Prosessen anvendes for kontroll av septiske forhold og hydrogensulfid i avløpsvann og slam.

NUTRIOX™ er en kalsiumbasert nitratløsning med pH i området 5-7.

Kjemikaliet virker både forebyggende og reparerende. Tilsats av NUTRIOX™ vil fremme vekst av en rekke fakultativt anaerobe bakterier og redokspotensialet heves. Denitrifiserende bakterier vil da dominere og hindre sulfatreducerende bakterier i å omdanne  $SO_4^-$  til  $H_2S$  (preventivt). NUTRIOX™ vil også fremme veksten av andre fakultativt anaerobe bakterier som kan oksydere hydrogensulfid til sulfat (reparerende). Tilsats av NUTRIOX™ vil også hindre at andre anaerobe produkter utvikles.

For å sikre optimal dosering, er det utviklet en  $H_2S$  analysator for  $H_2S$  i vannfasen, prøvetaking og doseringsutstyr.  $H_2S$  analysatoren registrerer  $H_2S$  konsentrasjonen kontinuerlig. Doseringsmodellen tar hensyn til vannmengde, rørlengde, diameter på rør, hastighet til vannet (oppholdstid), vanntemperatur, innhold av organisk stoff (BOD) og  $H_2S$  konsentrasjon.

Vi har ikke grunnlag for å kunne vurdere NUTRIOX™ i forhold til andre kjemikalier, og dette vil også i stor grad være situasjonsbestemt. Vi vil derfor kun peke på noen fordeler og ulemper med NUTRIOX™ uten å utelukke at også andre kjemikalier har disse egenskapene.

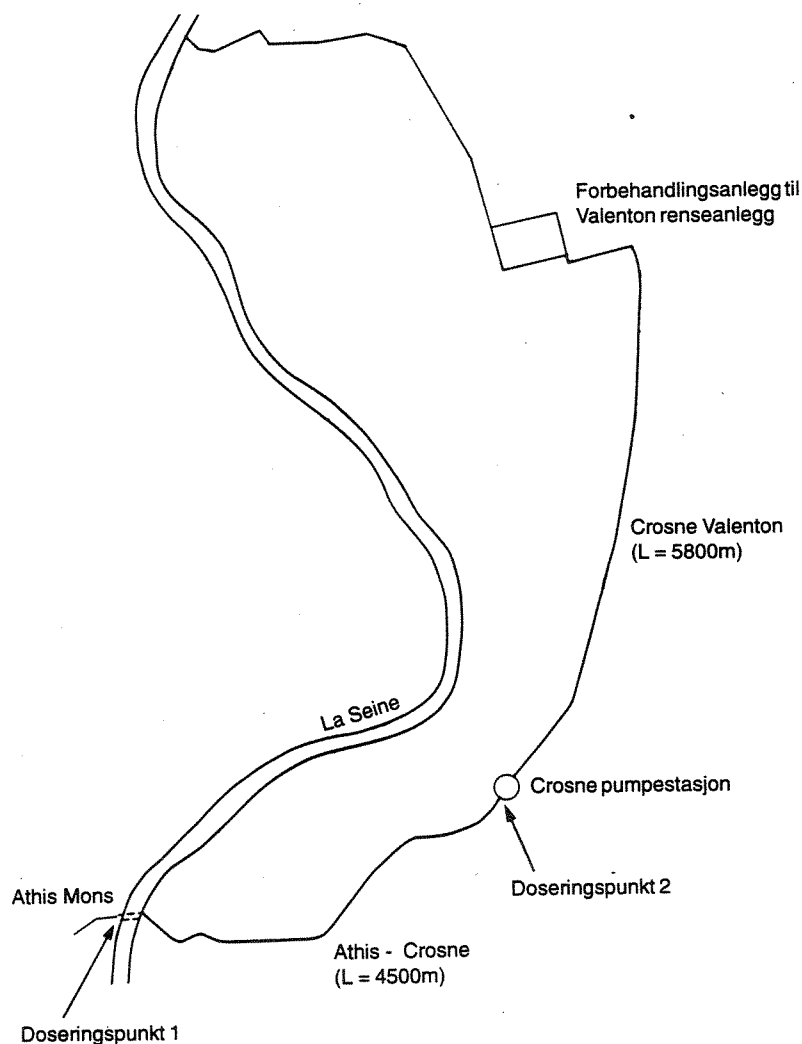
NUTRIOX™ har flere fordeler som f.eks. at nitratløsninger er pH nøytrale, lett å håndtere og det trengs lite eller ingen modifisering av avløpssystemet. NUTRIOX™ danner ingen skadelige sluttprodukter, er ikke toksisk og ikke korrosiv. Ved tilsats av NUTRIOX™ vil ikke  $H_2S$  eller andre produkter felles ut (økt slambelastning unngås). Produktet kan redusere den biologiske belastningen i påfølgende rensetrinn eller resipienter, og kjemikaliet påvirker ikke renseprosesser eller slambehandling (Hydro Care, 1992). Ulempene er at doseringen må tilpasses nøye til vannmengde og avløpsvannets sammensetning slik at dosen er stor nok til at septisk avløpsvann ikke dannes, men liten nok til å unngå overdosering som kan føre til ekstra nærings saltbelastning eller slamflukt i forbehandlingsenheter.

Ulemper ved å benytte kjemikalier for å løse  $H_2S$  problem, er generelt kommentert i kapittel 4.1.

### Paris

NUTRIOX™ ble testet ut i Valenton avløpssystem i Paris (Daudon, 1991) høsten 1991 for å eliminere  $H_2S$  problemer (figur 20). Det var problemer med  $H_2S$  i ledningsnett, i Crosne pumpestasjon og i forbehandlingsanlegg til Valenton renseanlegg.





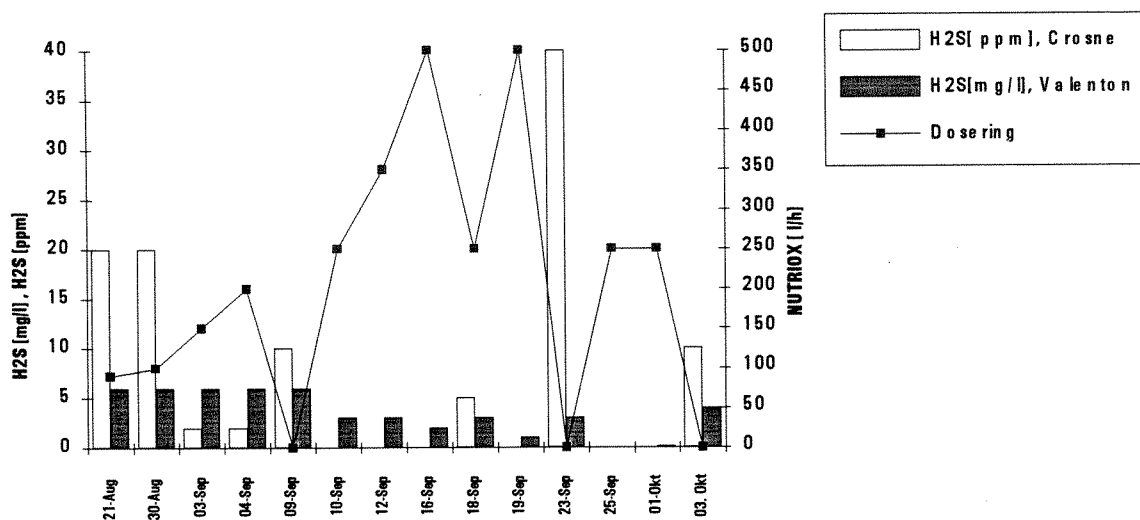
**Figur 20.** Oversikt over Valenton avløpssystem i Paris.

NUTRIOX™ ble dosert i perioden 21. august til 3. oktober med noen avbrudd. Fra 21. august til 25. september ble NUTRIOX™ dosert ute på ledningsnettet ved Athis Mons. Doseringen ble gradvis øket, og fra og med 25. september til 3. oktober ble NUTRIOX™ i tillegg dosert i pumpestasjonen ved Crosne.

H<sub>2</sub>S innhold og forandring i COD ble registrert i hele perioden. Figur 21 viser utvikling av H<sub>2</sub>S nivå i testperioden.

Resultatene viser at H<sub>2</sub>S ble effektivt fjernet i pumpestasjonen ved doseringer på 250-300 l/h, det vil si 75-100 mg NUTRIOX™ pr.liter avløpsvann. NUTRIOX™ forbruket var 11-14 mg/m<sup>3</sup> h. H<sub>2</sub>S ved rensanlegget ble først fjernet etter installering av to doseringspunkter, og med dosering 250-300 l/h ved begge doseringsstedene. Ved avbrudd i doseringen den 09.09 og 23.09 kunne en registrere en merkbar forverring av tilstanden.

Det ble også registrert en sammenheng mellom COD reduksjon i Crosne og ved Valenton renseanlegg. COD reduksjonen var mest tydelig etter installasjon av to doseringspunkter, og COD konsentrasjon økte når NUTRIOX™ doseringen opphørte.



**Figur 21.** Utvikling av H<sub>2</sub>S nivå ved uttesting av NUTRIOX™ i Paris, Valenton avløpsnett, sommer/høst 91. (Verdier den 30. august og 4. sept er antatt ut fra verdier 21. august og 3. september. Fra 21. aug-25. sept: Dosering Athis Mon og fra 25. sept.-3. oktober Dosering Athis Mons og Crosne pumpestasjon).

## Hamburg

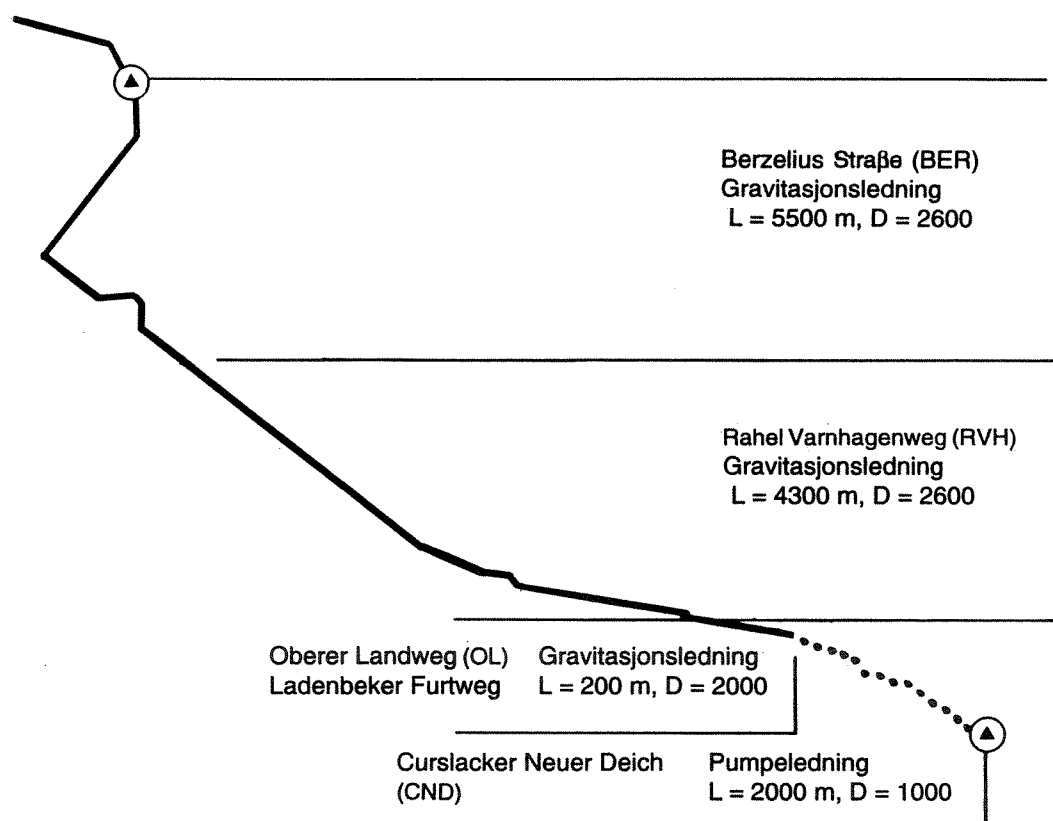
På deler av ledningsnettet i Hamburg har det oppstått alvorlige korrosjon- og luktp problemer på grunn av H<sub>2</sub>S (Bentzen og Tebbe, 1992). Amt fur Stadtentwässerung (ASW) og HydroGas har prøvd ut NUTRIOX™ for å bekjempe problemene. Forsøket ble utført i sør-øst Hamburg. NUTRIOX™ ble testet i et avløpsnett bestående av en 2 km lang pumpeledning fra Curslacke Neuer Deich (CND) som går over til en gravitasjonsledning ved Oberer Landweg/Ladenbecker Furtweg (OL). Deretter ledes avløpsvannet via en gravitasjonsledning som er sammensatt av tre forskjellige ledninger på henholdsvis 0.2 km (Fra OL til Rahel Varnhagenweg, RVH), 4.3 km (fra RVH til Rungedamm) og 5.5 km (fra Rungedamm til Berzelius strøpe, BER). Avløpsvannet kommer inn til BER på 10 meters dyp, og blir transportert ved hjelp av to skrupumper til neste gravitasjonsledning (se figur 22).

Det er alvorlige septiske problem på denne strekningen hvor H<sub>2</sub>S frigjøres i BER og forårsaker alvorlige korrosjon og luktp problem. H<sub>2</sub>S blir produsert delvis i avløpsledningen og delvis fra allerede septisk avløpsvann som kommer inn i pumpestasjonen ved CND.

**Tabell 14.** Effekt av NUTRIOX™ på H<sub>2</sub>S konsentrasjoner.

H <sub>2</sub> S reduksjon sammenlignet med bakgrunnskonsentrasjoner				
NUTRIOX™ dose	CND(vann)	RVH(atm.)	BER(vann)	BER(atm.)
2.0 m <sup>3</sup> /d	50%	70%	-	75%
3.5 m <sup>3</sup> /d	50%	70%	93%	93%

Ved dosering av NUTRIOX™ ble  $H_2S$  redusert ved doseringspunktet med 50%. I enden av pumpeledningen (RVH) var reduksjonen 70%. Ved dosering  $3.5 \text{ m}^3/\text{dag}$  ble  $H_2S$  reduksjonen ved BER 93%. Tilstanden ved BER kan ytterligere forbedres ved å optimalisere doseringsmodellen, og ved 100% reduksjon av  $H_2S$  vil nødvendig dose av NUTRIOX™ være ca  $3.8\text{-}4 \text{ m}^3/\text{dag}$  eller  $5.3\text{-}5.6 \text{ tonn/dag}$ . Forbruket av NUTRIOX™ pr  $\text{m}^3$  avløpsvann blir  $0.3 \text{ kg}$ .



Figur 22. Oversikt over avløpssystemet i sør-øst Hamburg.

### England

NUTRIOX™ ble testet ut i Walton on the Naze (Hobson, *et al.*, 1992) som er en liten kystby ved Essex-kysten.

Avløpssystemet består av gravitasjonsledninger fra Kirby og Frinton til Walton og en pumpeledning fra Walton (2 km) til Walton renseanlegg som er et biologisk anlegg basert på biofilter (rislefilter anlegg) med for- og ettersedimentering.

NUTRIOX™ ble dosert i perioden 9. juni-3. juli 1992.

Resultatene i tabell 15 viser at NUTRIOX™ hadde særlig effekt på H<sub>2</sub>S innholdet i avløpsvannet ved innløp til renseanlegget. H<sub>2</sub>S innholdet er gjennomgående høyere etter forsedimentering. Økningen i H<sub>2</sub>S innholdet etter dosering av NUTRIOX™ i forhold til førsituasjonen skyldes økt temperatur i avløpsvannet. Dersom en sammenligner verdiene etter dosering med verdiene under dosering, har NUTRIOX™ dosering medført en reduksjon på 94%.

Tabell 15. H<sub>2</sub>S innhold i avløpsvannet før, under og etter dosering av NUTRIOX™

Prøvepunkt	Før dosering [mgH <sub>2</sub> S/l]	Dosering [mgH <sub>2</sub> S/l]	Etter dosering [mgH <sub>2</sub> S/l]
Innløp renseanlegg	1.56	0.24	4.2
Etter forsedimentering	3.2	2.0	5.4

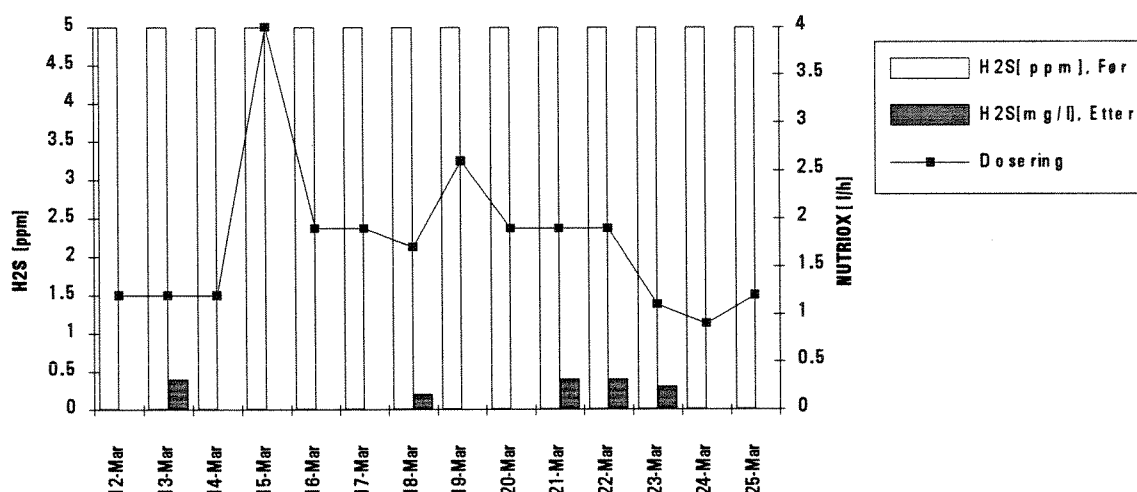
Temperatur før dosering var 12°C, under dosering 16-17 °C i og etter dosering 17,5°C

Lukten i renseanlegget ble forbedret etter dosering av NUTRIOX™. Nitratoverskuddet ved innløp til renseanlegget ble høyere enn ønsket, og dette kan ha ført til dårligere sedimenteringsegenskaper i forsedimenteringen p.g.a denitrifikasjon og dannelse av flyteslam. Økningen i partikulært materiale fra forsedimenteringen skapte ikke problemer i etterfølgende trinn. Det ble ikke registrert reduksjoner i BOD eller COD som følge av NUTRIOX™ dosering. NUTRIOX™ syntes å ha en positiv innvirkning på nitrifikasjonsprosessen, men hadde ingen innvirkning på slammet eller på fosforkonsentrasjonene.

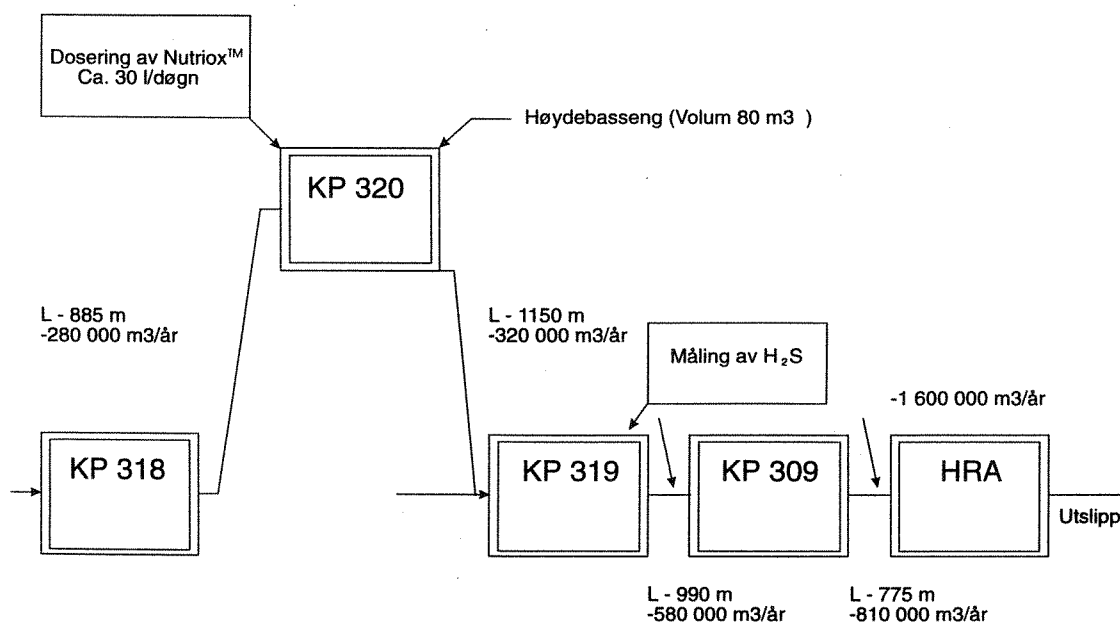
### Norge

I Porsgrunn kommune (Bøckman, 1993) har det vært problemer med utvikling av H<sub>2</sub>S i kloakknettet til Heistad Renseanlegg. Dette har gitt dårlige arbeidsforhold for driftspersonell i pumpestasjoner og luktproblemer for naboer.

Figur 24 viser forsøksområdet hvor NUTRIOX™ ble dosert i et høydebasseng som ligger oppstrøms pumpestasjon. I pumpestasjonen har det vært problemer med H<sub>2</sub>S. H<sub>2</sub>S konsentrasjonen var før forsøket startet normalt 4-5 ppm. Etter dosering sank H<sub>2</sub>S innholdet, og det ble ikke registrert H<sub>2</sub>S av betydning. Ønsket effekt ble oppnådd med doseringer på 1.1-1.2 liter NUTRIOX™ pr. time. Figur 23 viser H<sub>2</sub>S nivået før og etter dosering ved forskjellige doseringsmengder.



Figur 23. Utvikling av H<sub>2</sub>S nivå ved uttesting av NUTRIOX™, Forsøk ved Heistad Renseanlegg i Porsgrunn.



**Figur 24.** Forsøksområdet, Heistad Renseanlegg i Porsgrunn kommune.

NUTRIOX™ har også blitt testet ut ved meieriavløp (Kjøstolfsen, I) som inneholder mye løst organisk stoff. Dette avløpet kan lett bli anaerobt dersom ikke oksygen eller andre oksydasjonsmidler tilsettes. Ved Østlandsmeieriet Frya har en hatt problemer med H<sub>2</sub>S lukt. Luktproblemet ble eliminert etter et par dagers kontinuerlig dosering med 5 l/h av NUTRIOX™.

I Sauherad kommune i Telemark fylke har en også ved 2 av kommunens 3 renselanlegg hatt problemer med H<sub>2</sub>S. Ved Gvarv renselanlegg som mottar avløpsvann fra 800 pe, ble H<sub>2</sub>S eliminert ved 6-8 liter NUTRIOX™. Ved Akkarhaugen som mottar avløp fra 500 pe ble H<sub>2</sub>S innholdet eliminert ved 3-4 liter NUTRIOX™ pr time.

### Konklusjon

NUTRIOX™ har vist seg å være effektiv ved uttesting både i Norge og i utlandet, og har redusert eller eliminert H<sub>2</sub>S problemer i de respektive anleggene. For å oppnå best mulig resultat, må doseringsmodellen optimaliseres.

## 5. Referanser

- Alberta Health, (1985): Report on H<sub>2</sub>S toxicity
- Aldred, M.I., Eagles, B.G., (1982): Hydrogen sulphide corrosion of the Baghdad trunk sewerage, water pollution control, No 1, 80-96
- Arbeidstilsynet, (1989): Forskrifter til arbeidsmiljøloven, arbeid ved avløpsanlegg
- Attal, A., Brigodiot, P., Camacho, P. and Manem, J., (1992): Biological Mechanisms of H<sub>2</sub>S formation in sewer pipes, Wat. Sci. Tech., vol 6, No 3-4, pp 907-914
- Barnard, J.L., (1967): Corrosion of sewers, National Building Research Institute, Bulletin 45, Council for scientific and industrial research.
- Bentsen, G., Tebbe, K., (1992): Documentation of Project NUTRIOX™ Hydro Care/ Hydro Chemtech.
- Bland, C., (1992): Hydrogen sulphide prediction and control in sewer systems, Pipe and pipelines international, Jan-Feb 1992, pp 24-27
- Boon, A.G., (1992): Septicity in sewers: causes, consequences and containment, J.IWEM, 1992, 6. February pp 79-90.
- Boon, A.G., Skellet, C.F., (1979): Control of septicity by oxygen injection, Proceedings of symposium; septic sewage: problems and solutions, Institute of Water Pollution Control, 2-3 May 1979.
- Boon, Lister, (1975): Formation of sulphide in rising mains sewers and its prevention by use of oxygen. Progress in Water Technology, vol. 7, No.2, pp 289-300, (Proceedings of the 1974 Conference of International Association of Water pollution Research)
- Bowker, R.P.G., Smith, J.M. and Webster, N.A., (1989): Odor and corrosion control in sanitary sewerage systems and treatment plants. Park Ridge N. J. Noyes Data Corp. (Pollution Technology Review, p 165)
- Bøckman, O., (1993): Fjerning av H<sub>2</sub>S i kloaknettet, Porsgrunn Kommune, Hydrogas FoU, Internt notat.
- Carus Chemical Co., (1983): International Report, LaSalle, IL.
- Choi, E., Rim, J.M., (1990): Competition and inhibition of sulphate reducers and methane producers in anaerobic treatment, Wat. Sci. Tech, vol 23 Kyoto, pp 1259-1264
- Crabtree, (1986): The discharge of toxic sulphides from sewage overflows-A potential polluting process, WRc report-ER203E
- Daudon, A. og Laroche, J.L., (1991): Water treatment Valenton tests report, Hydro Azote.
- Derangere, D., Cochet, C., (1991): Concrete, corrosion in individual Septic tank system, European Water Pollution Control, No 6, pp 24-28

- EWPCA, (1982): Proceedings EWPCA State of art seminar, corrosion in sewage plants, 28-29 Jan 1982, Hamburg
- Fagbladet, (1992): Alvorlig skadet av H<sub>2</sub>S-gass, Altfor lang tid før kommunene reagerer, Fagbladet 1992.
- Falentijn, F.J., Van Hulst, J.A.A., (1979): Preventing or combating the corrosion effects resulting from emission of hydrogen sulphide from sewage, H<sub>2</sub>O, No .24, pp 532-536
- Fiksdal, L (1982): Kompendium i vannkjemi, NTH, Institutt for vassbygging, A-2-1982-5
- Fløgstad, H. og Mosvoll, G., (1988): Undersøkelse av avløpsledninger av betong som fører septisk slam, Norsk hydroteknisk laboratorium
- Gregor, A.J., et al, (1959): Corrosion of concrete sewers, South African Council for Scientific and Industrial Research
- Halkjær Nielsen, et al (1992): Transformation of wastewater in sewer systems-A review, Wat Sci.Tech, vol25, No.6, pp17-31
- Halkjær ,Nielsen, et al (1991): Sulfur sources for hydrogen sulfide production in biofilms from sewer systems, Wat, Sci. Tech, vol 23, pp 1265-1274
- Halkjær Nielsen, Hvitved Jacobsen (1988): Effect of sulphate and organic matter on the hydrogen sulphide formation in biofilms or filled sanitary sewer, Journal Water Pollution Control Federation, pp 627-634
- Hamalainen, I., (1979): The danger of corrosion to pipelines due to water and its prevention, Vesita lous, 1979, No.4, pp 22-25
- Harkness, N. (1979): Chemistry of Septicity, Proceedings of Symposium; Septic sewage; problems and solutions, The Institute of Water Pollution Control, Bournemouth 2-3 May 1979, pp 7-17.
- Hobson, J., Couper, S. J og Turner, C., (1992): Monitoring of a full Scale NUTRIOX™, Dosing trial at Walton-on-the-Naze, WRc-rapport UC 11652.
- Hvitved-Jacobsen, T. og Vestby Jensen, B., (1983): Svovelbrintdannelse og kontroll i trykkledninger, Stads og havneingeniøren 9, pp 258-264.
- Jacobsen, F., (1981): Bekämpfung av svovelväte med kalsiumnitrat, Vatten, årgang 37, s.10-12.
- Kjøstolfsen, I., (1993): NUTRIOX-behandling av avløpsvann, Østlandsmeieriet Frya, Internt notat.
- Matthew, P.J., (1979): Odours in Sewerage and Sewage - Treatment Systems: Control and Cures, Proceedings of Symposium on septic sewage: Problems and Solutions, Institute of Water Pollution, pp 55-62, Bournemouth 2-3 May 1979.
- Matos, J.S., de Sousa, E.R., (1992): The forecasting of hydrogen sulphide gas build up in sewerage collection systems, Wat Sci. Tech., vol. 26, No 3-4, pp 915-922
- Miller, R.G., (1976): Hydrogen Peroxide Solves Sludge Odor Problem, Water and Sewage Works 123 (5), pp 74-76.

- Mishina, F., Azuma, K., (1989): Experimental study on major corrosive substances in sewerage treatment plants, Journal of Japan Sewage Works Association, no 302. pp 27-35
- Murray, A., Sims, A.F.E., (1979). Control of Septicity by Chemical Methods, Proceedings of Symposium on septic sewage: Problems and Solutions, Institute of Water Pollution, pp 112-118, Bournemouth 2-3 May 1979.
- Oakley, H.R., Prestib, J.R., (1979): Development of Septicity in Sewerage Systems, Proceedings of Symposium on septic sewage: Problems and Solutions, Institute of Water Pollution, s. 66-78, Bournemouth 2-3 May 1979.
- Parker, (1945): The corrosion of concrete 2. The function of Thiobacillus concretivorus (Nov. Spec.) in the corrosion of concrete exposed to atmospheres containing hydrogen sulphide, Aust. J. exp., Biol. med Sci 23.
- Polder, R.B, Mechelen, T. (1989): Assesment of Biogenic Sulfuric Acid, Aggresivity of sewer environment, Second international conference on pipeline construction, Hamburg, October 23-27, 1989.
- Pomeroy, R.D., (1990): The problem of hydrogen sulphide in sewers, 2nd edition, Clay Pipe Development Association Limited.
- Pomeroy, Parkhurst (1977): The forecasting of sulphide build up rates in sewers, Prog. Wat. Technol .
- Pomeroy, (1959): Generation and control of sulphide in filled pipes, Sewage and Wastes, vol.31, pp 1081-1095
- Rains, B.A., DePrimo, M.J. and Groseclose, I.L., (1973): Odors emitted from raw and digested sewage sludge. EPA -670/2-73-098, NTIS No. PB-232369, U.S. Environmental Protection Agency, Washington DC, 1973.
- Richardson, L.W., (1979): Corrosion Effects and Use of Resistant Materials in sewerage systems, Proceedings of symposium on septic sewage: Problems and Solutions, Institute of Water Pollution, Bournemouth 2-3 May 1979, pp 18-29.
- Schremmer, H, (1986): Arbeitsbericht des ATV- Fachausschusses 2.3 zu parametern des ATV-Merkblattes A115, Schwefelwasserstoff/sulfide, Korrespondenz Abwasser, August 1986, no 28, pp 729-733.
- Schremmer, V.H., (1972): Betongangriffe durch Schwefelwasser stoff in Abwasseranlagen gwf-wasser/abwassen, Nr. 12, pp 591-595
- Statens Arbeidsmiljøinstitutt, (1992): Helse og arbeidsforhold ved behandling av kommunalt avløpsvann, Statens Arbeidsmiljøinstitutt, 1992, HD 1024/91 FoU.
- Stephenson, G., Britton, A.J., (1985):The extent of the hydrogen sulphideproblem in the United Kingdom sewerage network
- Sægrov, S., (1992): Tilstand og tilstandsending for betongavløpsledninger, Doktoringeniøravhandling 1992:21, NTH/Institutt for vassbygging, IVB-rapport B-2-1992-1



- Mori, T., Nonaka, T., Tazaki, K., Koga, M., Hikosaka, Y. and Noda, S., (1991): Interactions of nutrients, moisture and pH og microbial corrosion of concrete sewerpipes, *Wat. Res.* vol. 26, No 1, pp. 29-37
- Technological standing committee on hydrogen sulphide corrosion in sewerage works, (1989): Hydrogen sulphide control manual - septicity, corrosion and odour control in sewerage systems, Monograph 3, MDC5.1321a.
- Thistlewayte, (1972): Control of Sulphide in sewerage systems, Butterworth Pty.Ltd. Australia
- Tomlinson, E.J., Bruce, A.M., (1979): Problems of Septicity in Biological Treatment, Proceedings of Symposium, Septic Sewage: Problems and Solutions, The Institute of Water Pollution Control, Bournemouth 2-3 May 1979 pp 84-95,.
- Tvedt, B. Brunstad, O.P. og Mathiesen, T., (1989): Skader av nervesystemet etter H<sub>2</sub>S forgiftning uten bevisstløshet, *Tidsskrift Norges Lægeforening*, nr.7-8, pp 845-846
- US EPA, (1974):Process design manual for Sulphide control in sanitary sewerage systems, US. Environmental Protection Agency, Technology Transfer
- US EPA, (1985); Design manual, odor and corrosion control in sanitary sewerage systems and treatment plants. EPA 625/1-85/018
- US National Research council (1979): Hydrogen sulphide Report by committee on Medical and Biological effects of environmental Pollutants, subcommittee on Hydrogen sulphide.
- Ødegaard, H., (1992): Fjerning av næringsstoffer ved rensing av avløpsvann, SFT/NTNF
- Ødegaard, H. (1971): Kjemisk felling ved eksisterende anlegg. Asker batteri, NIVA-rapport O-38/71.

---

**NIVA**



**Norsk institutt for vannforskning**

Postboks 173 Kjelsås, 0411 Oslo

Telefon: 22 18 51 00 Fax: 22 18 52 00

ISBN 82-577-2416-5