

RAPPORT LNR 3461-96

**D**osering av NUTRIOX<sup>TM</sup>  
til avløpsvann;  
effekter på H<sub>2</sub>S-dannelse  
og rensegrad

**Hovedkontor**

Postboks 173, Kjelsås  
0411 Oslo  
Telefon (47) 22 18 51 00  
Telefax (47) 22 18 52 00

**Sørlandsavdelingen**

Televeien 1  
4890 Grimstad  
Telefon (47) 37 04 30 33  
Telefax (47) 37 04 45 13

**Østlandsavdelingen**

Rute 866  
2312 Ottestad  
Telefon (47) 62 57 64 00  
Telefax (47) 62 57 66 53

**Vestlandsavdelingen**

Thormøhlensgt 55  
5008 Bergen  
Telefon (47) 55 32 56 40  
Telefax (47) 55 32 88 33

**Akvaplan-NIVA A/S**

Søndre Tollbugate 3  
9000 Tromsø  
Telefon (47) 77 68 52 80  
Telefax (47) 77 68 05 09

Tittel  Dosering av NUTRIOX <sup>TM</sup> til avløpsvann; effekter på H <sub>2</sub> S-dannelse og rensegrad	Løpenummer 3461-96	Dato 10.mai, 1996
	Prosjektnr. Undernr. O-94044	Sider Pris 51
Forfatter(e)  Bjørn A. Christensen	Fagområde Avløpsteknologi	Distribusjon
	Geografisk område Akershus	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Hydrogas Norge	Oppdragsreferanse
------------------------------------	-------------------

**Sammendrag**

NUTRIOX<sup>TM</sup> er et nitratbasert produkt som leveres av Norsk Hydro og markedsføres av Hydrogas Norge for å bekjempe H<sub>2</sub>S-problemer i kommunalt avløpsvann. Det ble i tidsrommet oktober 1995 til januar 1996 gjennomført et prosjekt i Nes kommune i Akershus med sikte på å undersøke og dokumentere effekten av produktet. Kontrollert NUTRIOX-dosering på ledningsnettet reduserte luktproblemene drastisk. Ved optimal dosering ble det ikke påvist H<sub>2</sub>S-utvikling. Gjennomsnittlig restkonsentrasjon av nitrat inn på renseanlegget (Fjellfoten RA) var 0,78 mg/l NO<sub>3</sub>-N under doseringen, mot 0,37 mg/l i perioder uten dosering. Dette tilsvarer en økning av det totale nitrogen-utslippet fra renseanlegget på ca. 1 % som en følge av NUTRIOX-doseringen. Driftsforstyrrelser i renseanlegget gjorde det vanskelig å påvise eventuelle effekter av NUTRIOX-dosering på renseprosessen. Ingenting tilsier at driftsproblemene skyldtes NUTRIOX-dosering. En gjennomsnittlig pH-økning på 0,3 enheter ble påvist i avløpsvannet under doseringen. Dette skyldes trolig at denitrifikasjonsprosessen produserte alkalitet og NUTRIOX-doseringen kan derfor ha bidratt til en mindre økning av jernklorid-behovet i det kjemiske fellingstrinnet. Det ble ikke påvist at NUTRIOX-doseringen påvirket polymerforbruk, slamegenskaper eller rensegrad i anlegget.

Fire norske emneord	Fire engelske emneord
1. Hydrogensulfid	1. Hydrogen sulfide
2. Kommunalt avløpsvann	2. Municipal waste water
3. Denitrifikasjon	3. Denitrification
4. NUTRIOX <sup>TM</sup>	4. NUTRIOX <sup>TM</sup>



Prosjektleder

ISBN 82-577-2998-1



Forsknings sjef

Dosering av NUTRIOX<sup>TM</sup> til avløpsvann;  
effekter på H<sub>2</sub>S-dannelse og rensegrad

## Forord

Utvikling av hydrogensulfid i kommunalt avløpsvann kan skape problemer av helsemessig, miljømessig og økonomisk karakter. En spørreundersøkelse foretatt av NIVA tyder på at problemene i norske kommuner kan være større enn tidligere antatt. I Nes kommune i Akershus har det vært alvorlige luktproblemer langs ledningsnettets i løpet av det siste året, og det har vært nødvendig å finne fram til tiltak for å minimalisere problemet.

NUTRIOX<sup>TM</sup>, som produseres av Norsk Hydro og markedsføres av Hydrogas Norge, er et nitratbasert produkt som hindrer H<sub>2</sub>S-dannelse og bidrar til å fjerne allerede dannet H<sub>2</sub>S i avløpsvann. I forbindelse med utprøving av NUTRIOX-prosessen på ledningsnettets i Nes kommune, ble NIVA engasjert av Hydrogas Norge for å vurdere effekten av produktet. Både effekter på H<sub>2</sub>S-utvikling på ledningsnettets og eventuelle effekter på renseprosessen i et renseanlegg nedstrøms doseringspunktene (Fjellfoten RA) skulle belyses.

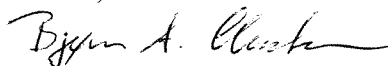
Under forsøket var Hydrogas Norge ansvarlig for kontrollert dosering av NUTRIOX<sup>TM</sup> på ledningsnettets, samt kontinuerlige H<sub>2</sub>S-målinger og logging av måledata. Aud-Inger Rasmussen og Ingar Kjøstolsen var kontaktpersoner for Hydrogas Norge. Gaute Finstad var kontaktperson for Hydrogas A.S ved Hydrogas Utviklingscenter i Porsgrunn.

Nes kommune bidro med en betydelig egeninnsats i prosjektet i form av datainnsamling og tilrettelegging for forsøksvirksomheten. Prosjektleder Einar Jystad var kontaktperson i Nes kommune. På Fjellfoten renseanlegg var driftsleder Knut Kjone kontaktperson, mens Pål Myrvold bistod med prøvetaking og konservering av prøver.

NIVA, ved undertegnede, var hovedansvarlig for planlegging og gjennomføring av analyseprogrammet i forsøksperioden. NIVA var også ansvarlig for all databearbeiding og rapportering. Fagassistent Vivi Paulsen gjennomførte prøvetakinger, utførte analyser og systematiserte innsamlede data. Forskningsleder Lars J. Hem bidro under bearbeidingen av data og tolkningen av resultater. Forskningsjef Gunnar Fr. Aasgaard var kvalitetssikringsansvarlig.

Jeg vil takke alle som var involvert i prosjektet for godt samarbeide. En spesiell takk til Einar Jystad og driftspersonellet ved Fjellfoten renseanlegg for imøtekommenhet og hjelpsomhet. Dette var helt avgjørende for en vellykket gjennomføring av prosjektet.

Oslo, 20.mai 1996



*Bjørn A. Christensen*

---

# Innhold

<b>1. SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER</b>	<b>6</b>
<b>2. SUMMARY AND CONCLUSIONS</b>	<b>8</b>
<b>3. INNLEDNING</b>	<b>11</b>
<b>3.1 HYDROGENSULFID SOM ARBEIDSMILJØPROBLEM</b>	<b>11</b>
<b>3.2 DANNELSE AV H<sub>2</sub>S I AVLØPSSYSTEMER</b>	<b>12</b>
<b>3.3 AVLØPSSYSTEMET I NES KOMMUNE</b>	<b>13</b>
<b>3.4 H<sub>2</sub>S-PROBLEMER I NES KOMMUNE</b>	<b>15</b>
<b>3.5 MULIGE TILTAK FOR Å REDUSERE H<sub>2</sub>S-PROBLEMER I AVLØPSSYSTEMER</b>	<b>15</b>
<b>3.6 NUTRIOX-PROSESSEN; TEORETISK GRUNNLAG OG VIRKEMÅTE</b>	<b>16</b>
<b>4. GJENNOMFØRING AV FORSØKET</b>	<b>17</b>
<b>4.1 GENERELL FORSØKSBEKRIVELSE</b>	<b>17</b>
<b>4.2 DOSERING AV NUTRIOX</b>	<b>17</b>
<b>4.3 PRØVETAKING PÅ LEDNINGSNETTET</b>	<b>18</b>
4.3.1 PRØVETAKINGSPUNKTER	18
4.3.2 PRØVETAKINGSPROGRAM	19
<b>4.4 PRØVETAKING PÅ RENSEANLEGGET</b>	<b>20</b>
<b>4.5 MÅLINGER OG ANALYSER</b>	<b>21</b>
<b>5. RESULTATER OG DISKUSJON</b>	<b>24</b>
<b>5.1 OVERSIKT OVER FORSØKSPERIODEN</b>	<b>24</b>
<b>5.2 LEDNINGSNETTET</b>	<b>24</b>
5.2.1 DOSERING AV NUTRIOX <sup>TM</sup>	24
5.2.2 H <sub>2</sub> S I LUFT	25
5.2.3 SULFID I VANN	30
5.2.4 NITRAT	31
5.2.5 PH	33
<b>5.3 RENSEANLEGGET</b>	<b>35</b>
5.3.1 VANNMENGDE OG BELASTNING	35
5.3.2 RENSEGRAD	37
5.3.3 KJEMIKALIEFORBRUK	39
5.3.4 SLAMEGENSKAPER	41

---

<b>6. SAMMENFATTENDE DISKUSJON</b>	<b>44</b>
6.1 EFFEKTER AV NUTRIOX-DOSERING	44
6.2 NUTRIOX-PROSESSEN KONTRA ANDRE TILTAK, SAMLET VURDERING	45
<b>7. OPPSUMMERING OG KONKLUSJONER</b>	<b>47</b>
<b>8. REFERANSER</b>	<b>48</b>
<b>9. APPENDIX</b>	<b>49</b>

# 1. Sammendrag og konklusjoner

Hydrogensulfid ( $H_2S$ ) er en illeluktende, giftig og korrosiv gass som dannes ved nedbrytning av organisk materiale under anaerobe forhold. I kommunalt avløpsvann skjer  $H_2S$ -dannelsen særlig i pumpeledninger og fordrøyningsmagasiner med lang oppholdstid. Man får da såkalte septiske forhold.  $H_2S$ -gass kan forårsake alvorlige arbeidsmiljøproblemer for driftspersonell i pumpestasjoner, kummer og renseanlegg og virker dessuten sterkt korroderende på betong og metaller. En spørreundersøkelse foretatt av NIVA tyder på at  $H_2S$ -problemene i norske avløpsanlegg kan være større enn tidligere antatt (Dagestad og Aasgaard, 1994).

En av kommunene som har hatt alvorlige problemer med  $H_2S$ -dannelse i avløpssystemet er Nes kommune i Akershus. Kommunen har mottatt en rekke klager på sjenerende lukt langs ledningsnett, og  $H_2S$ -konsentrasjonene nede i enkelte kummer har periodevis ligget på et nivå som har medført akutt helsefare. Det har derfor vært nødvendig å iverksette tiltak for å bekjempe problemet. Etter en innledende vurdering av flere alternative muligheter, valgte Nes kommune å inngå et samarbeide med Hydrogas Norge for å prøve ut den såkalte NUTRIOX-prosessen.

NUTRIOX<sup>TM</sup> er et nitratbasert produkt som produseres av Norsk Hydro og markedsføres av Hydrogas Norge. NUTRIOX-prosessen innebærer at man foretar en kontrollert dosering av NUTRIOX<sup>TM</sup> til avløpsvannet slik at den biologiske nedbrytningen av organisk materiale foregår ved denitrifikasjon istedenfor sulfatreduksjon. Konsekvensen av dette blir at det produseres nitrogengass som avfallsprodukt istedenfor  $H_2S$ . Dessuten vil  $H_2S$ -gass som allerede er dannet, kunne bli oksidert av sulfidoksidierende bakterier som bruker nitrat som elektronakseptor. Årsaken til at denitrifikasjonsprosessen vil dominere når nitrat er tilstede i vannet, er at denitrifikasjon gir større energiutbytte for bakteriene enn sulfatreduksjon.

Avløpsvannet i Nes kommune renses i Fjellfoten renseanlegg ved Årnes. Fjellfoten RA er av typen "Muslingen" og er dimensjonert for 15 000 pe. Anlegget ble satt i drift i 1995 og pr. idag er ca. 10 000 pe tilkoblet. Anlegget benytter kjemisk felling med jernklorid. Doseringen er pH-styrt. I tillegg doseres det polymer etter vannmengde. Separasjonen foregår ved flotasjon i to parallelle "muslinger". Slammet avvannes ved sentrifugering.

I forbindelse med utprøvingen av NUTRIOX-prosessen, ble NIVA engasjert av Hydrogas Norge for å vurdere effekter på  $H_2S$ -utviklingen på ledningsnett, samt mulige effekter av NUTRIOX-dosering på renseprosessen i Fjellfoten RA, herunder effekter på rensegrad, kjemikalieforbruk og slamegenskaper.

Forsøket ble gjennomført i 3 faser i tidsrommet 20. oktober 1995 til 20. januar 1996. I første referanseperiode ble det ikke dosert NUTRIOX. Målsetningen var å dokumentere normaltstanden for årstiden i ledningsnett og på renseanlegget. I doseringsperioden ble det dosert NUTRIOX på 4 punkter på ledningsnett. I andre referanseperiode ble det ikke dosert NUTRIOX, og det ble undersøkt hvordan systemet vendte tilbake til normaltstanden. Prøvetakings- og analyseprogrammet ble i hovedsak gjennomført på samme måte gjennom hele forsøksperioden.

Resultatene fra forsøket viste at dosering av NUTRIOX til avløpsvannet kan løse problemene med  $H_2S$ -utvikling på ledningsnett. Ved optimal NUTRIOX-dosering, ble luktproblemene forårsaket av  $H_2S$  eliminert.

Gjennomsnittlig restkonsentrasjon av nitrat inn på renseanlegget var 0,78 mg/l NO<sub>3</sub>-N i doseringsperioden. Bakgrunnsnivået var 0,37 mg/l i referanseperiodene. Siden totalt Kjeldahl-nitrogen ble funnet å ligge på ca. 35 mg/l ut av anlegget, og siden man ikke kan forvente noen fjerning av nitrat i anlegget, finner man at NUTRIOX-doseringen medførte en økning av det totale nitrogen-utslippet fra renseanlegget på ca. 1 %.

Renseprosessen ved Fjellfoten RA fungerte ikke optimalt gjennom hele forsøksperioden, og det ble flere ganger observert kraftig overdosering av jernklorid. Overdoseringen skyldtes trolig at pH-styringen i fellingstrinnet ikke fungerte tilfredsstillende. Det var spesielt hyppige driftsproblemer i doseringsperioden, men det er likevel ingenting som tilsier at dette hadde sammenheng med doseringen av NUTRIOX. Driftsproblemene gjorde det vanskelig å sammenligne renseeffekter og slamegenskaper i referanseperiodene og doseringsperioden.

Avløpsvannets pH var gjennomsnittlig ca. 0,3 enheter høyere i doseringsperioden enn i referanseperiodene. Dette skyldtes trolig at denitrifikasjonsprosessen produserte alkalitet.

Jernkloridforbruket var ca. 25 % høyere i doseringsperioden enn i referanseperiodene. Den viktigste årsaken til denne signifikante forskjellen var etter all sannsynlighet overdoseringen av jernklorid. Siden jernkloriddoseringen er pH-styrt med et set-punkt på 5,8, innebærer imidlertid en økning av avløpsvannets alkalitet at jernkloridforbruket også vil øke. NUTRIOX-dosering på ledningsnett kan således ha medvirket til økt jernkloridbehov ved at denitrifikasjonsprosessen produserte alkalitet. Teoretiske beregninger tyder på at denne økningen var på 5-7 %.

Det ble ikke funnet indikasjoner på at NUTRIOX-doseringen påvirket slammets egenskaper. Slamegenskapene ble undersøkt ved å bestemme kapillær sugetid (CST) og tørrstoffinnhold. CST-tester på flotert slam uten polymertilsetning viste høyere CST-verdier (lengre kapillær sugetid) i doseringsperioden enn i referanseperiodene. Dette skyldtes trolig at slammene inneholdt mer jern(III)hydroksider i doseringsperioden på grunn av at det ble overdosert jernklorid. CST-tester på flotert slam som var tilsatt polymer viste derimot lavere CST-verdier i doseringsperioden. Tørrvektbestemmelser på avvannet slam ga ingen indikasjoner på forskjeller i avvanningsegenskaper i doseringsperioden og referanseperiodene.

Gjennomsnittlig rensegrad for totalt kjemisk oksygenforbruk (TCOD), totalt organisk karbon (TOC), suspendert stoff (SS) og totalt fosfor (Tot-P) var noe lavere i doseringsperioden enn i referanseperioden. Dette skyldes sannsynligvis at partikkelfjerningen i renseanlegget fungerte dårligere enn normalt i perioder da det ble overdosert jernklorid, noe som også ble observert visuelt gjentatte ganger i løpet av doseringsperioden. Rensekravene for TOC og Tot-P ble likevel tilfredsstillt med god margin gjennom hele forsøksperioden. Rensegraden for orthofosfat (PO<sub>4</sub>-P) og løselig kjemisk oksygenforbruk (SCOD) var marginalt høyere i doseringsperioden enn i referanseperiodene. Ingenting tilsier at NUTRIOX-doseringen påvirket rensegraden for de nevnte parametrene i renseanlegget.

Nes kommune har nå etablert et permanent doseringssystem for NUTRIOX<sup>TM</sup> og tatt i bruk prosessen som det viktigste tiltaket mot H<sub>2</sub>S-problemene på ledningsnett. Erfaringene som er høstet etter 3 måneders drift er udelt positive. Det har ikke oppstått alvorlige driftsproblemer og kommunen har ikke mottatt klager på sjenerende luft langs ledningsnett.



## 2. Summary and conclusions

Hydrogen sulfide ( $H_2S$ ) is a foul-smelling, poisonous and corrosive gas produced by microbial degradation of organic matter under anaerobic conditions. In municipal waste water,  $H_2S$  is formed mainly in pressure mains, basins and wet-wells where the retention time exceeds the critical value needed for anaerobic conditions to develop.  $H_2S$ -gas may represent a health threat to operators working in pumping stations and treatment plants.  $H_2S$  is also highly corrosive to concrete and metals. An inquiry to norwegian municipalities indicate that problems related to  $H_2S$  in sewers may be more serious than previously anticipated (Dagestad and Aasgaard, 1994).

Nes municipality in the county of Akershus has been facing serious problems due to  $H_2S$ -formation in the sewer system over the last year, and the local authorities have received numerous complaints from the public.  $H_2S$ -concentrations in wells along the sewers have periodically reached levels known to be acute toxic to humans. It has therefore been important to search for good solutions to the problems and undertake quick remedial action. After evaluating various alternatives, the responsible authorities in Nes municipality entered into an agreement with Hydrogas Norge on carrying out a full scale trial of the so-called NUTRIOX-process.

NUTRIOX<sup>TM</sup> is a nitrate-based product manufactured by Norsk Hydro and marketed by Hydrogas Norge. The Nutriox-process involves a controlled dosing of NUTRIOX to waste water in order to switch the microbial degradation from sulfate-reduction to denitrification. Consequently,  $N_2$ -gas is produced as the major waste product instead of  $H_2S$ . The reason why denitrification will become the dominating degradation process in the presence of nitrate is that it yields more energy than sulfat-reduction, thereby supporting faster bacterial growth. An additional effect of NUTRIOX-dosing is that  $H_2S$  already present in the waste water at the dosing point may be oxidized by sulfide oxidizing bacteria using nitrate as electron acceptor.

The municipal waste water in Nes is treated in Fjellfoten treatment plant, hereafter referred to as Fjellfoten RA, south of Årnes. The plant, which was built in 1995, was dimensioned for up to 15 000 personal equivalents (pe). At present, 10 057 pe are connected to the system. Fjellfoten RA is a chemical treatment plant using ferric chloride solution and polymer to accomplish precipitation. The strongly acid ferric chloride solution is dosed into the waste water to obtain a pH of 5,8 in the flocculation basin, which is optimal for phosphate precipitation at this plant. Polymer dosing is proportional to the total water flow through the system. The sludge is separated from the effluent water in two parallel flotation cells called "Muslingen", while dewatering is accomplished by adding polymer and centrifuging the sludge.

During the full scale trial in Nes municipality, NIVA was contracted by Hydrogas Norge for evaluating effects of NUTRIOX-dosing on  $H_2S$  formation in the sewer system and possible effects on the treatment process at Fjellfoten RA. The trial lasted from 20 Oct, 1995 to 20 Jan 1996, and comprised a pre-dosing period (*reference period no.1*), a dosing period and finally a post-dosing period (*reference period no.2*). NUTRIOX was added to the waste water at 4 dosing points during the dosing period, while no NUTRIOX was added in the two reference periods. The sampling programme was essentially the same throughout the trial.

The trial showed that NUTRIOX-dosing can solve the  $H_2S$ -problems in sewer systems. At optimal dosing, the characteristic odour caused by  $H_2S$  was eliminated. Average nitrate-concentrations in waste water entering the treatment plant was 0,78 mg/l  $NO_3$ -N during

NUTRIOX-dosing and 0,37 mg/l NO<sub>3</sub>-N in the reference periods. Since total Kjeldahl-N was found to be 35 mg/l in the effluent water, and since no nitrate is likely to be removed in the treatment process, the findings indicate a one percent increase in the total load of nitrogen in the effluent from Fjellfoten RA, due to the dosing of NUTRIOX.

The treatment process at Fjellfoten RA did not work optimally throughout the trial, and overdosing of ferric chloride was often observed. Although the performance problems were found to occur more frequently in the dosing period than in the reference periods, there is no reason to believe that this had anything to do with the NUTRIOX-dosing. Most likely, the problems were caused by erroneous pH-measurements in the flocculation basin. Nevertheless, the unstable conditions made it difficult to compare treatment efficiencies achieved in the dosing period with those of the reference periods.

Average waste water pH was found to be 0,3 units higher during NUTRIOX-dosing than in the reference periods. This was probably because NUTRIOX-dosing stimulated denitrification, which is an alkalinity-generating process.

The consumption of ferric chloride in the treatment process was found to be approximately 25 % higher in the dosing period than in the reference periods. This was mainly due to overdosing. However, since the ferric chloride solution is used not only for phosphate removal but also for pH-regulation to 5,8, the alkalinity of the incoming water will influence the ferric chloride demand. NUTRIOX-dosing could therefore have led to a higher ferric chloride demand in the treatment process by stimulating the alkalinity-generating denitrification process in the sewer system. Rough theoretical calculations indicated that this effect probably accounted for a 5-7 % increase in ferric chloride demand. Average polymer consumption was not significantly different in the dosing period as compared to the reference periods.

During the trial, sludge properties were investigated by measuring capillary suction time (CST) and dry weight. No effect of NUTRIOX-dosing on sludge properties could be found. All CST-tests were performed on wet sludge recently separated from the effluent water by flotation. Average CST-values were higher in the dosing period than in the reference period when the sludge was tested without polymer addition. This was probably because sludge from the dosing period had a higher ferric(oxy)hydroxide content due to overdosing of ferric chloride. However, when polymer was added to the sludge prior to testing, opposite results were found, i.e. lower CST-values were found in the dosing period. Dry weights were measured in wet sludge as well as in dewatered sludge. No significant differences between the dosing period and the reference periods could be found.

Treatment efficiencies with respect to total chemical oxygen demand (TCOD), total organic carbon (TOC) and total phosphorus (Tot-P) were slightly lower in the dosing period than in the reference periods, while treatment efficiency with respect to suspended solids (SS) was significantly lower at 95 % level. This shows that the separation of particles from effluent water in the flotation process was less effective during the dosing period. Throughout the trial, it was repeatedly observed that the effluent water had a particularly high particle load during overdosing of ferric chloride, suggesting that overdosing resulted in less efficient treatment. Nevertheless, TOC and Tot-P-concentrations in the effluent were still well within the limits set by the pollution control authorities. Treatment efficiencies with respect to soluble chemical oxygen demand (SCOD) and orthophosphate (PO<sub>4</sub>-P) were slightly higher during NUTRIOX-dosing than in the reference periods. The results do not indicate that NUTRIOX-dosing influenced treatment efficiencies in Fjellfoten RA.

A permanent dosing system for NUTRIOX has now been established in the sewer system in Nes municipality to prevent future H<sub>2</sub>S-problems. The results achieved during the first three months of continuous operation are promising; no serious performance problems have occurred, and there has been no complaints about foul smell from the sewer network.

## 3. Innledning

### 3.1 Hydrogensulfid som arbeidsmiljøproblem

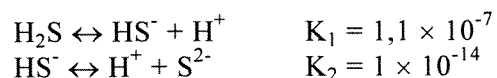
H<sub>2</sub>S er en giftig gass, som avhengig av konsentrasjonen kan forårsake luktproblemer eller akutte forgiftninger. I de siste årene har man også i økende grad fokusert på mulige langtidseffekter på nervesystemet. Administrativ norm for H<sub>2</sub>S i luft er 10 ppm. H<sub>2</sub>S-konsentrasjoner over ca. 3 ppm oppfattes av de fleste som sterkt ubehagelig lukt. Effekter av H<sub>2</sub>S på mennesker er oppsummert i Tabell 1

H <sub>2</sub> S-konsentrasjon i luft (ppm)	Effekter
0,005-0,15	Terskelverdi for luktesans
10-20	Terskelverdi for øyeirritasjon
50-100	Alvorlige øyeskader
150-250	Tap av luktesans
320-530	Lungeødem, fare for livet
530-1000	Kramper, respirasjonsstans, død
> 1000	Kollaps, rask død

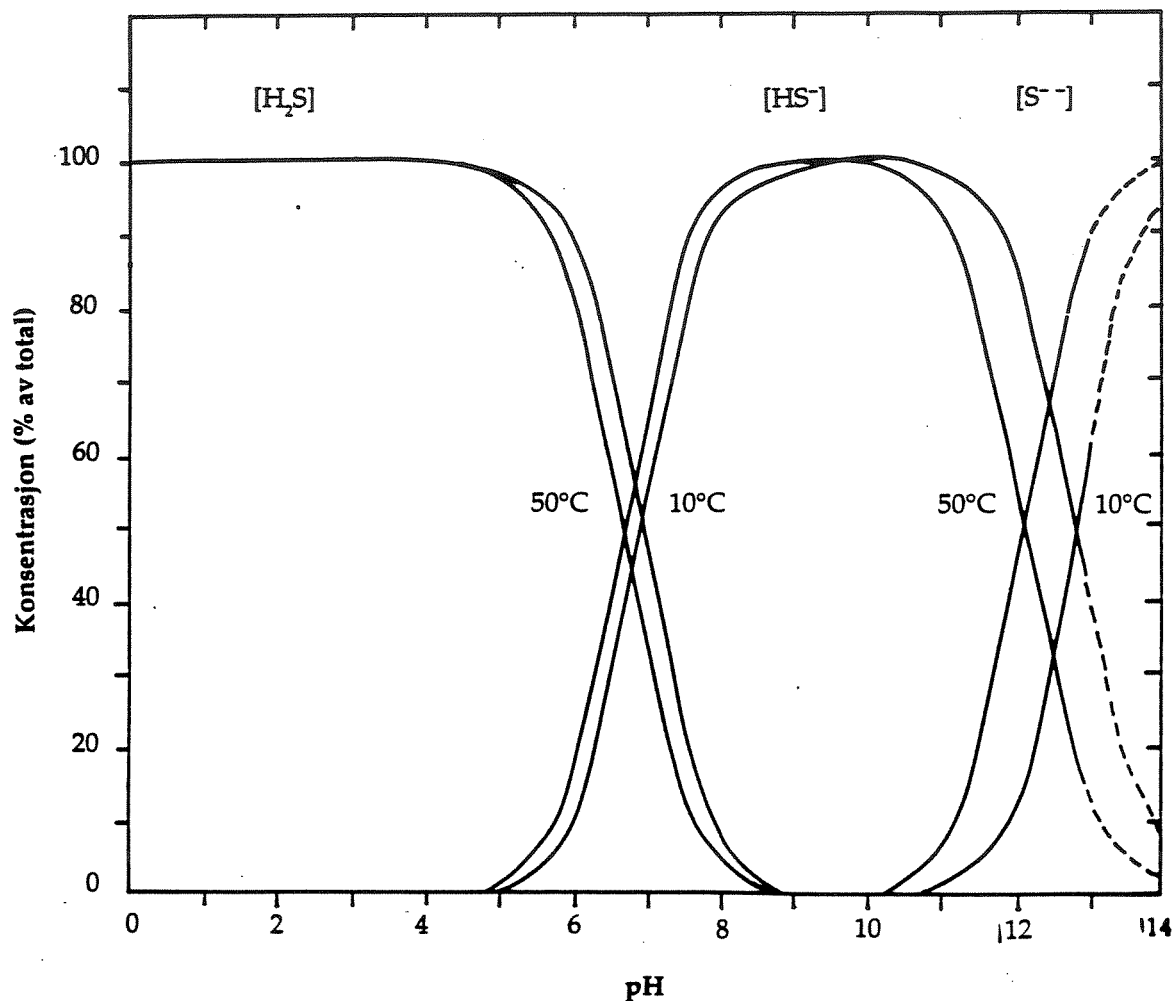
**Tabell 1.** Eksponeringsnivåer og effekter av hydrogensulfid på mennesker (Direktoratet for arbeidstilsynet, 1989).

H<sub>2</sub>S-forgiftninger har bl.a. forekommet i dårlig ventilerte rom på oljeinstallasjoner, i ballasttanker på skip, i gjødselkjellere og i pumpestasjoner og kummer på det kommunale avløpsnett. Siden H<sub>2</sub>S-gass er tyngre enn luft, er risikoen for forgiftninger størst i kummer, tanker og andre rom der utluftingen bare kan skje gjennom taket.

H<sub>2</sub>S er lett løselig i vann. Ved 20°C kan 3850 mg/l H<sub>2</sub>S løses. Løseligheten avtar med 2,5 % for hver grad temperaturen økes. H<sub>2</sub>S opptrer som en toprotisk syre i henhold til følgende ligninger:



Likevekten mellom sulfid i vann og H<sub>2</sub>S-gass i luft har stor betydning for hvordan problemene arter seg. Figur 1 viser hvordan sulfidlikevekten i vann avhenger av pH. Ved lave pH-verdier foreligger sulfidet hovedsaklig som oppløst H<sub>2</sub>S, og vil relativt lett kunne drives av fra vannfasen. Ved nøytral pH vil man ha en blanding av oppløst H<sub>2</sub>S-gass og HS<sup>-</sup>-ioner, og det vil fremdeles kunne frigjøres gass. Dette vil være det normale i kommunalt avløpsvann. Ved høye pH-verdier (pH > 10) dominerer S<sup>2-</sup>-ioner, og det er liten fare for frigivelse av H<sub>2</sub>S-gass til luft. Foruten pH vil selvsagt sulfidkonsentrasjonen i vannet og graden av turbulens/lufting ha betydning for hvor mye H<sub>2</sub>S som frigjøres.

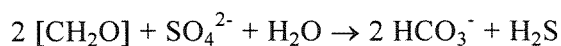


**Figur 1.** Hydrogensulfidlikevekten i vann som en funksjon av pH ved 2 ulike temperaturer.

I kontakt med luft eller oksygenholdig vann vil  $\text{H}_2\text{S}$  oksideres. Utendørs og i godt ventilerte rom vil man derfor som regel ikke kunne få  $\text{H}_2\text{S}$ -konsentrasjoner som er helseskadelige. Det er angitt nokså forskjellige oksidasjonshastigheter i litteraturen. I oksygenmettet sjøvann er det rapportert om halveringstider i størrelsesorden 38-210 minutter, men ved lavere oksygeninnhold kan halveringstiden bli betydelig lengre (Almgren og Hagstrøm, 1974).

### 3.2 Dannelse av $\text{H}_2\text{S}$ i avløpssystemer

Hydrogensulfid dannes hovedsaklig når sulfatreduserende bakterier (SRB) bryter ned organiske forbindelser under anaerobe forhold. Dersom man bruker  $\text{CH}_2\text{O}$  som generell formel for organiske forbindelser, kan man beskrive prosessen ved hjelp av følgende ligning:



Noe H<sub>2</sub>S kan også dannes ved reduktiv avspalting av sulfidgrupper fra svovelholdige proteiner. Denne prosessen krever ikke så lavt redokspotensiale som sulfatreduksjonsprosessen, og kan derfor være viktig i første fase etter at vannet har blitt anaerobt (Boon, 1992).

Størsteparten av de sulfatreducerende bakteriene sitter festet på innsiden av rørledningene, der de sammen med andre typer bakterier danner en biofilm. De nyttegjør seg oppløste organiske forbindelser og sulfat som diffunderer innover i biofilmen.

Sulfidproduksjonshastigheten vil vanligvis være bestemt av temperaturen i avløpsvannet og antall aktive sulfatreducerende bakterier som er tilstede i systemet. Sulfatreduksjonshastigheten øker normalt 2,0-3,8 ganger dersom man hever temperaturen 10°C ( $Q_{10} = 2,0-3,8$ ) innenfor et intervall der bakteriene kan vokse (Widdel, 1988). I utgangspunktet kan man regne med at dette gjelder mellom 5 og 35°C.

Vannets anaerobe oppholdstid vil langt på vei bestemme hvor stor den totale sulfidproduksjon blir, siden både sulfat og nedbrytbart organisk materiale normalt er tilstede i relativt høye konsentrasjoner, og således neppe vil kunne bli vekstbegrensende faktorer. Et typisk norsk avløpsvann inneholder gjerne ca. 20 mg/l sulfat, ca. 150 mg/l biologisk oksygenforbruk (BOD<sub>7</sub>), og ca. 350 mg/l totalt kjemisk oksygenforbruk (TCOD) (Ødegaard, 1992).

I avløpssystemer er det størst fare for å få H<sub>2</sub>S-dannelse i lengre pumpeledninger og eventuelt i fordrøyningsmagasiner der vannet har relativt lang oppholdstid. Frigjøringen av H<sub>2</sub>S-gass fra vannfasen foregår særlig når det septiske vannet luftes i pumpestasjoner, selvfallsledninger eller renseanlegg.

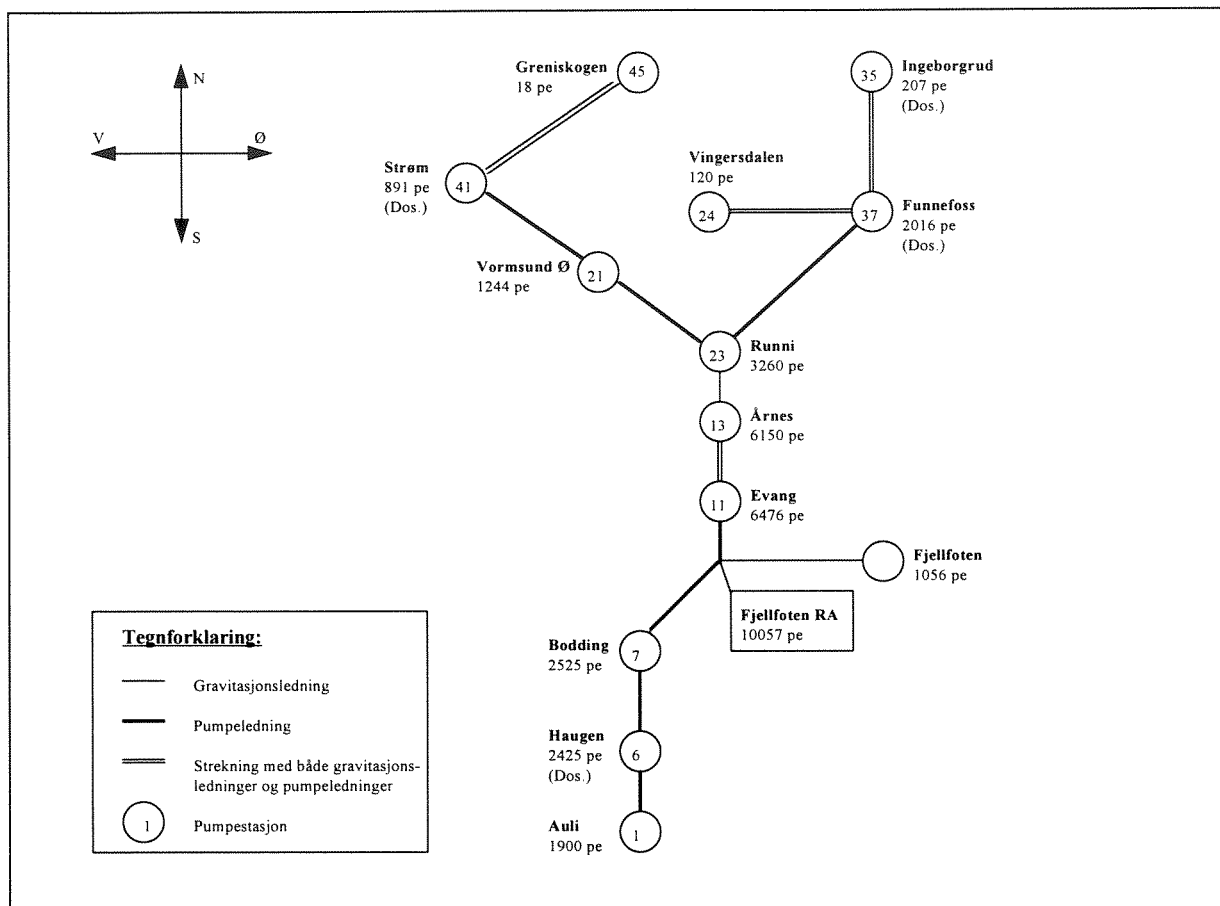
### 3.3 Avløpssystemet i Nes kommune

Nes kommune har i løpet av de siste 2 årene gjennomført en omfattende modernisering av både avløpsnett og renseanlegg for kommunalt avløpsvann. 5 mindre renseanlegg har blitt nedlagt i perioden, og avløpsvannet fra disse har blitt overført til det nye Fjellfoten renseanlegg. I løpet av 1996/97 vil også det siste av de eldre renseanleggene (Tomteråsen) bli nedlagt, og etter den tid vil alt kommunalt avløp i kommunen gå gjennom Fjellfoten RA. Det er foretatt investeringer i størrelseorden 12 mill. kr. til omlegging og opprustning av ledningsnettet og 12 mill. til innkjøp og installasjon av nytt renseanlegg på Fjellfoten.

Ledningsnettet består av 3 hovedledninger som i denne sammenheng vil bli omtalt som *Vormsund-ledningen*, *Funnefoss-ledningen* og *Bodding-ledningen* (Figur 2).

*Vormsundledningen* drenerer de nord-vestlige delene av kommunen og tar opp bidrag fra bl.a. Brårud og Vormsund. *Funnefoss-ledningen* drenerer de nord-østlige delene av kommunen og mottar avløpsvann fra bl.a. Herbergåsen, Opakermoen og Funnefoss-området.

*Vormsundledningen* og *Funnefossledningen* løper sammen ved Runni som ligger ca. 2 km nord for Årnes sentrum. Oppstrøms Runni er det lange pumpestrekninger på begge de to ledningene. Etter samløpet på Runni renner vannet ved selvføll videre mot Årnes sentrum via en serie med kummer. Fra Årnes sentrum ledes vannet delvis ved pumping og delvis ved selvføll fram til Fjellfoten RA. *Bodding-ledningen* drenerer de sørlige delene av kommunen og mottar avløpsvann fra bl.a. Auli, Haga og Bodding. Vannet pumpes fram til Fjellfoten RA.



**Figur 2.** Forenklet skisse av avløpssystemet i Nes kommune. Pumpestasjoner er nummerert i henhold til kommunens system. Dos = doseringspunkt for NUTRIOX.

De to hovedledningene fra henholdsvis nord og sør møtes i en kum like bak rensenanlegget. Der skjer det en kraftig lufting av vannet før det renner ved selvføll inn i innløpskummen under selve rensenanlegget.

Avløpsvannet som tilføres det kommunale nettet kommer stort sett fra private husholdninger, men endel småindustri, servicebedrifter og institusjoner er også tilkopleet. Et vaskeri på Herbergåsen nord i kommunen (tilkopleet *Funnefoss-ledningen*) er trolig den enkeltkilden som bidrar mest til svingninger i avløpsvannskvaliteten. Antall pe som er tilkopleet på noen aktuelle punkter på ledningsnettet framgår av Figur 2.

Fjellfoten RA er av typen "Muslingen" og er dimensjonert for 15 000 pe. Anlegget ble satt i drift i 1995. Idag er 10 057 pe tilkopleet. Dette vil øke til 10320 pe etter nedleggelse av Tomteråsen RA. Anlegget benytter kjemisk felling med jernklorid. Doseringen er pH-styrt. I tillegg doseres det polymer etter vannmengde. Separasjonen foregår ved flotasjon i to parallelle "muslinger". Slammet avvannes ved sentrifugering.

### 3.4 H<sub>2</sub>S-problemer i Nes kommune

Hydrogensulfid har i lang tid vært et betydelig arbeidsmiljøproblem ved renseanlegg og pumpestasjoner i kommunen. Det er rapportert om at det i ekstreme tilfeller er målt opptil 500 ppm H<sub>2</sub>S i luft på de gamle (nå nedlagte) renseanleggene. Dette er 50 ganger høyere enn administrativ norm og medfører akutt helsefare.

Etter at de gamle anleggene ble nedlagt, har arbeidsmiljøproblemene knyttet til H<sub>2</sub>S totalt sett blitt betydelig mindre. Det nye anlegget på Fjellfoten har et ventilasjonssystem som reduserer luktproblemene effektivt.

Ute på ledningsnett har man imidlertid ikke observert en tilsvarende forbedring av situasjonen. Snarere har omleggingen medført større problemer, siden lengden på overføringsledningene, og dermed oppholdstiden, har økt. Eksempelvis kan det nevnes at avløpsvann fra Greniskogen på Vormsundledningen bruker anslagsvis 14 dager på å nå fram til Fjellfoten RA.

Luktproblemene fra ledningsnett har foreløpig vært mest merkbare på Vormsund, Runni og Bodding. På Vormsund frigjøres det gass inne i pumpestasjonen når vannet i pumpeledningen fra Strøm og Hol blir luftet. På Bodding skjer også frigjøringen av H<sub>2</sub>S inne i pumpestasjonen. På Runni frigjøres det gass i selvføllsledningen nedstrøms samløpet av *Vormsund-ledningen* og *Funnefoss-ledningen*.

Både på Runni og Bodding, og delvis i Årnes sentrum, har det vært et problem at H<sub>2</sub>S-gass som er dannet på ledningsnett trenger inn i bygninger via stikkledninger og sluk. For å redusere disse problemene, ble det høsten 1995 montert tilbakeslagsventiler i stikkledningene fra de mest utsatte bygningene. H<sub>2</sub>S-gass har også periodevis medført sjenerende lukt utendørs i de nevnte områdene.

### 3.5 Mulige tiltak for å redusere H<sub>2</sub>S-problemer i avløpssystemer

Det finnes en rekke tiltak som kan iverksettes med tanke på å redusere H<sub>2</sub>S-problemer i avløpssystemer. Ved bygging av nye avløpssystemer eller omlegging av eldre ledningsnett bør man tilstrebe å unngå lange pumpeledninger. Det bør videre sørges for god lufting av avløpsvannet med jevne mellomrom. Om mulig bør utluftingen skje i god avstand fra bebyggelse. En annen faktor som må vurderes er diameteren på rørene i pumpeledninger. For stor diameter vil gi unødig lang oppholdstid på strekningen og dermed medføre økt fare for H<sub>2</sub>S-dannelse.

Når det oppstår problemer i eksisterende avløpssystemer kan følgende tiltak være aktuelle:

- Tilførsel av oksygen til vannet (innpumping av luft eller ren O<sub>2</sub>-gass).
- Dosering av jernsalter.
- Dosering av bakteriedrepende midler (klorforbindelser, lut etc.).
- Renseplugg
- Økning av vannmengden for å redusere oppholdstiden i pumpeledningen
- Dosering av nitratforbindelser (NUTRIOX<sup>TM</sup>)

Virkemåten til nitratforbindelser vil bli omtalt nærmere i neste kapittel. De øvrige tiltakene vil bli kort omtalt i den sammenfattende diskusjonen i kapittel 6.



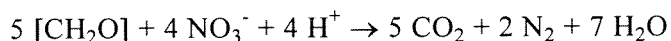
### 3.6 NUTRIOX-prosessen; teoretisk grunnlag og virkemåte

De fleste bakterier skaffer seg energi ved nedbrytning av organiske forbindelser. Til dette trenger de et oksidasjonsmiddel eller en såkalt *elektronakseptor*. Under nedbrytningsprosessene blir de organiske forbindelsene oksidert, mens elektronakseptoren blir redusert. Eksempler på viktige elektronakseptorer er O<sub>2</sub>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, Mn(IV)-forbindelser, Fe(III)-forbindelser og CO<sub>2</sub>. Disse reduseres til henholdsvis H<sub>2</sub>O, N<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>S, Mn<sup>2+</sup>, Fe<sup>2+</sup> og CH<sub>4</sub>.

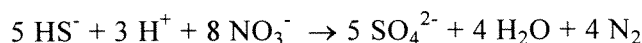
Når man har et overskudd av nedbrytbart organisk materiale i et system, er det tilgangen på elektronakseptorer som bestemmer forløpet av de mikrobielle nedbrytningsprosessene. Oksygen er den elektronakseptoren som gir størst energiutbytte for bakteriene og som derfor vil forbrukes først. Nitrat gir nest størst energiutbytte og vil bli utnyttet etter at oksygenet er brukt opp. Videre vil Mn(IV), Fe(III), SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> og CO<sub>2</sub> bli utnyttet i nevnte rekkefølge. Samtidig med at elektronakseptorene forbrukes, foregår det en gradvis senkning av redokspotensialet.

I kommunalt avløpsvann er vanligvis oksygen og sulfat de kvantitativt viktigste elektronakseptorene, mens nitratkonsentrasjonen som regel er lav (< 0,5 mg/l). Dette betyr at det oppstår fare for H<sub>2</sub>S-dannelse nesten umiddelbart etter at oksygenet er forbrukt. I praksis vil dette kunne skje på lange pumpeledninger og i fordryningsmagasiner der vannet har relativt lang oppholdstid.

Prinsippet for NUTRIOX-prosessen er at man tilfører avløpsvannet en konsentrert nitratløsning (NUTRIOX<sup>TM</sup>), slik at bakteriene begynner å utnytte nitrat som elektronakseptor istedenfor sulfat etter at oksygenet er brukt opp. Organiske forbindelser vil da bli nedbrutt ved denitrifikasjon istedenfor sulfatreduksjon, og det blir produsert N<sub>2</sub>-gass som sluttprodukt istedenfor H<sub>2</sub>S. Denitrifikasjonsprosessen kan beskrives ved hjelp av følgende reaksjonsligning, der [CH<sub>2</sub>O] er brukt som en generell formel for organiske forbindelser:



NUTRIOX-dosering kan også bidra til at H<sub>2</sub>S som allerede er tilstede i avløpsvannet blir fjernet ved oksidasjon. Følgende reaksjon er katalysert av bakterien *Thiobacillus denitrificans*:



NUTRIOX-prosessen kan altså både forhindre dannelse av H<sub>2</sub>S i avløpsvann og bidra til å fjerne H<sub>2</sub>S som allerede er dannet. Tidligere forsøk med NUTRIOX-dosering til avløpsvann er bl.a. rapportert av Æsøy m.fl.(1996) og Bentzen m.fl. (1995).

## 4. Gjennomføring av forsøket

### 4.1 Generell forsøksbeskrivelse

Forsøket ble gjennomført i Nes kommune i Akershus i tidsrommet 20.oktober 1995 til 20.januar 1996. Målsetningen var å dokumentere hvordan NUTRIOX-dosering innvirket på H<sub>2</sub>S-utvikling på ledningsnettets samt å påvise eventuelle effekter av NUTRIOX-dosering på selve renseprosessen i renseanlegget. Det ble foretatt målinger på ledningsnettets og renseanlegget i 3 separate perioder:

1. referanseperiode, 25.10.95 - 10.11.95  
Doseringsperioden, 24.11.95 - 20.12.95
2. referanseperiode, 08.01.96 - 19.01.96

I referanseperiodene ble det ikke dosert NUTRIOX. Disse periodene anses derfor for å være representative for "normaltilstanden" i ledningsnettets på denne tiden av året. I doseringsperioden ble det dosert NUTRIOX på 4 forskjellige steder på ledningsnettets.

Under forsøket ble det tatt daglige stikkprøver av vann fra ledningsnettets. H<sub>2</sub>S-konsentrasjoner i luft ble målt og logget automatisk på utvalgte steder. På renseanlegget ble det tatt døgnblandprøver av vannet før og etter fellingstrinnet samt daglige slamprøver.

Det ble gjennomført mer intensiv prøvetaking gjennom 4 døgn i løpet av forsøksperioden; ett i hver av referanseperiodene og to i doseringsperioden. Hensikten med dette var å undersøke variasjoner gjennom døgnet. For detaljer angående prøvetakingsprogrammet henvises det til kapittel 3.3 og 3.4.

### 4.2 Dosering av NUTRIOX

Hydrogas Norge var ansvarlig for doseringen av NUTRIOX under forsøksperioden. Det ble dosert på følgende 4 forskjellige pumpestasjoner på ledningsnettets: Haugen (6), Strøm (41), Ingeborgrud (36) og Funnefoss (37). Doseringspunktens beliggenhet framgår av Figur 2.

På Ingeborgrud ble det dosert en konstant mengde NUTRIOX til avløpsvannet. På alle andre doseringspunkter ble doseringen styrt ved hjelp av en programmerbar styringsenhet (NBOX) med en dynamisk doseringsalgoritme som styres bl.a. utfra vannmengde og temperatur. Doseringen ble forsøkt styrt slik at all NUTRIOX ble forbrukt før avløpsvannet nådde fram til renseanlegget.

## 4.3 Prøvetaking på ledningsnett

### 4.3.1 Prøvetakingspunkter

Beliggenheten til prøvetakingspunktene på ledningsnett framgår av Figur 2.

Vormsund Øst pumpestasjon (21) ligger på østsiden av Vorma i Vormsund sentrum. Avløpsvann tilføres via pumpeledninger fra Strøm og Hol (891 pe) og fra tettbebyggelsen i Vormsund (353 pe). Vannets oppholdstid er beregnet til 5,6 timer fra Strøm til Hol og 10,2 timer fra Hol til Vormsund Ø, noe som innebærer fare for gassdannelse. H<sub>2</sub>S-målinger i luft ble foretatt like under golvnivå inne i pumpestasjonen.

Runni (23) ligger ca. 2 km nord for Årnes sentrum, der pumpeledningene fra Vormsund (1244 pe) og Funnefoss (2016 pe) møtes. Ledningen fra Vormsund til Runni har en lengde på 4800 m og en gjennomsnittlig oppholdstid på 15,1 timer. Ledningen ligger stort sett neddykket i elva Vorma, og temperaturen på avløpsvannet er derfor sterkt påvirket av elvevannstemperaturen. Ledningen fra Funnefoss har en lengde på 5400 m og en gjennomsnittlig oppholdstid på 8,3 timer. De lange oppholdstidene innebærer at det er fare for gassdannelse på begge ledningene.

Vannprøvene fra Runni ble tatt i kummen der vannet fra *Vormsund-ledningen* og *Funnefoss-ledningen* møtes. Vannkvaliteten i kummen kunne variere betydelig over kort tid, avhengig av om vannet primært kom fra den ene eller andre ledningen. Begge innløpene i kummen er dykket, og det skjer derfor praktisk talt ingen lufting av vannet. Dette gjør at det heller ikke frigjøres nevneverdig med H<sub>2</sub>S-gass til luft. H<sub>2</sub>S-målinger i luft ble derfor foretatt i en annen kum som ligger ca. 100 meter nedstrøms samløpet. I denne kummen ble det tidligere påvist betydelig frigivelse av H<sub>2</sub>S-gass til luft.

Årnes pumpestasjon (13) ligger ved Statoil-stasjonen i Årnes sentrum. Pumpestasjonen tilføres avløpsvann via hovedledningen fra Runni, samt fra tettbebyggelsen i Årnes. Bidraget fra Runni-ledningen utgjør 3260 pe, mens bidraget fra Årnes sentrum utgjør 2890 pe, totalt 6150 pe. Alle tilførsler skjer ved selvføll eller korte pumpeledninger. Det er rapportert om sporadisk H<sub>2</sub>S-lukt i bygninger like oppstrøms pumpestasjonen. Vannprøvene ble tatt i pumpeumpen. Fra Årnes PS pumpes vannet videre til Fjuk PS.

Evang pumpestasjon (11) ligger mellom Fjuk PS og Fjellfoten RA. Vannet tilføres ved selvføll og luftes kraftig ved innløpet til stasjonen. Totalt er 6475 pe tilknyttet. Det er ikke rapportert om luktproblemer på Evang. Vannprøvene ble tatt fra pumpeumpen.

Bodding pumpestasjon (7) ligger ca. 3 km sør for Fjellfoten RA. Mesteparten av vannet tilføres via en 2100 meter lang pumpeledning fra Haugen PS. Gjennomsnittlig oppholdstid på denne strekningen er 5,7 timer. Det har vært betydelige luktproblemer på Bodding. H<sub>2</sub>S i luft ble målt like under golvnivå i pumpestasjonen. Vannprøvene ble tatt i pumpeumpen. Fra Bodding pumpes vannet videre til Fjellfoten RA.

Innløpskummen på Fjellfoten RA tilføres avløpsvann fra den nordlige (6476 pe) og den sørlige (2525 pe) hovedledningen, samt fra Fjellfoten boligområde (1056 pe). Oppholdstiden i den nordlige pumpeledningen fra Evang til Fjellfoten RA (950 m) er beregnet til ca. 1 time. I den sørlige pumpeledningen fra Bodding til Fjellfoten RA (3000 m) er oppholdstiden beregnet til 7,8 timer. Dette kan tyde på at den sørlige ledningen bidrar med mest H<sub>2</sub>S. Ledningen fra Fjellfoten boligområde er en selvføllsledning hvor det neppe kan oppstå septiske forhold.

Avløpsvannet fra de tre ledningene luftes kraftig i en kum like bak renseanlegget før det renner inn i selve innløpskummen ved selvføll. Under forsøket ble det målt H<sub>2</sub>S i luft i lufttekummen bak renseanlegget. Vannprøvene fra innløpskummen ble tatt gjennom gulvluker i kjelleren på renseanlegget.

### 4.3.2 Prøvetakingsprogram

Prøvetakings- og måleprogrammet på ledningsnett er oppsummert i Tabell 2.

Vannprøvene som ble tatt på ledningsnett ble brakt til Fjellfoten RA for filtrering innen en time. I enkelte tilfeller ble prøvene brakt til NIVA i nedkjølt tilstand før de ble filtrert. Det kunne da ta 3-4 timer mellom prøvetaking og filtrering.

Prøvepunkt	Nr	Parameter	Prøvetakings- frekvens	Ansvarlig
Strøm (dos)	41	Volum Temp.	K K	Hydrogas/NES Hydrogas/NES
Vormsund Ø	21	H <sub>2</sub> S i luft NO <sub>3</sub>	K S (strips)	Hydrogas Hydrogas
Ingeborgrud (dos)	35			Hydrogas
Funnefoss (dos)	37	Volum Temp. pH NO <sub>3</sub>	K K K S (strips)	Hydrogas/NES Hydrogas/NES Hydrogas Hydrogas
Runni	23	H <sub>2</sub> S i luft H <sub>2</sub> S i vann pH NO <sub>3</sub>	K S S (daglig+2t,2døgn) S (daglig+2t,2døgn)	Hydrogas NIVA/NES NIVA/NES NIVA/NES
Årnes	13	H <sub>2</sub> S i luft pH NO <sub>3</sub>	S S (daglig) S (daglig)	Hydrogas NIVA/NES NIVA/NES
Evang	11	pH NO <sub>3</sub>	S (daglig) S (daglig)	NIVA/NES NIVA/NES
Haugen (dos)	6	Volum Temp.	K K	Hydrogas/NES Hydrogas/NES
Bodding	7	H <sub>2</sub> S i luft pH NO <sub>3</sub>	K S (daglig) S (daglig)	NES NIVA/NES NIVA/NES

**Tabell 2.** Prøvetakingsprogram på ledningsnett. K=kontinuerlig, S=stikkprøver, 2t=stikkprøver med 2 timers intervall, dos=doseringspunkt for NUTRIOX<sup>TM</sup>.

#### 4.4 Prøvetaking på renseanlegget

Prøvetakings- og måleprogrammet på renseanlegget er oppsummert i Tabell 3.

Fra innløpskummen, som er et fordrøyningsmagasin under selve renseanlegget, pumpes vannet opp gjennom et luftet sandfang til det såkalte *utjevningsbassenget*. Dette er det siste trinnet før vannet tilsettes fellingskjemikalier. Rejektvann fra slamavvanningen tilføres utjevningsbassenget periodevis. Det ble tatt døgnblandprøver fra utjevningsbassenget.

Prøvepunkt	Parameter	Prøvetakingsfrekvens	Ansvarlig
Innløpskum	H <sub>2</sub> S i luft H <sub>2</sub> S i vann NO <sub>3</sub>	S S S (daglig+2t,2døgn)	Hydrogas NIVA/Hydrogas NIVA/NES
Utjevn.basseng (før kjemisk felling)	SS PO <sub>4</sub> -P Tot-P SCOD H <sub>2</sub> S i vann TOC pH Volum Tot-N	D + 2T (2 døgn) D + 2T (2 døgn) U D + 2T (2 døgn) S U S (daglig) K U	NIVA/NES NIVA/NES NIVA/NES NIVA/NES NIVA/NES NES NES NES NES
Kjemisk felling	JKL-forbruk Polymerforbruk	K K	NES NES
Utløp (etter kjemisk felling)	SS PO <sub>4</sub> -P (filtrert) Tot-P SCOD TOC pH Volum Tot-N	D + 2T (2 døgn) D + 2T (2 døgn) U D + 2T (2 døgn) U S (daglig) K U	NIVA/NES NIVA/NES NIVA/NES NIVA/NES NES NES NES NES
Slamhandtering	CST TS, flotert slam TS, avvannet slam SS, rejevtvann Polymerforbruk	S (daglig) S (daglig) S S K	NIVA/NES NIVA/NES NIVA/NES NIVA/NES NES

**Tabell 3.** Prøvetakingsprogram på Fjellfoten RA. K=kontinuerlig, S=stikkprøver, D=døgnblandprøver, U=ukeblandprøver, 2T=2-timersblandprøver, 2t=stikkprøver med 2 timers intervall, SS=Suspendert stoff, TS=tørrestoff, SCOD=løst kjemisk oksygenforbruk, TOC=totalt organisk karbon, Tot-P=totalt fosfor, PO<sub>4</sub>-P=orthofosfat, Tot-N=totalt nitrogen, CST=capillary suction time (kapillær sugetid).

I selve *fellingstrinnet* tilsettes avløpsvannet jernklorid-løsning (JKL) under sterk turbulens for det ledes gjennom et flokkuleringsbasseng. JKL er en sterkt sur løsning av FeCl(SO<sub>4</sub>). JKL-doseringen styres på grunnlag av kontinuerlige pH-målinger i flokkuleringsbassenget. Set-verdien for pH er 5,8, som er optimalt for fosfat-fellingen. Den sterkt sure JKL-løsningen brukes altså både til å senke pH og til å felle fosfat. Videre tilsettes vannet polymer (SL 533) før det

ledes inn i bunnen av to parallelle “muslinger” hvor slammet separeres fra vannfasen ved flotasjon. Polymerdoseringen styres utfra vannmengde, men det blir også jevnlig foretatt manuelle justeringer på grunnlag av slammets konsistens. Forbruket av jernklorid og polymer blir registrert daglig i driftsjournalen.

Det rensede vannet ledes ut av anlegget via to parallelle utløpskasser. Fra utløpet ble tatt mengdeproporsjonale blandprøver ved hjelp av renseanleggets egen blandprøvetaker.

Flotert slam fra “muslingene” ledes til slamlageret hvor det mellomlagres før avvanning. Det ble tatt daglige stikkprøver av flotert slam fra innløpet til slamlageret.

Fra slamlageret pumpes det floterte slammet videre til avvanning i sentrifuge. Det tilsettes polymer (SL 840-2) umiddelbart før sentrifugering. Avvannet slam lagres i containere før det kjøres ut til lagring og stabilisering. Det ble tatt stikkprøver av ferskt avvannet slam i containerne.

## 4.5 Målinger og analyser

H<sub>2</sub>S i luft ble målt og logget ved hjelp av Toxilog-systemet (Biosystems Inc., USA). Under forsøksperioden ble det plassert ut Toxiloggere på Vormsund, Runni, Bodding og Fjellfoten RA. Det ble foretatt målinger hvert 5. minutt.

Sulfid i vann ble forsøksvis målt automatisk i et kabinett med innebygd NBOX og H<sub>2</sub>S-analysator. Prinsippet for målingene var at avløpsvann ble sugd opp i kabinettet og tilsatt syre for avdrivning av H<sub>2</sub>S-gass. Gasskonsentrasjonen ble målt ved hjelp av en H<sub>2</sub>S-analysator, og på grunnlag av mengden frigjort H<sub>2</sub>S-gass, ble sulfidkonsentrasjonen i vann beregnet.

Det ble også tatt stikkprøver av avløpsvannet for kjemisk bestemmelse av sulfid. Disse prøvene ble tatt direkte på 250 ml glassflasker med slip og konservert umiddelbart med enten MnCl<sub>2</sub>+alkalisk KI-løsning eller ZnAc+NaOH. For å unngå at prøveflaskene skulle trekke inn luft under lagringen, ble de oppbevart under vann inntil de ble analysert. Prøver konservert med MnCl<sub>2</sub>+alkalisk KI-løsning ble analysert for sulfid ved Winkler-titrering. Alle prøver fra Runni ble konservert og analysert på denne måten. Prøver konservert med ZnAc+NaOH ble analysert for sulfid ved hjelp av metylenblått-metoden. Alle prøver fra Bodding og innløpskummen på renseanlegget ble konservert og analysert på denne måten.

Årsaken til at det ble benyttet to forskjellige konserverings- og analysemetoder var følgende: Metylenblått-metoden ble antatt å være bedre enn Winkler-metoden når prøvene inneholdt både oksygen og sulfid samtidig. Dette var tilfellet i prøver fra Bodding og innløpskummen, siden vannet ble luftet kraftig like før prøvetaking på disse stedene. Winkler-metoden er raskere og billigere enn metylenblått-metoden og ble foretrukket der avløpsvannet ble antatt å inneholde lite oksygen (Runni).

Nitrat (NO<sub>3</sub>-N) ble analysert på tre forskjellige måter:

Nitrat-strips ble brukt i felt for å få en rask indikasjon på omtrentlig nitrat-nivå. Resultatene er ikke rapportert her.

Dr. Lange-systemet ble brukt rutinemessig på alle aktuelle vannprøver. Dette er en hurtigmetode med akseptabel nøyaktighet. Ved høye COD-verdier vil imidlertid metoden overestimere nitratkonsentrasjonen. Alle prøver ble filtrert før analyse.

Spektrofotometrisk nitrat-bestemmelse ble brukt på et utvalg prøver. Metoden er basert på at nitrat reduseres til nitritt, som så måles spektrofotometrisk i form av et azofargestoff. Denne metoden har betydelig bedre nøyaktighet enn Dr-Lange-metoden ved lave nitrat-verdier. Alle prøver var filtrerte og syrekonserverte.

Løst kjemisk oksygenforbruk (SCOD) ble analysert i filtrerte prøver ved hjelp av Dr. Lange-systemet.

Totalt kjemisk oksygenforbruk (TCOD) ble analysert i ufiltrerte prøver ved hjelp av Dr. Lange-systemet.

Orthofosfat (PO<sub>4</sub>-P) ble analysert i filtrerte prøver ved hjelp av Dr. Lange-systemet.

Suspendert stoff (SS) ble analysert ved å filtrere vannprøver gjennom forhåndsveide GF/C-filtre, tørke filtrerne i minimum 2 timer ved 105°C og deretter veie filtrerne i tørr tilstand for bestemmelse av tørrvekt.

Totalt fosfor (Tot-P) ble analysert av Avløpssambandet Nordre Øyeren (ANØ) som en del av den pålagte driftsovervåkingen ved Fjellfoten RA.

Totalt organisk karbon (TOC) ble også analysert av ANØ som en del av den pålagte driftsovervåkingen ved Fjellfoten RA.

pH ble målt rutinemessig i vannprøver fra ledningsnettet og renseanlegget.

Kjeldahl nitrogen ble målt i ukeblandprøver fra innløp og utløp på renseanlegget. Kjeldahl nitrogen omfatter nitrogenforbindelser med oksidasjonstall -III.

Tørrstoff (TS) i slam ble bestemt etter tørking i minimum 15 timer ved 105°C. TS ble bestemt i flotert slam og avvannet slam.

Kapillær sugetid (CST) ble målt for å undersøke avvanningsegenskapene til flotert slam fra renseanlegget. CST-tester utføres ved hjelp av standardisert test-apparatur. Slammet homogeniseres først ved kraftig omrøring og overføres deretter til en stålsylinder (indre diameter 18 mm) som står på et filterpapir. Selve testen innebærer at man måler hvor raskt væskefronten beveger seg utover gjennom filterpapiret. For en generell omtale av metoden henvises det til rapporten "Metode for måling av slams kondisjonerbarhet" (Paulsrud, 1977). Vi benyttet følgende prosedyrer:

*CST-test uten polymer:* 100 ml slam ble overført til et begerglass og satt til omrøring i CST-instrumentet i 60 sekunder. Umiddelbart etter omrøring ble det homogeniserte slammet helt over i en stålsylinder på et filterpapir for bestemmelse av CST. Tilsvarende test ble også gjennomført rutinemessig på slam fortynt 1:5 i destillert vann. Det ble da blandet 20 ml slam og 80 ml destillert vann.

*CST-test med polymer:* 96 ml slam ble overført til et begerglass og tilsatt 4 ml polymerløsning. Blandingen ble homogenisert i 60 sekunder i CST-instrumentet og det kondisjonerte slammet ble deretter umiddelbart helt over i en stålsylinder for bestemmelse av CST. Et blandingsforhold på 96 + 4 mellom slam og polymer ble valgt fordi det ga tilnærmet optimale avvanningsegenskaper.

Blandingsforholdet er betydelig høyere enn det som er aktuelt i renseanlegget, der doseringen lå på ca. 5 ml polymerløsning pr. m<sup>3</sup> slam.

Jernklorid (JKL)-forbruket i renseanlegget ble registrert som en del av driftsoppfølgingen.

Polymerforbruket både på vannlinja og slamlinja i renseanlegget ble registrert som en del av driftsoppfølgingen.

Vannmengden gjennom renseanlegget ble registrert som en del av driftsoppfølgingen. På ledningsnettets vannføring ble logget ved hjelp av NBOX-systemet på flere punkter under forsøket i forbindelse med doseringen av NUTRIOX.



## 5. Resultater og diskusjon

### 5.1 Oversikt over forsøksperioden

Tabell 4 gir en kortfattet oversikt over framdriften av forsøket. Elvevann fra Vorma og Glomma ble i kortere perioder under forsøket pumpet inn på ledningsnett for å forkorte oppholdstiden på pumpeledninger og dermed redusere luktproblemene.

Dato/tidsperiode	Aktivitet
17.10.95	Startet installasjon av måleutstyr og doseringsutstyr
<b>25.10.95 - 10.11.95</b>	<b>1. referanseperiode;</b> gjennomførte prøvetakingsprogram
10.11.95	Startet elvevannsinnpumping på Strøm og Vormsund
13.11.95	Startet NUTRIOX-dosering på Haugen og Funnefoss
14.11.95	Startet NUTRIOX-dosering på Strøm, stoppet elvevann på Strøm
22.11.95	Stoppet elvevann på Vormsund
28.11.95	Startet NUTRIOX-dosering på Ingeborgrud
<b>28.11.95 - 20.12.95</b>	<b>Doseringsperiode;</b> gjennomførte prøvetakingsprogram
05.01.96	Stoppet all NUTRIOX-dosering
<b>08.01.96 - 19.01.96</b>	<b>2. referanseperiode;</b> gjennomførte prøvetakingsprogram
19.01.96	Avsluttet forsøket

**Tabell 4.** Oversikt over forsøksperioden.

Resultater fra målinger på ledningsnett og renseanlegget vil bli rapportert og diskutert separat i dette kapitlet. For en samlet vurdering og diskusjon av resultatene henvises det til kapittel 5.

### 5.2 Ledningsnett

Målinger og analyser foretatt ute på ledningsnett hadde primært til hensikt å dokumentere hvordan NUTRIOX-doseringen påvirket H<sub>2</sub>S-utviklingen i avløpsvannet. Dessuten var det ønskelig å dokumentere hvordan styringen av NUTRIOX-doseringen fungerte.

#### 5.2.1 Dosering av NUTRIOX<sup>TM</sup>

Mengden NUTRIOX som ble dosert på de ulike doseringspunktene på ledningsnett ble målt og logget ved hjelp av NBOX-systemet. Vannmengden ble også målt og logget. Ut fra dataene ble det beregnet gjennomsnittlig NUTRIOX-dosering på hvert punkt i doseringsperioden. Doseringen ble beregnet både i liter pr. time og ml pr. m<sup>3</sup> avløpsvann (Tabell 5).

Dos. punkt	Vannmengde (m <sup>3</sup> /h)	NUTRIOX-dosering (l/h)	NUTRIOX-dosering (ml/m <sup>3</sup> vann)
Strøm	8,1	3,0	373
Ingeborgrud	2,6 <sup>1)</sup>	0,5 <sup>2)</sup>	192
Funnefoss	30,2	2,4	80
Haugen	13,6	1,9	140

**Tabell 5.** Vannmengde og NUTRIOX-dosering på de 4 doseringspunktene på ledningsnettet. Alle verdier er gjennomsnittsverdier for doseringsperioden. <sup>1)</sup> = beregnet utfra antall pe. <sup>2)</sup> = konstant dosering.

Det framgår av Tabell 5 at det ble dosert mest NUTRIOX på Strøm. Dette har sammenheng med de lange oppholdstidene i pumpeledningene nedstrøms Strøm. Samlet oppholdstid fra Strøm til Runni er beregnet til 30,9 timer, fordelt på 5,6 timer fra Strøm til Hol, 10,2 timer fra Hol til Vormsund Ø og 15,1 timer fra Vormsund Ø til Runni. Det trengtes følgelig en betydelig nitratkonsentrasjon for å forhindre sulfiddannelse på hele denne strekningen.

På Ingeborgrud ble det dosert en konstant mengde NUTRIOX med tanke på å forhindre sulfiddannelse i pumpeledningene fram til Opakermoen og Funnefoss. Samlet oppholdstid i disse pumpeledningene er beregnet til 31,8 timer, fordelt på 10,8 timer fra Ingeborgrud til Sagen, 16,2 timer fra Sagen til Herbergåsen og 4,8 timer fra Herbergåsen til Opakermoen.

Doseringen på Funnefoss var lav i forhold til vannmengden, og hadde til hensikt å forhindre sulfidproduksjon på strekningen Funnefoss-Runni. Oppholdstiden på denne strekningen er beregnet til 8,3 timer.

På Haugen ble det dosert NUTRIOX med tanke på å hindre sulfidproduksjon i pumpeledningene fram til Fjellfoten RA. Samlet oppholdstid i disse pumpeledningene er beregnet til 13,5 timer, fordelt på 5,7 timer fra Haugen til Bodding og 7,8 timer fra Bodding til Fjellfoten RA. Det bør nevnes at oppholdstidene på *Bodding-ledningen* er beregnet utfra en målt gjennomsnittlig vannmengde på 130 l•pe<sup>-1</sup>•døgn<sup>-1</sup>. Alle andre beregninger av oppholdstider som er gjengitt i denne rapporten er basert på en antatt gjennomsnittlig vannmengde på 200 l•pe<sup>-1</sup>•døgn<sup>-1</sup>.

Samlet gjennomsnittlig NUTRIOX-dosering på de 4 doseringspunktene var 7,8 liter pr. time i doseringsperioden. Det var relativt lave temperaturer i avløpsvannet under doseringsperioden, og det må antas at doseringen må økes noe når temperaturen stiger utover våren og sommeren.

### 5.2.2 H<sub>2</sub>S i luft

H<sub>2</sub>S-konsentrasjoner i luft ble målt på Vormsund, Runni, Bodding og Fjellfoten RA. På alle disse stedene var det registrert betydelig frigivelse av H<sub>2</sub>S-gass fra avløpsvannet i perioden før forsøket ble startet. Resultater fra forsøksperioden er vist henholdsvis i Figur 3, Figur 4, Figur 5 og Figur 6. Gjennomsnittlige H<sub>2</sub>S-konsentrasjoner på de forskjellige målepunktene før, under og etter NUTRIOX-dosering er dessuten oppsummert i Tabell 6.

Periode	Vormsund (21)	Runni (23)	Bodding (7)	Fjellfoten RA
1. Ref.periode	10,2 (23/10-10/11)	43,0 (23/10-10/11)	22,6 (7/11-13/11)	40,8 (23/10-10/11)
Dos.perioden	0,22 (15/11-22/12)	0,25 (24/11-5/1)	1,00 (14/11-5/1)	0,77 (22/11-5/1)
2. Ref.periode	10,3 (8/1-19/1)	1,54 (8/1-19/1)	11,2 (6/1-19/1)	1,20 (6/1-8/1)

**Tabell 6.** Gjennomsnittlige H<sub>2</sub>S-konsentrasjoner i luft på 4 målepunkter før, under og etter NUTRIOX-dosering. Alle konsentrasjoner er angitt i ppm. Tidsperiodene som ligger til grunn for gjennomsnittsberegningene er angitt i parentes.

#### *Vormsund Ø (21)*

Målingene ble foretatt like under golvnivå i pumpestasjonen Vormsund Ø. De høye verdiene som ble målt i første referanseperiode skyldes sulfidproduksjon i pumpeledningen fra Strøm. Etter at det ble startet innpumping av elvevann på Strøm 10.11.95, sank H<sub>2</sub>S-konsentrasjonene til et gjennomsnittsnivå på 0,84 ppm. Dette viser at elvevannet hadde en meget gunstig effekt på H<sub>2</sub>S-utviklingen. I perioden fra 14.11.95 til 5.01.96 ble det dosert NUTRIOX på Strøm, og dette medførte at H<sub>2</sub>S-problemene ble nesten fullstendig eliminert. Unntaket var i perioden 22-25.11.95, da det på grunn av for lav dosering ble påvist relativt høye gasskonsentrasjoner. I andre referanseperiode, da det ikke ble dosert NUTRIOX, ble det igjen påvist betydelige H<sub>2</sub>S-konsentrasjoner.

#### *Runni (23)*

Målingene ble foretatt i en kum som ligger ca. 100 meter nedstrøms samløpet mellom *Vormsund-ledningen* og *Funnefoss-ledningen*. Før forsøksperioden startet, ble det påvist at det foregikk en betydelig frigivelse av H<sub>2</sub>S-gass til luft i denne kummen.

I første referanseperiode ble det målt opptil 270 ppm H<sub>2</sub>S i kummen. De høye konsentrasjonene medførte luktproblemer i industribygg og bolighus i nærheten av avløpsledningen, og Nes kommune mottok flere klager på forholdene i denne perioden. Etter avslutning av første referanseperiode 10.11.95, ble det umiddelbart startet innpumping av elvevann på Strøm og Vormsund. Dette medførte en rask nedgang i H<sub>2</sub>S-konsentrasjonen på Runni. Konsentrasjonen ble ytterligere redusert etter at doseringen av NUTRIOX ble startet opp på Strøm, Vormsund og Funnefoss i løpet av de nærmeste 3-4 dagene. Konsentrasjonen holdt seg deretter på et lavt nivå gjennom hele doseringsperioden. I andre referanseperiode ble det aldri påvist høye H<sub>2</sub>S-konsentrasjoner på Runni. Gjennomsnittsverdien på 1,54 ppm er likevel signifikant høyere enn i doseringsperioden.

Temperaturen i avløpsvannet ble målt og logget parallelt med H<sub>2</sub>S i luft fra og med 6.11.95. Fra et gjennomsnittsnivå på 8,9°C i siste del av 1. referanseperiode (6-10.11.95), sank vanntemperaturen til et gjennomsnittsnivå på 5,9°C i doseringsperioden og 2,4°C i 2. referanseperiode. De lave vanntemperatur var trolig den viktigste årsaken til at det ble påvist såvidt lave H<sub>2</sub>S-konsentrasjoner i 2. referanseperiode.

Det var betydelige korttidsvariasjoner i H<sub>2</sub>S-konsentrasjonen i kummen på Runni, særlig i første referanseperiode. Dette skyldtes sannsynligvis at vannet i *Vormsund-ledningen* inneholdt mer

sulfid enn vannet fra *Funnefoss-ledningen* (p.g.a. lengre oppholdstid) og at det dermed ble tilført pulser med H<sub>2</sub>S hver gang pumpa på Vormsund startet (ca. hvert 20. minutt).

Det ble også registrert betydelige svingninger i vanntemperaturen, avhengig av om det kom inn mest vann fra Vormsund eller Funnefoss. Denne tendensen var tydeligst mot slutten av forsøket. Vannet i *Vormsund-ledningen* hadde da en temperatur som var betydelig lavere enn de angitte gjennomsnittstemperaturene mens vannet fra *Funnefoss-ledningen* hadde en temperatur som var høyere enn gjennomsnittet. Forskjellen skyldes at *Vormsund-ledningen* ligger neddykket i Vorma og dermed påvirkes sterkt av den lave elvevannstemperaturen, mens *Funnefoss-ledningen* ikke ligger dykket i kaldt vann og dessuten tilføres oppvarmet vann fra vaskeriet på Herbergåsen.

#### *Bodding (7)*

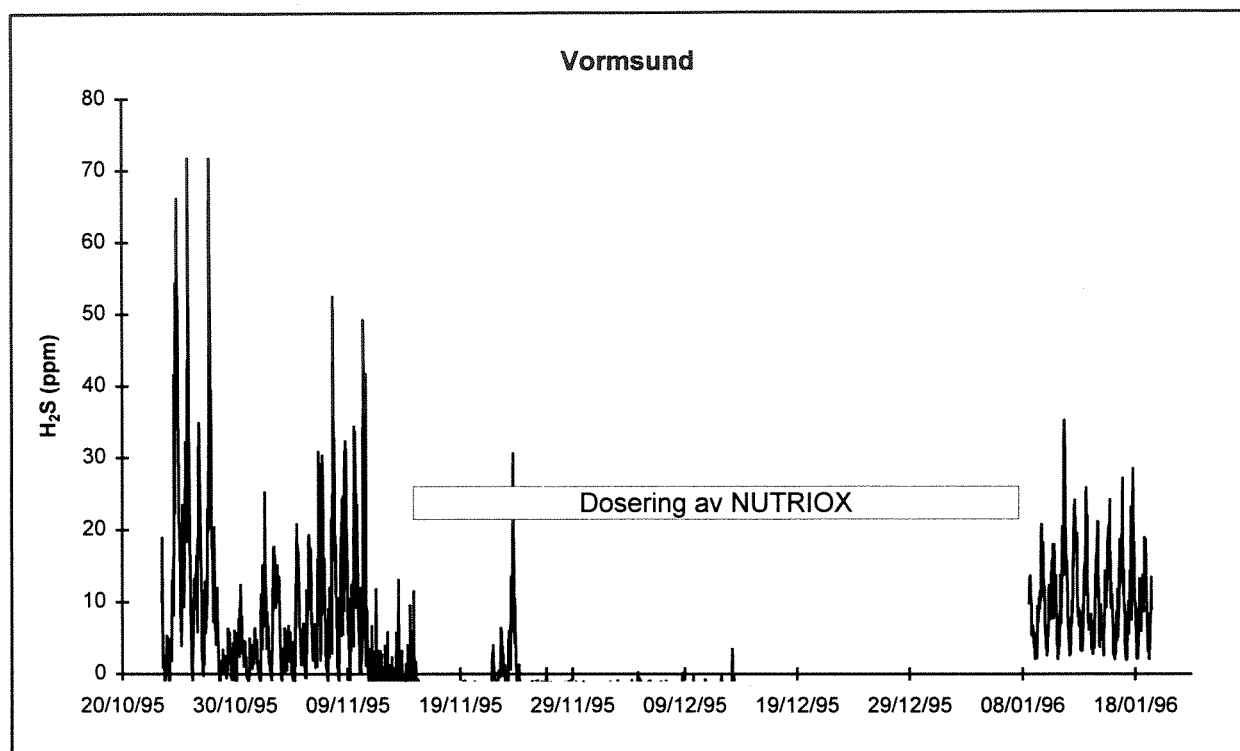
Målingene ble foretatt like under golvnivå i pumpestasjonen ved Bodding stasjon. Det ble dosert NUTRIOX på Haugen PS (6) i perioden 13.11.95 til 5.01.96, og dette medførte at H<sub>2</sub>S-konsentrasjonene på Bodding ble drastisk redusert. Under store deler av doseringsperioden ble det likevel påvist mindre H<sub>2</sub>S-topper, noe som etter all sannsynlighet skyldtes tilførsel av septisk vann fra Bodding industriområde (8) eller Balkan PS (9). Vannet i disse korte tilførselsledningene har relativt lang oppholdstid, og det ble ikke dosert NUTRIOX til noen av dem.

#### *Fjellfoten RA*

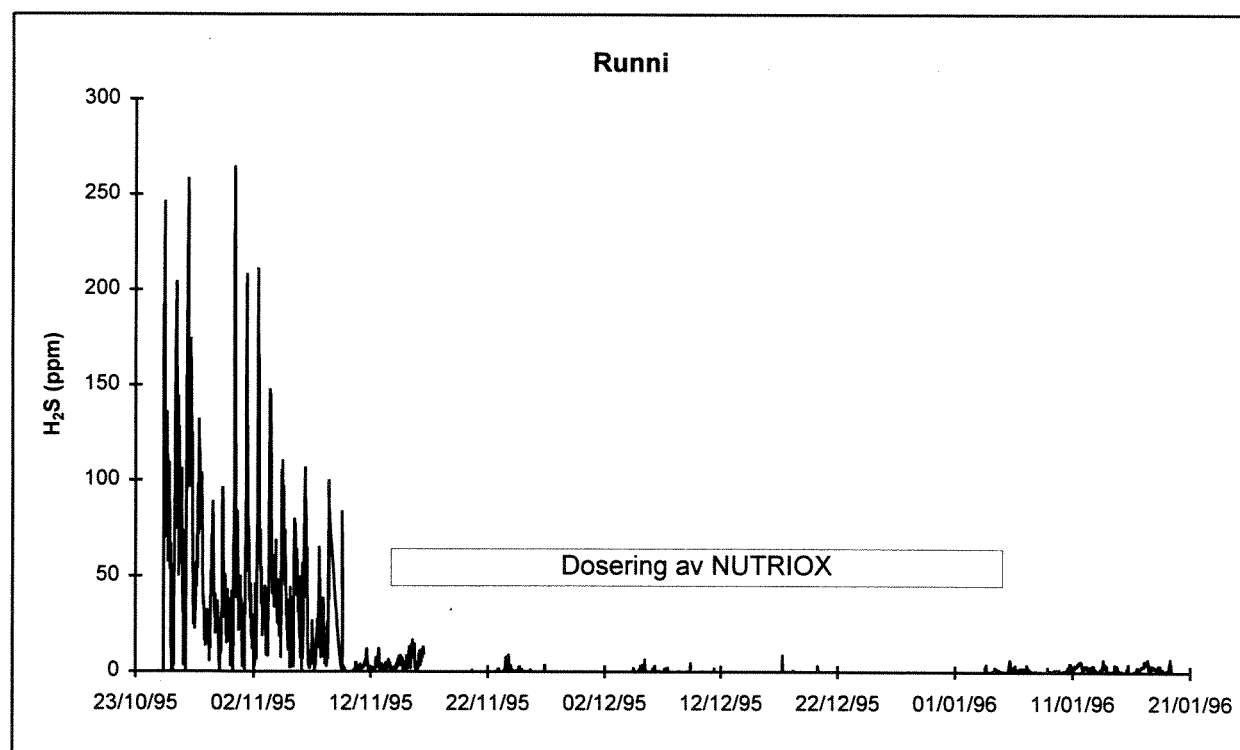
Målingene ble foretatt i luftekummen bak Fjellfoten RA, der avløpsvannet fra tilførselsledningene luftes før det renner inn i innløpskummen under selve renseanlegget.

Det ble påvist høye verdier i første referanseperiode, med maksimalverdier opptil 200 ppm (Figur 6). Etter at det var startet dosering av NUTRIOX på ledningsnettets 13-14. november, tok det ca. en uke før H<sub>2</sub>S-konsentrasjonen gikk ned til 0 i luftekummen bak renseanlegget. Den lange responstiden var overraskende og kan tyde på at bakteriepopulasjonen trengte noe tid på å tilpasse seg til denitrifikasjon. Avløpsvannets oppholdtid fra doseringspunktene fram til renseanlegget var i størrelsesorden 1-2 døgn, og kan derfor ikke alene forklare forsinkelsen.

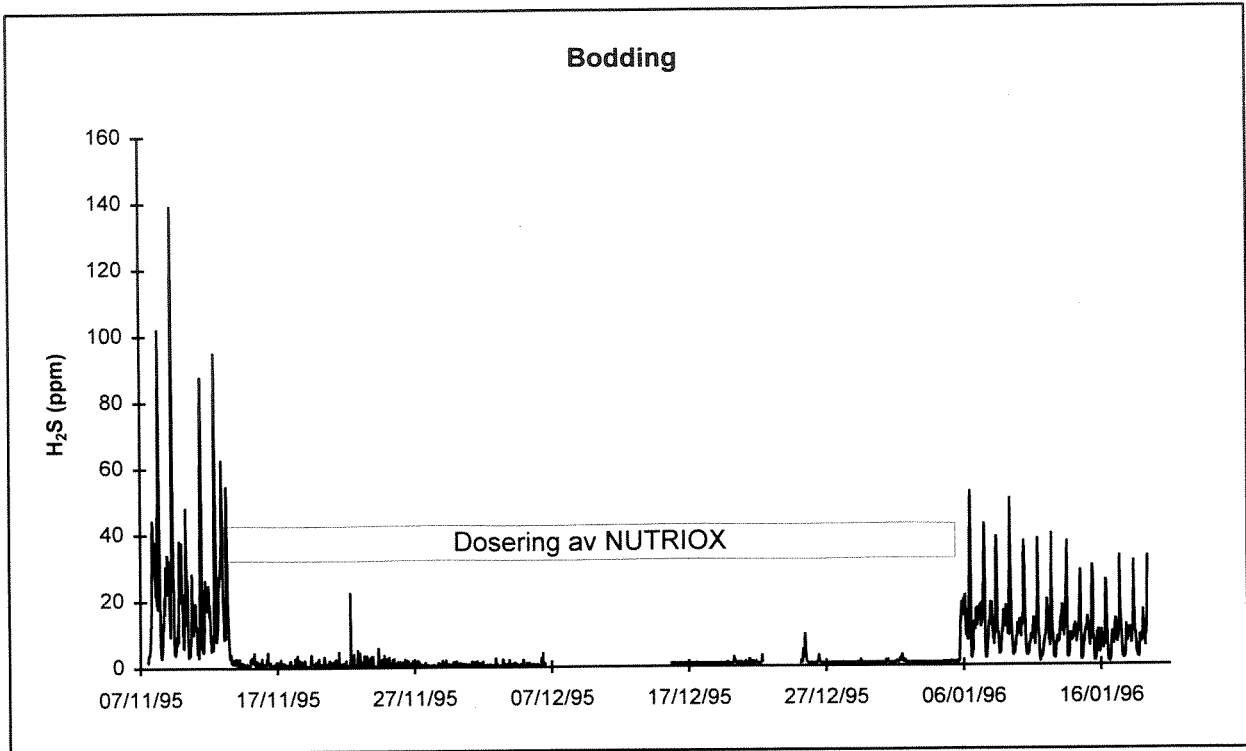
Under resten av doseringsperioden ble det stort sett ikke påvist H<sub>2</sub>S-gass i kummen. Unntaket var i perioden 8-10.11, da det av ukjente årsaker ble målt relativt høye sulfidkonsentrasjoner. Dersom man ser hele doseringsperioden under ett, finner man en gjennomsnittsverdi på 0,77 ppm H<sub>2</sub>S. Dersom man holder den nevnte 2-døgnperioden utenfor, er gjennomsnittlig H<sub>2</sub>S-konsentrasjon imidlertid bare 0,01 ppm. I 2. referanseperiode ble det bare foretatt H<sub>2</sub>S-målinger i luftekummen i 2 døgn, nemlig i tidsrommet 6-8. januar 96. Det ble da målt opptil 10 ppm H<sub>2</sub>S. Dette tyder på at produksjonen av H<sub>2</sub>S-gass startet nesten umiddelbart etter at NUTRIOX-doseringen ble stoppet.



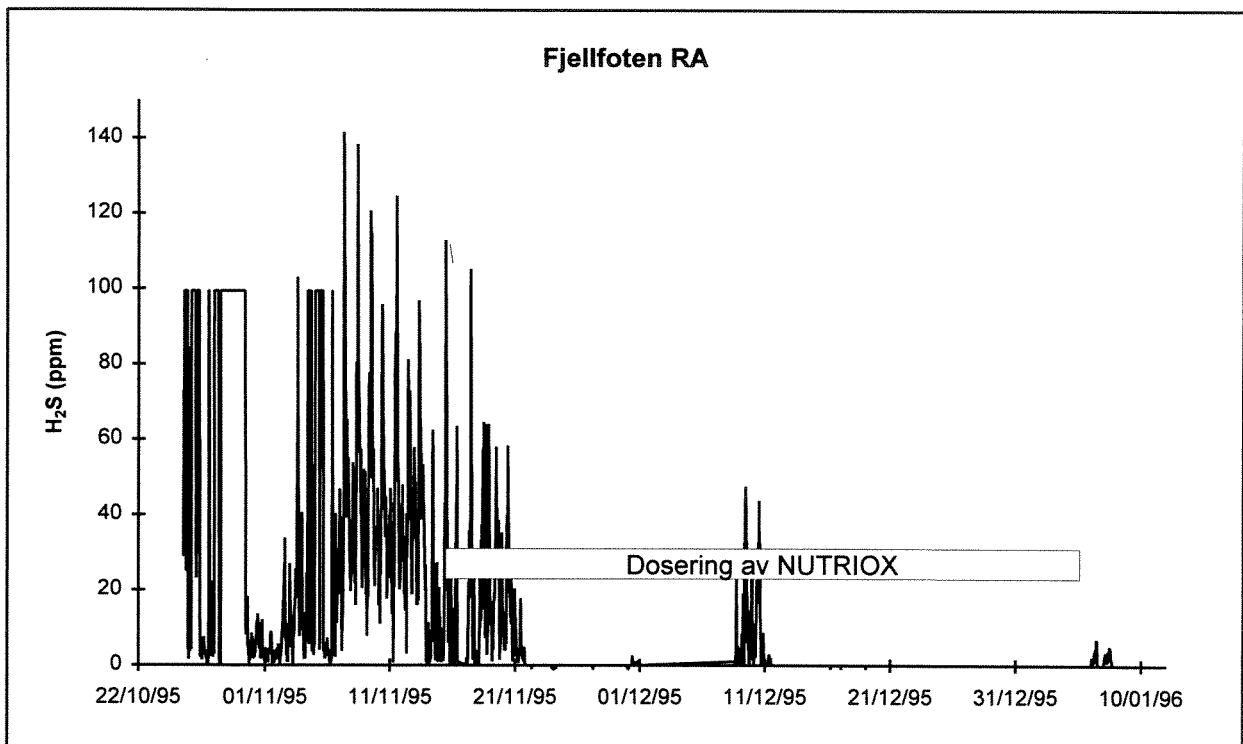
**Figur 3.** H<sub>2</sub>S i luft på Vormsund. Det er beregnet og plottet gjennomsnittsverdier pr. halvtime på grunnlag av målinger foretatt hvert 5. minutt.



**Figur 4.** H<sub>2</sub>S i luft på Runni. Det er beregnet og plottet gjennomsnittsverdier pr. halvtime på grunnlag av målinger foretatt hvert 5. minutt.



**Figur 5.** H<sub>2</sub>S i luft på Bodding. Det er beregnet og plottet gjennomsnittsverdier pr. halvtime på grunnlag av målinger foretatt hvert 5. minutt.



**Figur 6.** H<sub>2</sub>S i luft i luftekum bak Fjellfoten RA. Det er beregnet og plottet gjennomsnittsverdier pr. halvtime på grunnlag av målinger foretatt hvert 5. minutt. I første del av forsøksperioden var instrumentet kalibrert for H<sub>2</sub>S-konsentrasjoner opptil 100 ppm.

På alle målestasjonene ble det påvist relativt store og regelmessige døgnvariasjoner i H<sub>2</sub>S-konsentrasjon. Dette skyldtes at redusert vannmengde og lengre oppholdstider i pumpeledningene på natterstid medførte økte sulfidkonsentrasjoner i vannet.

Målingene av H<sub>2</sub>S-gass i luft på 4 punkter på ledningsnettet viser at NUTRIOX-prosessen fungerte meget bra det meste av tiden. Med unntak av de relativt høye H<sub>2</sub>S-konsentrasjonene på Fjellfoten 8-10.11.95, som det ikke har lyktes å finne noen god forklaring på, kan de andre H<sub>2</sub>S-toppene i doseringsperioden forklares med tilførsel av septisk avløpsvann fra sideledninger uten NUTRIOX-dosering, eller ved at NUTRIOX-doseringen periodevis var for lav.

### 5.2.3 Sulfid i vann

Sulfid i vann ble forsøksvis målt ved hjelp av et kabinett med innebygd NBOX og H<sub>2</sub>S-analysator. Langvarig kulde medførte imidlertid betydelige frostproblemer og kabinettet fungerte derfor bare sporadisk. Målingene som ble gjort ved hjelp av kabinettet indikerte sulfidkonsentrasjoner i størrelsesorden 10 mg/l på Runni i første referanseperiode, og 2-10 mg/l i 2. referanseperiode. Det foreligger ingen pålitelige målinger fra doseringsperioden.

Det ble også foretatt kjemisk bestemmelse av sulfid i vannprøver fra Runni, Bodding og innløpskummen på renseanlegget. Resultater er oppsummert i Tabell A1.

På Runni viste de kjemiske analysene gjennomgående høye sulfidkonsentrasjoner i vann i 1. referanseperiode. Gjennomsnittsverdien av de 9 analysene som ble foretatt var 6,9 mg/l H<sub>2</sub>S. Dette er i godt samsvar med de høye H<sub>2</sub>S-konsentrasjonene som ble påvist i luft i samme periode (Figur 4). I doseringsperioden ble det påvist sulfid i 5 prøver som var tatt 5-6.12.96 på Runni. Gjennomsnittlig sulfidkonsentrasjon ble funnet å være 1,7 mg/l. Det ble ikke påvist sulfid i 2 av prøvene som var tatt 5.12.95 og i en prøve tatt 8.12.95. Siden prøvene ble tatt innenfor et så begrenset tidsintervall, var de ikke nødvendigvis representative for hele doseringsperioden. I 2. referanseperiode ble det påvist sulfid i samtlige 6 prøver som ble analysert. Prøvene ble tatt spredt gjennom hele 2-ukersperioden og inneholdt gjennomsnittlig 1,7 mg/l sulfid.

På Bodding og i innløpskummen på renseanlegget tydet de kjemiske analysene på at det forekom spor av sulfid gjennom hele forsøksperioden, men verdiene var svært lave i doseringsperioden og i 2. referanseperiode (Tabell A1).

Det må understrekes at det generelt sett var problematisk å måle sulfidmengden i avløpsvannet, siden sulfid og oksygen ofte var tilstede samtidig som en følge av at vannet ble luftet like før eller under prøvetaking. Resultatene må derfor sies å være noe usikre, og bør ikke tillegges for stor vekt. Spesielt gjelder dette de laveste verdiene.

I første referanseperiode ble det på ett tidspunkt (7.11.95) tatt stikkprøver av vann fra utløpet av pumpeledningene fra Bodding og Evang i luftekummen bak Fjellfoten RA. Det ble funnet 10,5 mg/l H<sub>2</sub>S i vann fra Bodding-ledningen og 0,8 mg/l i vann fra Evang-ledningen. Dette tyder på at tilførselen av sulfid til renseanlegget er størst fra den sørlige hovedledningen, noe som stemmer godt med at oppholdstiden er lengst på denne ledningen. Disse prøvene ble tatt uten at vannet ble luftet i særlig grad, og resultatene antas derfor å være relativt nøyaktige.

## 5.2.4 Nitrat

Nitrat ble analysert rutinemessig ved hjelp av Dr. Lange-systemet. I tillegg ble det foretatt et betydelig antall analyser ved hjelp av tradisjonell analysemetodikk (spektrofotometri) for å kontrollere påliteligheten av Dr. Lange-analysene. En sammenligning av resultatene viste at Dr. Lange-systemet gjennomgående ga noe høyere nitratverdier. Dette skyldtes etter all sannsynlighet interferens p.g.a. høye COD-verdier i avløpsvannet. Vi har likevel valgt å bruke resultatene fra Dr. Lange-analysene uten korreksjon, siden det er de relative konsentrasjonsforskjellene mellom referanseperiodene og doseringsperioden som er mest interessante i denne sammenheng.

Resultater av analyser på ledningsnettet er vist i Figur 7 og Tabell 7, samt i Tabell A2 i appendix. Dersom man ser begge referanseperiodene under ett, finner man at det gjennomsnittlige bakgrunnsnivået for NO<sub>3</sub>-N ligger på ca. 0,50 mg/l i hovedledningen fra nord og på ca. 0,38 mg/l i hovedledningen fra sør (Tabell 7). I innløpskummen på renseanlegget ligger bakgrunnsnivået på 0,37 mg/l.

Doseringen av NUTRIOX medførte at avløpsvannet ble tilført følgende konsentrasjoner av NO<sub>3</sub>-N nedstrøms doseringspunktene: Strøm 27,6 mg/l, Funnefoss 6,0 mg/l og Haugen 10,4 mg/l. Alle konsentrasjoner er gjennomsnittsverdier for doseringsperioden, og er beregnet utfra dosert NUTRIOX-mengde, nitratkonsentrasjon i NUTRIOX-løsningen og målt vannmengde. På Ingeborgrud ble det ikke målt vannmengde, men dersom man antar 200 liter pr. pe pr. døgn, ble det tilført en konsentrasjon på 14,3 mg/l NO<sub>3</sub>-N. Det er usikkert om alt dette ble forbrukt før vannet nådde fram til Funnefoss. Den angitte verdien på 6,0 mg/l NO<sub>3</sub>-N på Funnefoss er derfor en minimumsverdi, siden den ikke omfatter en eventuell restkonsentrasjon av nitrat fra Ingeborgrud.

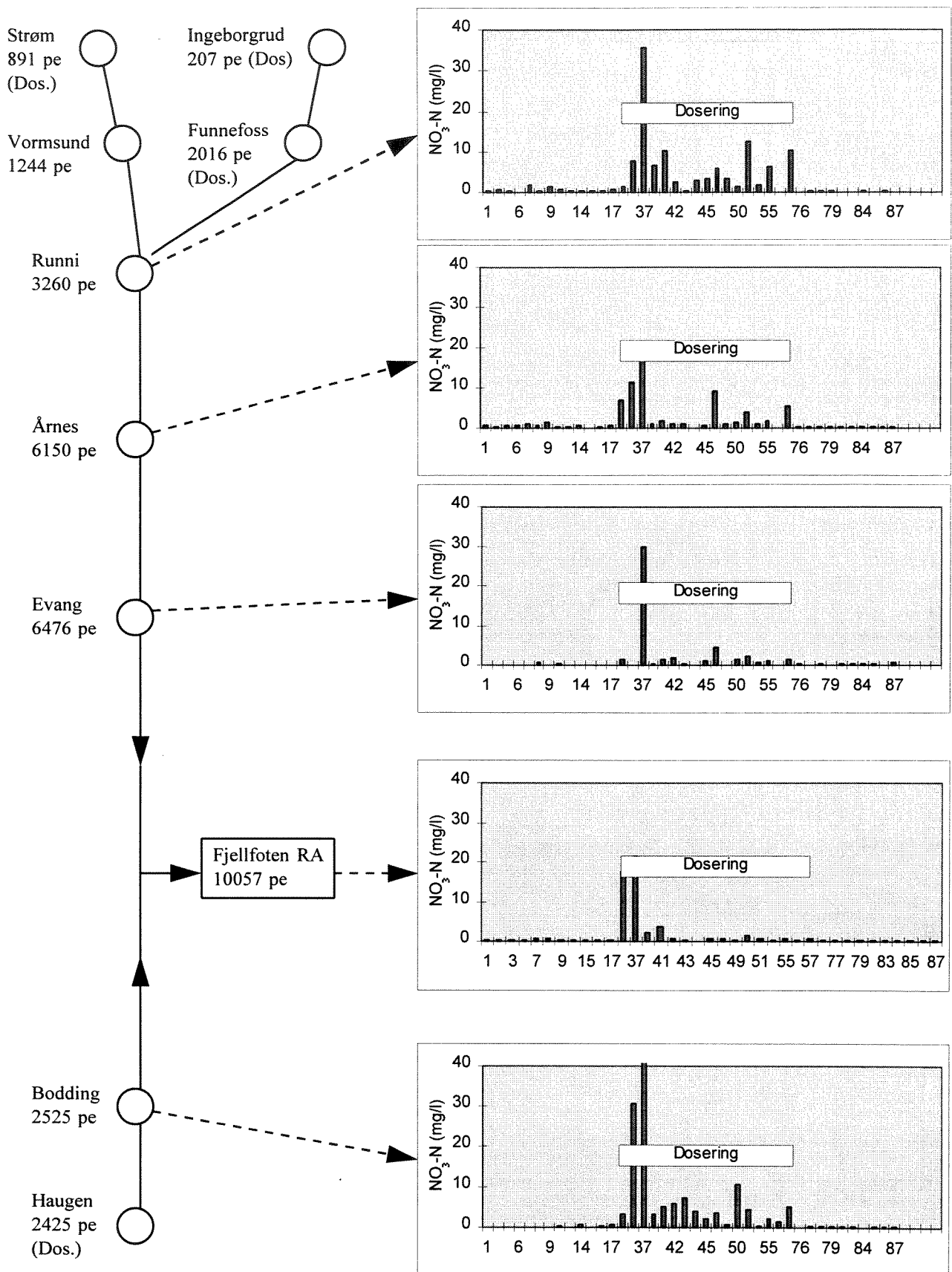
I begynnelsen av doseringsperioden ble det målt høye nitratkonsentrasjoner flere steder på ledningsnettet (Figur 7) og i innløpskummen på renseanlegget. Etter få dager begynte imidlertid konsentrasjonene å stabilisere seg på et lavere nivå. Det ble bare foretatt mindre justeringer av NUTRIOX-doseringen i denne perioden. Observasjonene tyder på at det tok noe tid før bakteriefloraen i avløpssystemet begynte å nyttegjøre seg den tilførte nitraten effektivt.

Det ble beregnet gjennomsnittlige nitratkonsentrasjoner på hver av målepunktene gjennom doseringsperioden (Tabell 7). Gjennomsnittsverdiene er basert på observasjoner fra perioden 1.12.95 til 20.12.95, da doseringen var tilnærmet optimalisert, og bakteriefloraen hadde tilpasset seg til denitrifikasjon. De høye verdiene fra første del av perioden er altså utelatt siden de ikke ble ansett for å være representative.

Periode	Tidsrom	Runni	Årnes	Evang	Bodding	Innløpskum Fjellfoten
1. ref.per.	25/10/95 - 10/11/95	0,60	0,63	0,61	0,48	0,37
Dos.per.	01/12/95 - 20/12/95	4,33	2,07	1,45	4,65	0,78
2. ref.per.	08/01/96 - 19/01/96	0,20	0,41	0,38	0,27	0,36

**Tabell 7.** Nitrat på ledningsnettet. Gjennomsnittskonsentrasjoner av NO<sub>3</sub>-N i mg/l er angitt for hver periode. Alle analyser ble foretatt med Dr. Lange-systemet.





**Figur 7.** Nitrat på ledningsnettet og i innløpskummen på Fjellfoten RA gjennom forsøksperioden. Antall dager etter forsøksstart 25.10.95 er angitt på X-aksen. Skalaen på X-aksen er ikke lineær. Det ble dosert NUTRIOX f.o.m. dag 35 t.o.m. dag 57.

Ved å sammenholde de beregnede nitratkonsentrasjonene ved doseringspunktene med målte konsentrasjoner nedover langs langs ledningsnett, får man gode indikasjoner på hvor omsetningen av nitrat skjedde. Prøvepunktene Runni, Årnes og Evang ligger på samme hovedledning (Figur 2), og målingene fra disse er derfor sammenlignbare når man korrigerer for den ekstra vannmengden som tilføres på strekningen.

Det foregikk en betydelig omsetning av nitrat på strekningen Strøm-Runni på den nord-vestlige hovedledningen (*Vormsund-ledningen*). Dette var også forventet p.g.a. lange oppholdstider i pumpeledninger. Det samme kan sies om strekningen Ingeborgrud-Runni på den nord-østlige hovedledningen (*Funnefoss-ledningen*).

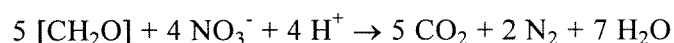
På strekningen fra Runni til Evang fortynnes avløpsvannet i hovedledningen anslagsvis 1:1 og dette forklarer mye av den observerte nedgangen i nitratkonsentrasjon (Tabell 7, Figur 7). Siden vannet stort sett renner ved selvføll, var det ikke forventet nevneverdig denitrifikasjonsaktivitet på denne strekningen. Det kan likevel se ut som om fortynning ikke kan forklare hele nedgangen.

På den sørlige hovedledningen (*Bodding-ledningen*) foregikk det en betydelig nitratomsetning fra Haugen til Bodding og videre fra Bodding til Fjellfoten RA. Begge strekningene er pumpeledninger og det kunne derfor forventes denitrifikasjonsaktivitet.

### 5.2.5 pH

pH ble målt rutinemessig i vannprøver fra ledningsnett. Resultatene er vist i Tabell 8 og Figur 8, samt i Tabell A3 i appendix.

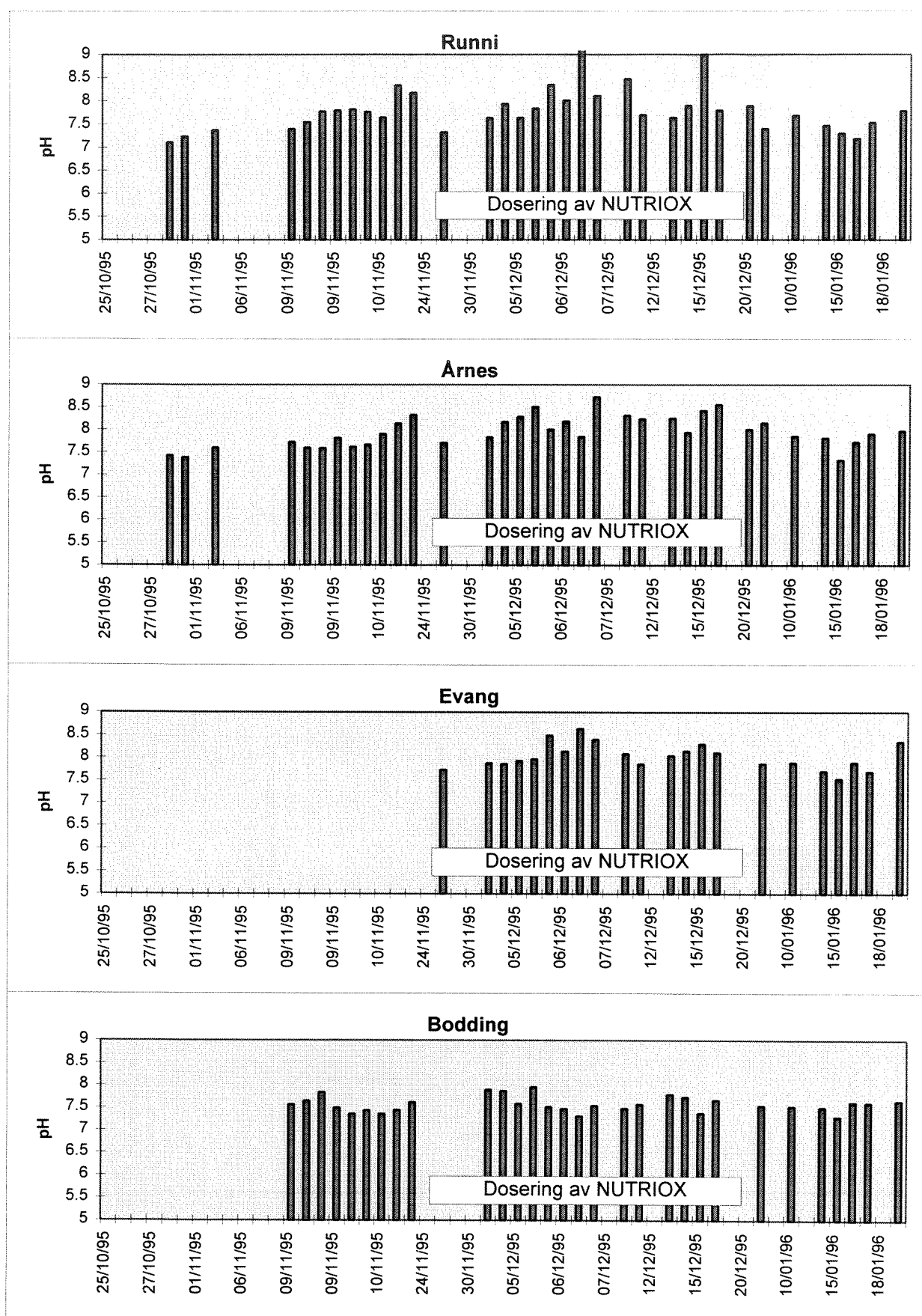
pH-verdiene var gjennomgående noe høyere i doseringsperioden enn i referanseperiodene på alle stasjoner på ledningsnett. Den mest sannsynlige forklaringen på dette var at denitrifikasjonsprosessen forbrukte aciditet. Dersom man bruker  $\text{CH}_2\text{O}$  som generell formel for organiske forbindelser, kan denitrifikasjonsprosessen beskrives ved hjelp av følgende ligning:



Periode	Tidsrom	Runni	Årnes	Evang	Bodding	Innløpskum Fjellfoten
1. ref.per.	25/10/95 - 10/11/95	7,67	7,74	-	7,53	7,49
Dos.per.	01/12/95 - 20/12/95	8,09	8,22	8,13	7,63	7,70
2. ref.per.	08/01/96 - 19/01/96	7,47	7,82	7,85	7,54	7,38

**Tabell 8.** Gjennomsnittlige pH-verdier på ledningsnett i referanseperiodene og doseringsperioden.

pH-målinger på Funnefoss viste at det var store og regelmessige variasjoner gjennom uka, med en meget markert topp på alle hverdager. Dette skyldes utslipp av alkalisk vaskevann fra en vaskeribedrift på Herbergåsen. Utslippene kan forklare at pH-verdiene på den nordlige hovedledningen inn mot renseanlegget gjennomgående var noe høyere enn på *Bodding-ledningen*.



Figur 8. pH målt på 4 punkter på ledningsnettet gjennom forsøksperioden.

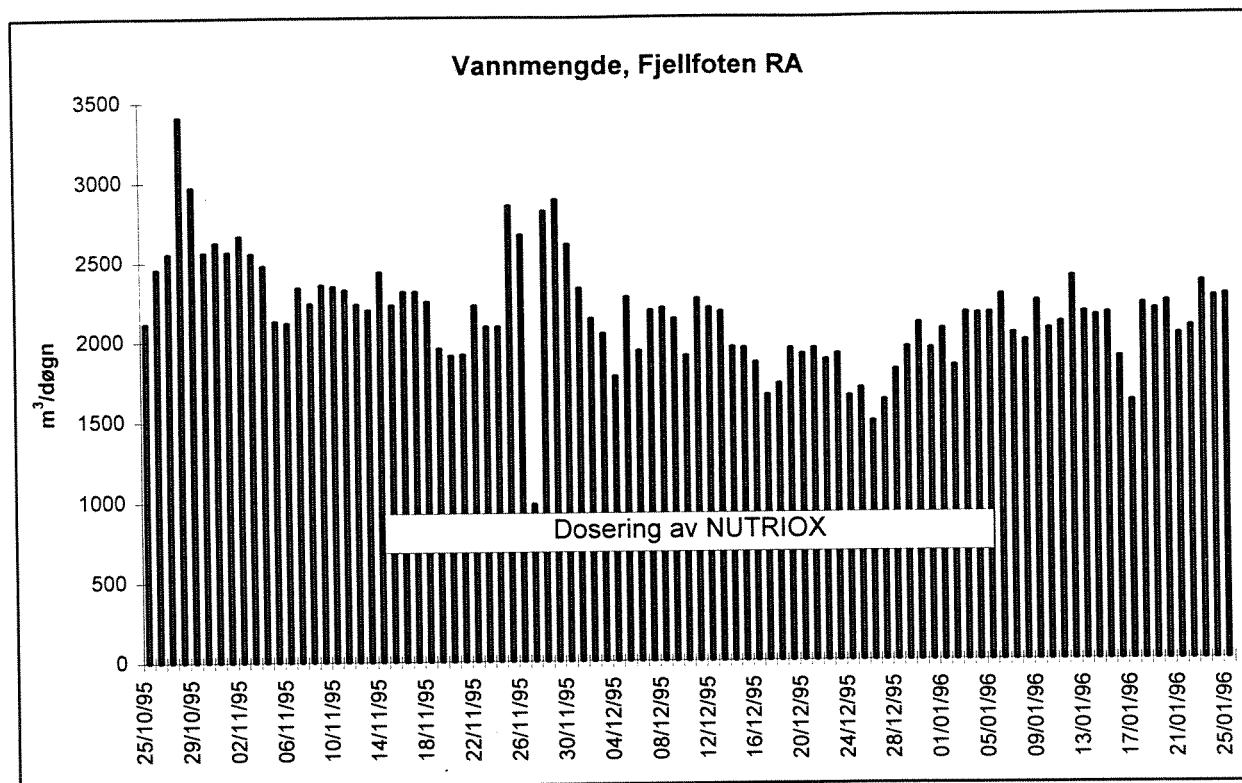
## 5.3 Renseanlegget

Målinger og analyser som ble foretatt på renseanlegget hadde til hensikt å avdekke eventuelle positive eller negative effekter av NUTRIOX-dosering på renseprosessen, herunder effekter på vannkvaliteten ut av anlegget, kjemikalieforbruket og slamegenskapene.

### 5.3.1 Vannmengde og belastning

For å kunne sammenligne kjemikalieforbruk og rensegrad i referanseperiodene og doseringsperioden er det nødvendig å vite om vannmengden gjennom anlegget og belastningen i form av aktuelle forurensningskomponenter var den samme.

Vannmengden gjennom anlegget i forsøksperioden er vist i Figur 9. Gjennomsnittlig vannmengde i referanseperiodene var 2320 m<sup>3</sup>/døgn, mot 2045 m<sup>3</sup>/døgn i doseringsperioden. Forskjellen kan delvis bero på at det ble pumpet inn elvevann på ledningsnettet i deler av referanseperiodene. Bortsett fra enkelte ekstremverdier (983 m<sup>3</sup>/døgn og 3413 m<sup>3</sup>/døgn), var det gjennomgående relativt liten variasjon i vannføringen fra døgn til døgn. Dette skyldes at det er liten innlekking på ledningsnettet, samt at det gjennomgående var stabilt, tørt vær gjennom det meste av forsøksperioden.



**Figur 9.** Vannmengde gjennom Fjellfoten RA i forsøksperioden. Overløp er ikke medregnet.

Belastningen av ulike parametre inn på renseanlegget gjennom forsøksperioden ble beregnet utfra vannføring og målte konsentrasjoner i avløpsvannet. Resultatene er oppsummert Tabell 9.

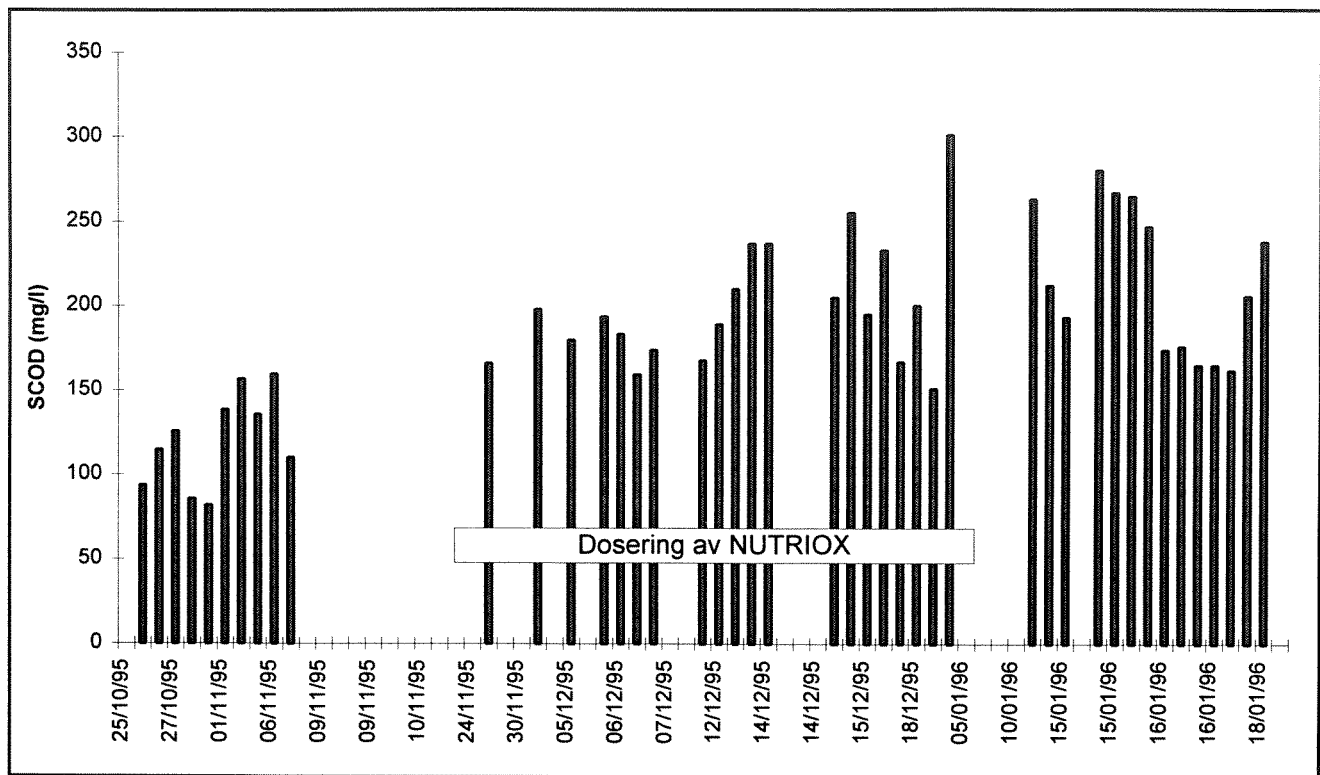
Periode	Parameter	SCOD (døgnpr.)	TCOD (døgnpr.)	TOC (2U-pr.)	PO <sub>4</sub> -P (døgnpr.)	Tot-P (2U-pr.)	SS (døgnpr.)	SS (2U-pr.)
Ref.per	Gj.snitt	386	1269	253	4,64	12,71	918	578
	Ant. målinger	21	11	1	23	1	27	1
	Std. avvik	115	522		1,47		1156	
	Max	612	2140		7,68		5972	
	Min	215	485		0,92		257	
Dos.per	Gj.snitt	419	1314	219	5,33	9,07	505	285
	Ant. målinger	15	10	1	15	1	20	1
	Std. avvik	89	583		1,04		512	
	Max	577	2490		7,53		2468	
	Min	290	625		3,87		137	

**Tabell 9.** Sammenligning av belastningen inn på Fjellfoten RA i referanseperiodene og doseringsperioden. Alle verdier er angitt i kg/døgn. SCOD, TCOD, PO<sub>4</sub>-P og SS ble analysert i døgnblandprøver (døgnpr.) av NIVA. TOC, Tot-P og SS ble analysert i 2-ukersblandprøver (2U-pr.) av ANØ. 2U-prøvene fra referanseperioden ble tatt i tidsrommet 25.10-8.11.95. 2U-prøvene fra doseringsperioden ble tatt i tidsrommet 6.12-19.12.95.

Den gjennomsnittlige belastningen inn på renseanlegget var noe forskjellig i doseringsperioden og referanseperiodene. Størst avvik var det i SS-mengden. Både døgnblandprøver og 2-ukersblandprøver indikerte høyere SS-innhold i referanseperioden. T-tester viste imidlertid at ingen av forskjellene var statistisk signifikante på 95 % sannsynlighetsnivå p.g.a. stor varians.

En mulig effekt av NUTRIOX-dosering er at oppløste organiske forbindelser i avløpsvannet blir nedbrutt raskere enn normalt, siden denitrifikasjon er en energimessig mer gunstig prosess enn sulfatreduksjon. Dette ville eventuelt gitt seg utslag i lavere verdier av SCOD inn på renseanlegget. En slik effekt er tidligere observert både i pilotforsøk (Æsøy m.fl., 1996) og fullskalaforsøk (Bentzen m.fl., 1995) under dosering av NUTRIOX.

Figur 10 viser resultater av SCOD-analyser i døgnblandprøver inn på anlegget. I første referanseperiode ble det gjennomgående målt lave verdier. Gjennomsnittsverdien lå på 120 mg/l. En viktig årsak til dette er sannsynligvis at prøvetakingsdunken ikke ble oppbevart i kjøleskap i denne perioden, og at det dermed skjedde en omsetning av oppløst organisk materiale under selve prøvetakingen. Absoluttverdier fra denne perioden bør derfor ikke tillegges for stor vekt. I doseringsperioden og 2. referanseperiode ble prøvetakingsdunken oppbevart i kjøleskap, og resultatene er derfor mer pålitelige og sammenlignbare. Gjennomsnittsverdiene for SCOD lå på henholdsvis 200 mg/l og 215 mg/l inn på anlegget i disse periodene. Det kan ikke fastslås om denne beskjedne forskjellen skyldtes NUTRIOX-doseringen eller at temperaturen i avløpsvannet var høyere i doseringsperioden (gjennomsnittstemperatur 5,9°C) enn i 2. referanseperiode (gjennomsnittstemperatur 2,4°C).



**Figur 10.** Løst kjemisk oksygenforbruk (SCOD) i døgnblandprøver fra utjevningbassenget på Fjellfoten RA.

### 5.3.2 Rensegrad

Fjellfoten RA er pålagt følgende rensekrav:

**Tot-P:** Minimum 90 % rensing og maximum 0,3 mg/l Tot-P i utløpet

**TOC:** Minimum 50 % rensing og maximum 30 mg/l TOC i utløpet

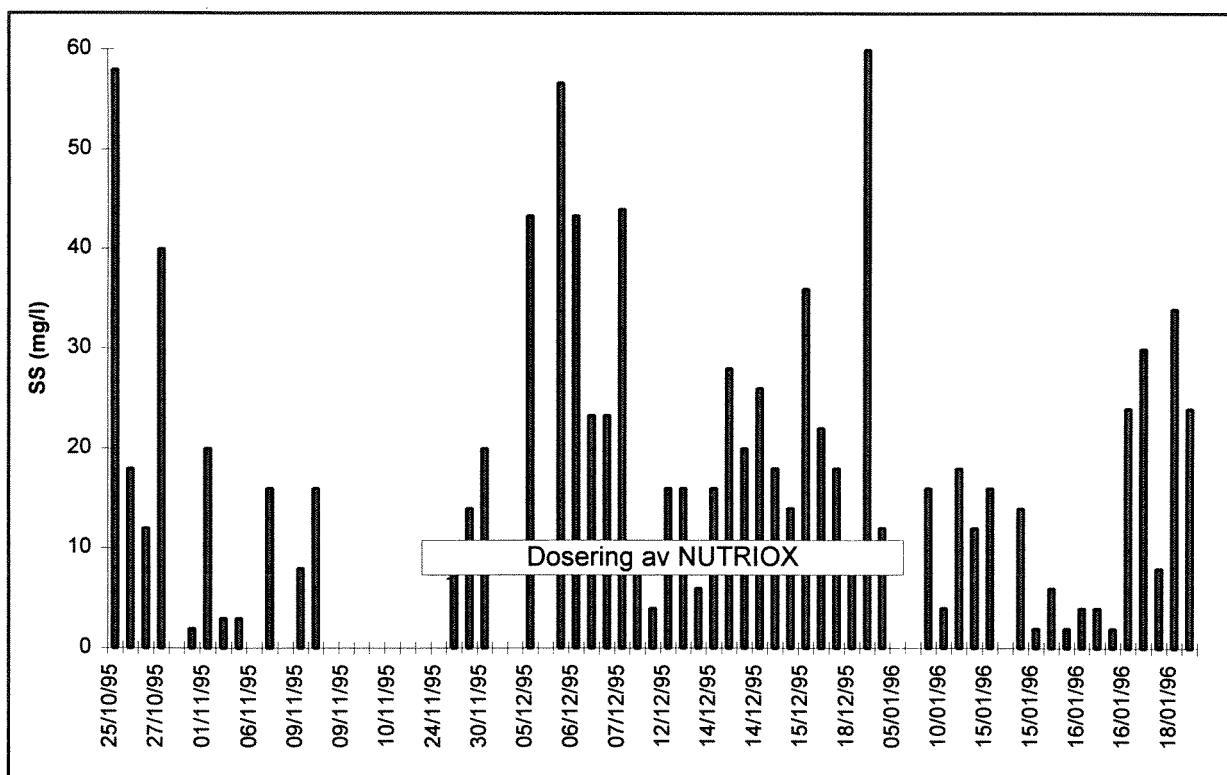
Alle analyser knyttet til driftsovervåkingen foretas av ANØ i 2-ukersblandprøver fra innløpet og utløpet av rensenanlegget.

Under forsøksperioden ble det, i tillegg til Tot-P og TOC, beregnet rensegrader for SCOD, TCOD, PO<sub>4</sub>-P og SS på grunnlag av analyser foretatt av NIVA. Resultatene er oppsummert i Tabell 10. Rensegrader for SS og PO<sub>4</sub>-P er også vist i Figur A1 og Figur A2.

Det framgår av Tabell 10 at rensekravene for Tot-P og TOC ble overholdt med god margin gjennom hele forsøksperioden. Resultatene viser ellers lavere rensegrad både for TCOD, TOC, Tot-P og SS i doseringsperioden enn i referanseperiodene. Dette tyder på at rensingen av partikulært materiale ikke fungerte optimalt i doseringsperioden. T-tester viste likevel at det bare var rensegraden for SS som var signifikant dårligere på 95 % sannsynlighetsnivå i doseringsperioden enn i referanseperioden. Konsentrasjoner av SS i utløpet fra rensenanlegget er vist i Figur 11.

Periode	Parameter	SCOD (døgnpr)	TCOD (døgnpr)	TOC (2U-pr)	PO <sub>4</sub> -P (døgnpr)	Tot-P (2U-pr.)	SS (døgnpr)	SS (2U-pr.)
Ref.per	Gj.snitt	56,2	80,7	68	94,2	98,0	97,5	92,9
	Ant. målinger	23	10	1	38	1	27	1
	Std. avvik	15,60	14,72		8,95		3,22	
	Max	78,2	91,0		100		100	
	Min	9,4	41,5		65,7		87,6	
Dos.per.	Gj.snitt	58,2	69,3	64,3	96,2	92,9	92,5	72
	Ant. målinger	20	10	1	28	1	18	1
	Std. avvik	17,31	15,22		6,65		6,41	
	Max	84,9	90,6		100		99,68	
	Min	6,6	50,0		68,1		80,22	

**Tabell 10.** Sammenligning av rensegrader ved Fjellfoten RA i referanseperiodene og doseringsperioden. Alle rensegrader er angitt i prosent. SCOD, TCOD, PO<sub>4</sub>-P og SS ble analysert i døgnblandprøver (døgnpr.) av NIVA. TOC, Tot-P og SS ble analysert i 2-ukersblandprøver (2U-pr.) av ANØ. 2U-prøvene fra referanseperioden ble tatt i tidsrommet 25.10-8.11.95. 2U-prøvene fra doseringsperioden ble tatt i tidsrommet 6.12-19.12.95.



**Figur 11.** Suspendert stoff (SS) i utløpet fra Fjellfoten RA gjennom forsøksperioden.

Daglige observasjoner i renseanlegget tydet også på at renseprosessen ikke fungerte optimalt gjennom hele forsøksperioden, og at driftsproblemene var størst i deler av doseringsperioden. Det ble f.eks ofte påvist overdosering av jernklorid i fellingstrinnet. Den mest sannsynlige forklaringen på dette var at pH-styringen av prosessen ikke fungerte tilfredsstillende. Ingenting tilsier at NUTRIOX-doseringen påvirket effektiviteten av renseprosessen.

### 5.3.3 Kjemikalieforbruk

Fjellfoten RA benytter kjemisk felling med jernklorid og polymer. Forbruket av fellingskjemikalier ble registrert daglig gjennom forsøksperioden og er vist i Figur 12 og Tabell 11.

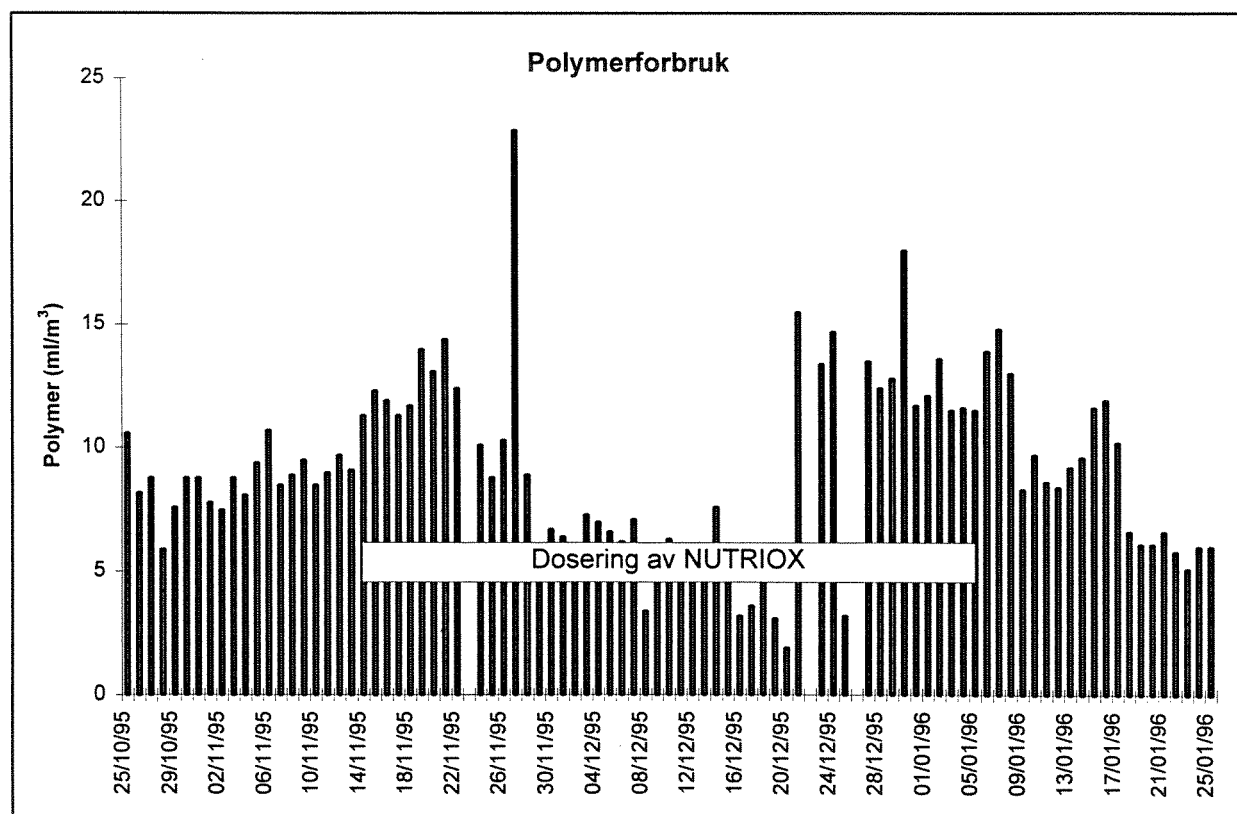
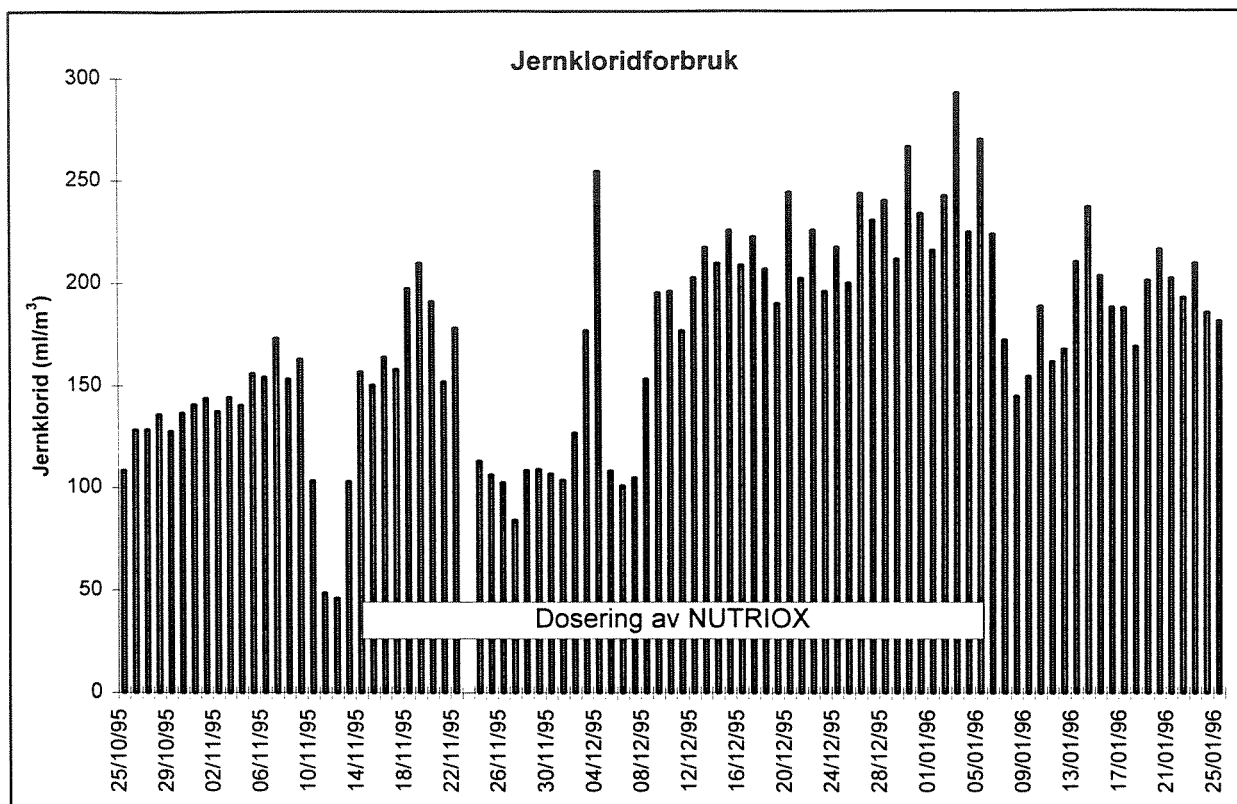
Forbruket av jernkloridløsning i ml pr. m<sup>3</sup> avløpsvann var gjennomsnittlig 25 % høyere i doseringsperioden enn i referanseperiodene (Tabell 11). Dette skyldtes primært de tidligere omtalte problemene med pH-styringen i fellingstrinnet, som periodevis medførte overdosering av jernklorid. De noe høyere gjennomsnittlige pH-verdiene i avløpsvannet i doseringsperioden (Tabell 8) kan ha bidratt til en økning av jernkloridbehovet på 5-7 %.

Det ble ikke påvist signifikante forskjeller i gjennomsnittlig polymerforbruk mellom referanseperiodene og doseringsperioden. Utfra Tabell 11 ser man likevel at polymerforbruket ligger på et relativt stabilt lavt nivå i første del av doseringsperioden, for deretter å stige brått til et betydelig høyere nivå. Doseringen av polymer styres av vannmengden, men blir jevnlig justert manuelt utfra observasjoner av slammets konsistens. Det er derfor ikke uten videre klart om de store forskjellene i polymerforbruket skyldes reelle forskjeller i vannkvalitet eller om de skyldes forskjeller i driftsforholdene.

Periode	Parameter	JKL-forbruk ml/m <sup>3</sup> vann	Polymerforbruk ml/m <sup>3</sup> vann
Ref.per.	Gj.snitt	151,3	8,69
	Antall målinger	31	19
	Std. avvik	40,7	1,10
	Max-verdi	237	10,7
	Min-verdi	46,3	5,9
Dos.per.	Gj.snitt	189,6	8,81
	Antall målinger	42	40
	Std. avvik	56,7	4,86
	Max-verdi	292,9	22,9
	Min-verdi	84,3	1,9

**Tabell 11.** Sammenligning av kjemikalieforbruket ved Fjellfoten RA i referanseperiodene og doseringsperioden.

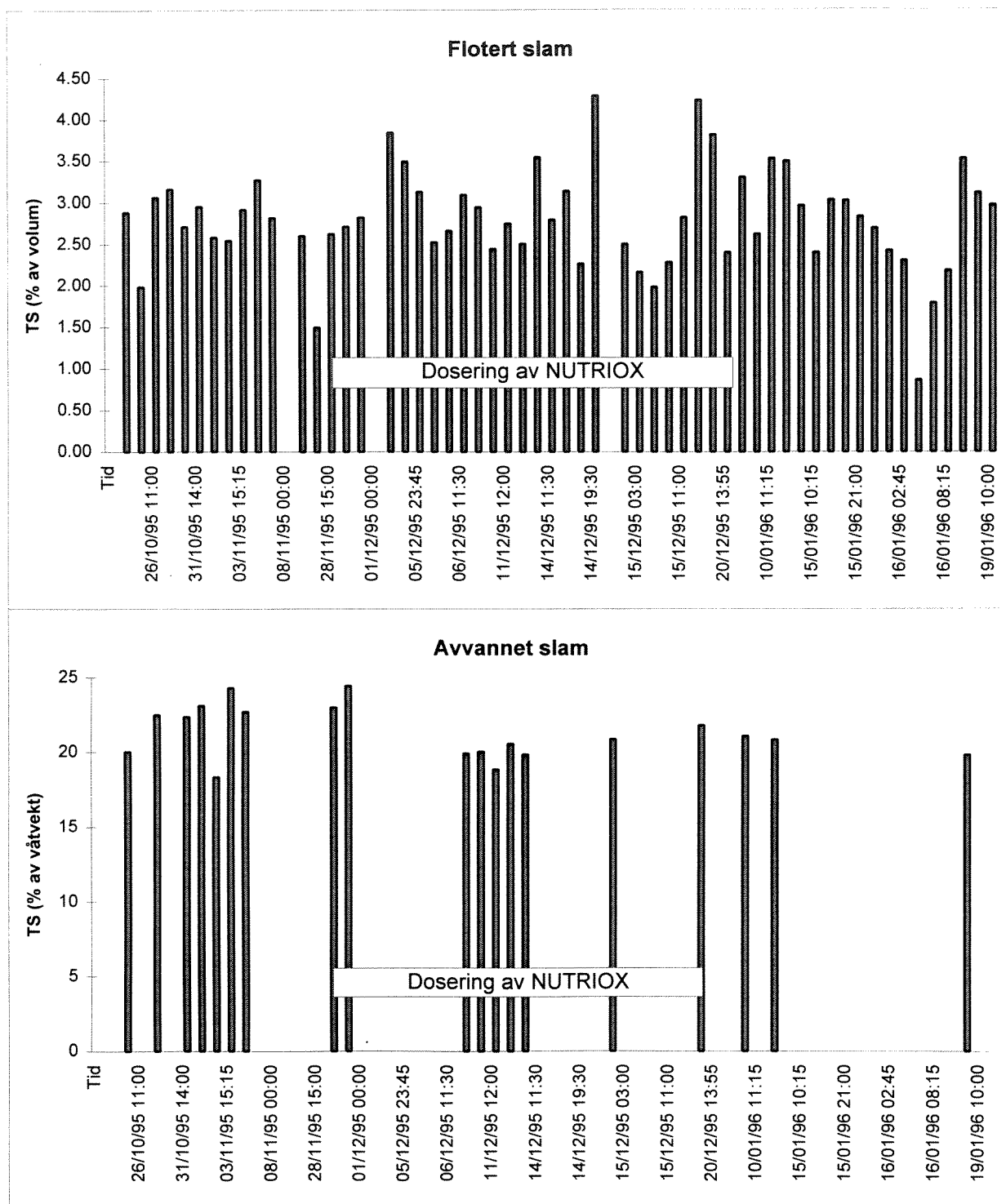




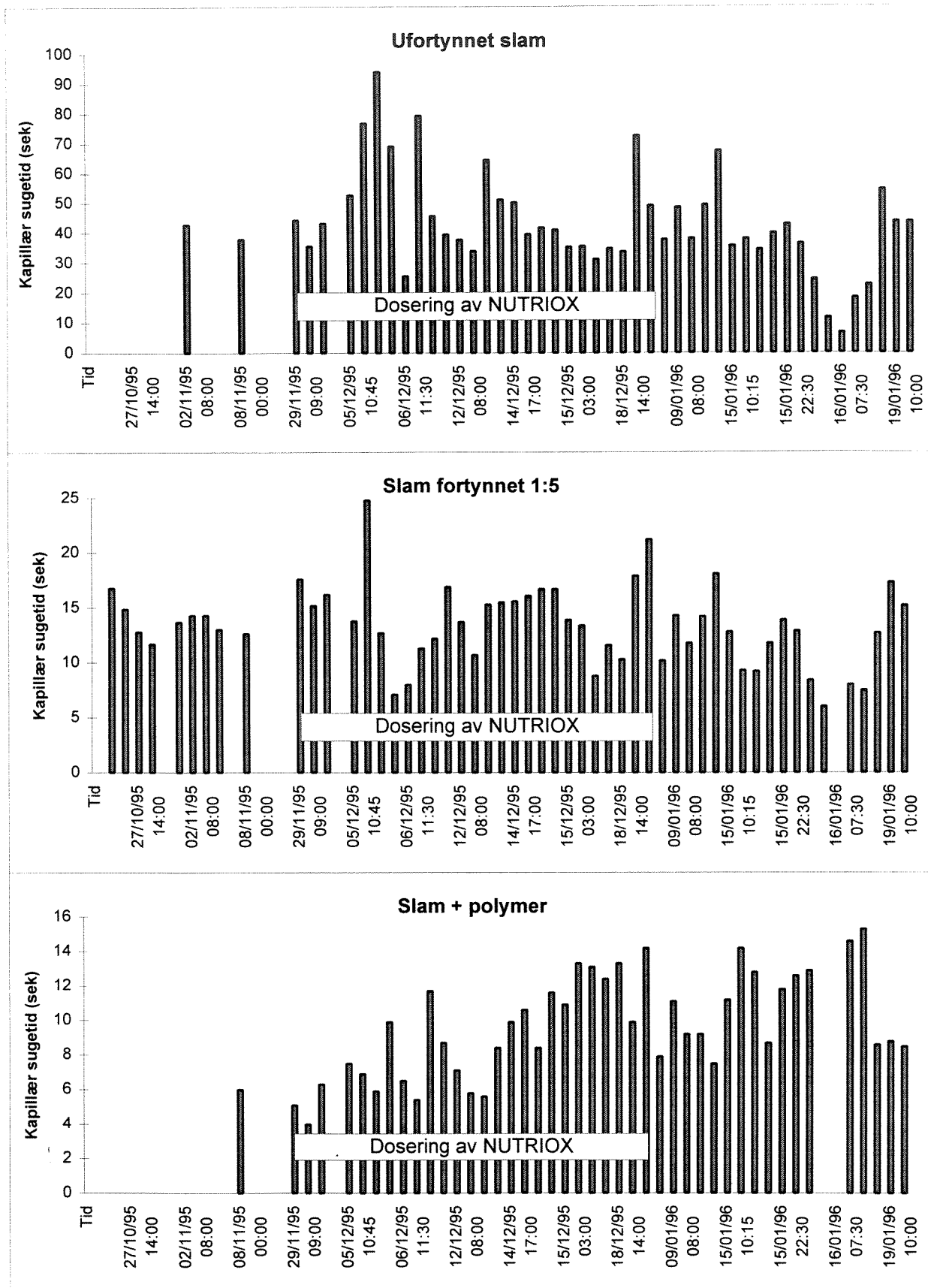
**Figur 12.** Forbruk av jernklorid (JKL) og polymer i renseanlegget gjennom forsøksperioden.

### 5.3.4 Slamegenskaper

Slamegenskapene ble karakterisert ved tørrveksanalyser og bestemmelse av kapillær sugetid (CST). Resultater av tørrstoffbestemmelser på flotert slam og avvannet slam er vist i Figur 13 og Tabell 12. Resultater av CST-tester på flotert slam er vist i Figur 14 og Tabell 12.



Figur 13. Tørrstoffinnhold i flotert slam og avvannet slam fra Fjellfoten RA.



Figur 14. CST-tester på flotert slam fra Fjellfoten RA.

Periode	Parameter	Flotert slam				Avvannet slam
		Tørrestoff (g/l)	CST-ufort. (sek)	CST-1:5 (sek)	CST+pol. (sek)	Tørrestoff (g/l)
Ref.per.	Gjennomsnitt	27,2	37,0	12,6	10,8	215,3
	Antall målinger	31	20	26	17	10
	Std. avvik	5,93	14,38	3,03	2,70	17,83
	Max-verdi	35,4	67,5	18,1	15,3	243
	Min-verdi	8,7	6,9	6,0	6,0	184
Dos.per.	Gjennomsnitt	29,2	48,0	14,2	8,9	210,7
	Antall målinger	26	27	27	27	9
	Std. avvik	6,20	17,03	3,94	2,94	17,56
	Max-verdi	42,9	94,0	24,8	14,2	245
	Min-verdi	19,9	25,8	7,1	4,0	189

**Tabell 12.** Sammenligning av slamegenskaper i referanseperiodene og doseringsperioden.

Flotert slam hadde et gjennomsnittlig tørrestoffinnhold på 27,2 g/l i referanseperiodene og 29,2 g/l i doseringsperioden. Forskjellen er ikke statistisk signifikant på 95 % sannsynlighetsnivå. Et fåtall enkeltmålinger avviker sterkt fra gjennomsnittet og representerer perioder der anlegget ikke fungerte normalt.

CST-testene på flotert slam ga tildels sprikende resultater. Det ble påvist signifikant høyere CST-verdier i uforynnet slam i doseringsperioden enn i referanseperiodene. Dette skyldtes trolig høyere innhold av Fe(III)hydroksider p.g.a. overdoseringen av jernklorid. Testene som ble gjennomført på slam fortynnet 1:5 i destillert vann ga lignende resultater, men forskjellen var noe mindre markert. Når slammet ble tilsatt polymer, viste det seg imidlertid at slam produsert i doseringsperioden hadde signifikant lavere CST-verdier enn slam fra referanseperiodene. Årsaken til dette er ikke klarlagt.

Resultatene fra tørrvektsbestemmelser på avvannet slam indikerte ingen signifikante forskjeller i avvanningsegenskaper.

## 6. Sammenfattende diskusjon

### 6.1 Effekter av NUTRIOX-dosering

Dosering av NUTRIOX på 4 punkter på ledningsnettet i Nes kommune medførte at H<sub>2</sub>S-problemene knyttet til avløpssystemet ble drastisk redusert. Ved optimal dosering ble det ikke påvist H<sub>2</sub>S-gass på Vormsund, Runni og Fjellfoten RA, hvor det i referanseperiodene ble målt høye verdier. På Bodding ble også H<sub>2</sub>S-konsentrasjonene drastisk redusert, men det ble likevel sporadisk påvist spor av H<sub>2</sub>S under store deler av doseringsperioden. Dette skyldtes tilførsel av septisk avløpsvann fra sideledninger uten NUTRIOX-dosering, og konsentrasjonene var så lave at de ikke representerte noe luktproblem i pumpestasjonen.

På Vormsund ble det påvist relativt høye H<sub>2</sub>S-konsentrasjoner i en kortere periode i første del av doseringsperioden (22-25.11.95). Dette skyldtes at NUTRIOX-doseringen på Strøm var for lav. I luftekummen bak Fjellfoten RA ble det likeledes registrert relativt høye konsentrasjoner av H<sub>2</sub>S i en todøgnsperiode fra 8. til 10.12.95. Det er ikke klarlagt hva dette skyldtes, men den mest sannsynlige forklaringen er at NUTRIOX-doseringen på ett eller flere doseringspunkter hadde vært for lav i forhold til behovet.

De gode resultatene som ble oppnådd ved NUTRIOX-dosering under forsøksperioden var som forventet utfra teoretiske mikrobiologiske betraktninger og tidligere erfaringer med NUTRIOX-dosering i andre land (Bentzen m.fl., 1995).

Når det gjelder eventuelle effekter av NUTRIOX-dosering på renseprosessen i renseanlegget, kan man generelt fastslå at disse enten må skyldes restkonsentrasjoner av NUTRIOX (nitrat og kalsium) inn på anlegget, eller at avløpsvannets kvalitet har blitt forandret på ledningsnettet p.g.a. "NUTRIOX-induserte" prosesser. Mer konkret kan man tenke seg følgende mulige effekter av NUTRIOX-dosering på renseprosessen:

- *Redusert behov for jernklorid i fellingstrinnet siden vannet som kommer inn på anlegget er fritt for sulfid.* Det ble ikke påvist noen slik effekt under forsøket. Det er også uklart om en slik effekt i det hele tatt lar seg påvise i et kjemisk fellingsanlegg der jernkloridløsningen brukes både til å senke pH og til å felle ut fosfat, slik som tilfellet er på Fjellfoten. Vannets alkalitet vil bestemme jernklorid-behovet i slike anlegg, og sulfidinnholdet vil derfor eventuelt bare influere på jernklorid-behovet i den grad det påvirker alkaliteten.
- *Redusert behov for polymer, siden Ca-ioner kan tenkes å virke som koagulant.* Det ble ikke påvist signifikante forskjeller i gjennomsnittlig polymerforbruk i doseringsperioden og referanseperiodene. I deler av doseringsperioden var polymerforbruket lavt, men det er uklart om dette skyldtes at det reelle behovet for polymer var lavere enn i resten av forsøksperioden. Det kan derfor verken utelukkes eller bekreftes at Ca-ioner påvirket polymerbehovet.
- *Mer effektiv fjerning av COD.* Man kan tenke seg at NUTRIOX-doseringen kunne stimulere til økt bakterieaktivitet på ledningsnettet slik at SCOD kunne bli delvis overført til TCOD (biomasse), som er lettere å fjerne i et kjemisk fellingsanlegg (Æsøy m.fl., 1996, Bentzen m.fl., 1995). Det var likevel ikke mulig å påvise noen slik effekt. Det foregikk en gradvis temperatursenkning i avløpsvannet gjennom det meste av forsøksperioden. Dette medførte

en gradvis langsommere omsetning av SCOD og kan ha maskert for en eventuell effekt av NUTRIOX.

- *Økt jernkloridforbruk siden denitrifikasjon kan øke alkaliteten i inngående avløpsvann.* Dette gjelder bare i anlegg som har pH-styrt dosering av sur jernkloridløsning, slik som Fjellfoten RA. Det ble påvist noe høyere pH i avløpsvannet i doseringsperioden enn i referanseperioden (gjennomsnittlig 0,3 enheter). NUTRIOX-doseringen kan derfor ha bidratt til en mindre økning (5-7 %) i jernkloridbehovet.
- *Dannelse av flyteslam i renseanlegget.* Økt gassdannelse (N<sub>2</sub>) i forbindelse med denitrifikasjon kan tenkes å medføre problemer med flyteslam i sedimentasjonsanlegg. Fjellfoten RA er et flotasjonsanlegg, og en eventuell flyteslamdannelse vil derfor ikke ha noen negativ virkning på renseseffekten.

H<sub>2</sub>S kan forårsake korrosjonsproblemer både på betong og metaller. I avløpssystemer er betongrør og elektiske installasjoner i pumpestasjoner særlig utsatt. Siden NUTRIOX-prosessen kan forhindre H<sub>2</sub>S-utvikling i kommunalt avløpsvann, kan man også forvente at prosessen vil bidra til å redusere korrosjonsproblemer forårsaket av H<sub>2</sub>S. Slike effekter har imidlertid ikke blitt undersøkt i dette prosjektet.

## 6.2 NUTRIOX-prosessen kontra andre tiltak, samlet vurdering

Dette prosjektet omfattet bare en vurdering av NUTRIOX-prosessen. Det finnes imidlertid flere tiltak som kan redusere problemene med H<sub>2</sub>S-utvikling i kommunalt avløpsvann, og for helhetens skyld vil noen av disse bli kort omtalt her. For en mer detaljert omtale av tiltakene henvises det til rapporten "Hydrogensulfid i lange trykkledninger for avløpsvann" (Berg m.fl. 1985). Tiltak som går på konstruksjon av avløpssystemet, dimensjonering av ledningsnett etc. vil ikke bli omtalt. Kostnader vil heller ikke bli vurdert.

- *Tilførsel av oksygen* innebærer at man bobler inn luft eller ren oksygen i avløpsvannet under trykk før det ledes inn på pumpeledningen. Hovedproblemet med denne metoden er at oksygen er lite løselig i vann, og at oksygenet forbrukes relativt raskt. Metoden er derfor ikke spesielt godt egnet på lange trykkledninger.
- *Dosering av jernsalter* kan brukes for å fjerne sulfid fra avløpsvannet ved oksidasjon og utfelling. Det vil kunne bli dannet noe ekstra utfellinger i pumpestasjoner og fordryningsmagasiner. Eventuelle utfelte Fe(III)-forbindelser vil kunne fungere som elektronakseptor for anaerobe bakterier. Det er derfor teoretisk mulig at man kan oppnå en tilsvarende effekt som ved nitratdosering, nemlig at de sulfatreduserende bakteriene utkonkurreres av Fe(III)-reduserende bakterier slik at det ikke produseres sulfid. Løseligheten til treverdige jern er svært liten ved nøytral pH, og prosessen kan derfor bare foregå der bakteriene kommer i direkte kontakt med de utfelte Fe(III)-forbindelsene.
- *Bakteriedrepende midler* kan doseres kontinuerlig eller brukes til "sjokkbehandling". Klor eller hypokloritt hemmer bakterieaktiviteten og oksiderer sulfid som allerede måtte være dannet. Kontinuerlig dosering av lave konsentrasjoner av disse forbindelsene hemmer bakterieaktiviteten i vannfasen, men har ofte mindre virkning på biofilmen (Berg m.fl.). Lut kan benyttes til sjokkbehandling av pumpeledninger for å fjerne biofilm. pH bør ligge på minimum 12 i minst 10-20 minutter for at behandlingen skal være effektiv (Berg m.fl.). Man

må være oppmerksom på at behandling med sterk lut kan ha meget negative effekter på biologiske renseprosesser nedstrøms doseringspunktet.

- *Renseplugg* brukes til å erodere vekk biofilm på innsiden av avløpsrørene. Pluggen føres inn i pumpeledningen like nedstrøms pumpe og presses gjennom ledningen av vanntrykket. Fra Sverige er det rapportert om vekslende resultater ved bruk av renseplugg. I Kolmårdsledningen i Norrköping har man oppnådd god effekt ved å bruke renseplugg en gang hvert kvartal. I Ljungsbroledningen i Linköping har det derimot vært vanskelig å dokumentere nevneverdig reduksjon i H<sub>2</sub>S-utviklingen etter behandling med renseplugg (Ledskog m.fl., 1994).
- *Økning av vannmengde* kan ha god effekt dersom man oppnår at oppholdstiden på pumpeledninger senkes til et nivå som ligger under en terskelverdi for H<sub>2</sub>S-produksjon. I Nes kommune har man benyttet innpumping av kaldt ellevann fra Vorma og Glomma for å redusere H<sub>2</sub>S-problemene vinterstid. Siden man kan oppnå både nedsatt oppholdstid og lavere vanntemperatur, vil man kunne få en dobbelt gunstig effekt av dette tiltaket. Økte energibehov i forbindelse med pumping og økt slitasje på pumpeutstyr må avveies mot fordelene som oppnås. Dessuten vil selvsagt den hydrauliske belastningen på renseanlegget øke, med de konsekvenser dette måtte ha for kjemikalieforbruket og effektiviteten av renseprosessen. Tiltaket vil sannsynligvis være mindre effektivt om sommeren enn om vinteren, da man mister den gunstige effekten av lav temperatur i det innpumpede vannet.

Tiltak som fjerner biofilm (lut, renseplugg) må gjentas regelmessig, siden biofilmen bygger seg opp igjen forholdsvis raskt. Man regner med at det tar ca. 12 uker å bygge opp en fullt utviklet biofilm fra grunnen av (Berg m.fl., 1985). Siden man ikke kan forvente at noen av de nevnte tiltakene fjerner biofilmen 100 prosent effektivt, vil oppbyggingen senere kunne gå betydelig raskere. Tidligere erfaringer tilsier at det i verste fall kan være nødvendig å gjenta behandlingen med renseplugg med 4-5 dager mellomrom. I beste fall kan man klare seg med behandling en gang hvert kvartal (Ledskog m.fl., 1994).

NUTRIOX fungerte godt i avløpssystemet i Nes kommune, og det er nå igangsatt permanent dosering på flere pumpestasjoner. Erfaringene etter 3 måneders kontinuerlig dosering er gode; kommunen har ikke mottatt klager på sjenerende lukt langs ledningsnett og man har ikke hatt driftsproblemer med doseringsutstyret.

NUTRIOX er ikke giftig, og det er heller ikke kjent at NUTRIOX-dosering kan medføre dannelse av skadelige forbindelser i avløpsvannet. Nitrat reduseres til nitrogen-gass som forsvinner til atmosfæren. Restkonsentrasjoner av nitrat som eventuelt når fram til renseanlegget vil ikke bli fjernet i renseprosessen, og kan således medføre økt nitrogenbelastning på resipienten. NUTRIOX-doseringen bør derfor kontinuerlig tilpasses behovet på ledningsnett. Dette fungerte godt under forsøket, og nitratkonsentrasjonene inn på renseanlegget i doseringsperioden lå nokså nær bakgrunnsnivået i avløpsvannet.

Nitratforbindelser virker i prinsippet på samme måte som oksygen når det gjelder å forhindre sulfidproduksjon. Så lenge det er enten oksygen eller nitrat tilstede i avløpsvannet, vil det ikke kunne produseres sulfid. En vesentlig forskjell mellom nitrat og oksygen er likevel løseligheten i vann. Nitratforbindelser er meget lett løselige, og man kan dermed dosere inn langt høyere konsentrasjoner enn det som er mulig med oksygen. Dette betyr at nitratforbindelser er bedre egnet enn luft/oksygen til å forhindre sulfidproduksjon i pumpeledninger med lang oppholdstid.

## 7. Oppsummering og konklusjoner

- Dosering av NUTRIOX<sup>TM</sup> til kommunalt avløpsvann i Nes kommune medførte en drastisk reduksjon i H<sub>2</sub>S-utviklingen i ledningsnett. Ved optimal NUTRIOX-dosering ble luktproblemene forårsaket av H<sub>2</sub>S eliminert.
- Restkonsentrasjonene av nitrat inn på Fjellfoten RA var gjennomgående lave etter at NUTRIOX-doseringen hadde blitt optimalisert. Dette viser at styringen av doseringen fungerte godt. Det totale nitrogenutslippet fra Fjellfoten RA var ca. 1 % høyere enn normalt mens NUTRIOX-doseringen pågikk.
- Renseprosessen ved Fjellfoten RA fungerte ikke optimalt gjennom hele forsøksperioden. Problemer med pH-styringen av fellingsprosessen medførte at det periodevis ble overdosert jernklorid. Dette forekom særlig hyppig i doseringsperioden, og medførte bl.a. at det ble registrert høyere jernkloridforbruk i denne perioden enn i referanseperiodene. Ingenting tilsier likevel at driftsproblemene hadde sammenheng med NUTRIOX-doseringen. Driftsproblemene vanskeliggjorde en direkte sammenligning av måleresultater fra doseringsperioden og referanseperiodene.
- pH-verdiene i avløpsvannet på ledningsnett var gjennomsnittlig 0,3 enheter høyere i doseringsperioden enn i referanseperiodene. Dette skyldes trolig at denitrifikasjonsprosessen produserte alkalitet, og NUTRIOX-doseringen kan derfor ha bidratt til en mindre økning av jernklorid-behovet i det kjemiske fellingstrinnet. Det ble ikke påvist at NUTRIOX-doseringen påvirket polymerforbruk, slameegenskaper eller rensegrad i anlegget.
- Rensekravene for anlegget ble tilfredsstillt med god margin gjennom hele forsøksperioden. Tørrstoffinnholdet i utløpet var imidlertid signifikant høyere i doseringsperioden enn i referanseperiodene. Dette skyldtes primært at partikkelfjerningen fungerte dårlig i perioder da det ble overdosert jernklorid.



## 8. Referanser

- Almgren T og I. Hagstrøm** (1974). The oxidation rate of sulphide in sea water. *Water Research*, Vol.8:395-400.
- Bentzen, G., A.T. Smith, D. Bennett, N.J. Webster, F. Reinholt, E. Sletholt and J. Hobson** (1995). Controlled dosing of nitrate for prevention of H<sub>2</sub>S in a sewer network and the effects on the subsequent treatment processes. *Wat. Sci. Tech.* Vol. 31, No. 7, pp.293-302.
- Berg, A, H. Fløgstad og G. Mosevoll** (1985). Hydrogensulfid i lange trykkleidningar for avløpsvatn. Rapport til NTNF's program for VAR-teknikk. ISBN-82-7337-027-5.
- Boon, A.G.** (1992). Septicity in sewers: causes, consequences and containment. *J.IWEM*, 6, february 1992, pp 79-90.
- Dagestad, K. og G.F. Aasgaard** (1994). H<sub>2</sub>S i avløpsanlegg; omfang, effekter og tiltak. NIVA-rapport nr. 2986. ISBN-82-577-2416-5.
- Ledskog, A., S.G. Larsson og B.G. Lindquist** (1994). Svovelväteproblem i avloppsledningardriftserfarenheter och tillämpbara anvisningar. Rapport utgitt av Svenska vatten- och avloppsverksföreningen, Stockholm. Rapport nr. 1994-07.
- Paulsrud, B.** (1977). Metode for måling av slams kondisjonerbarhet. Rapport til NTNF's Utvalg for drift av renseanlegg. HPD-05/76.
- Widdel, F.** (1988). Microbiology and ecology of sulfate- and sulfur-reducing bacteria. In A.J.B. Zehnder (ed.) *Biology of anaerobic microorganisms*, p. 469-585. J. Wiley and Sons Inc.
- Æsøy, A., M. Storfjell, H. Helness, G. Thorvaldsen, H. Ødegaard and G. Bentzen** (1996). A comparison of biofilm growth and water quality changes in sewers with anoxic and anaerobic (septic) condition, respectively. Abstract, antatt for presentasjon på Third Int. Conf. on Biofilm Systems, IAWQ, København, 27-30. aug. 1996.
- Ødegaard, H.** (1992). Fjerning av næringsstoffer ved rensing av avløpsvann. Tapir Forlag. ISBN 82-519-1109-5.

## 9. Appendix

Periode	Dato	Runni		Bodding		Innløpskum	
		H <sub>2</sub> S (mg/l)	O <sub>2</sub> (mg/l)	H <sub>2</sub> S (mg/l)	O <sub>2</sub> (mg/l)	H <sub>2</sub> S (mg/l)	O <sub>2</sub> (mg/l)
1. ref.periode	26/10/95	8,50					
	27/10/95	8,16					1,45
		5,82					
	30/10/95		0,08				
	01/11/95	2,14					2,71
	02/11/95	8,78					1,54
	03/11/95	7,11					
		4,84					
		7,37			3,31		
	07/11/95						
	09/11/95			0,3		1,6	
				0,3		0,3	
	10/11/95	9,48		0,6		0,4	
				2,0		1,4	
Dos.perioden	05/12/95	2,38		0,1		0,3	
			1,41				
			0,36	0,1		0,1	
	06/12/95	1,16					
		2,34		0,1		< 0,1	
		1,90					
		0,64					
	08/12/95		0,59	< 0,1		0,1	
2. ref.periode	08/01/96	1,16					
	10/01/96	0,60		0,2		0,6	
	12/01/96	1,70		0,2		0,5	
	15/01/96	0,97		0,1		0,5	
	16/01/96	4,62		0,1		0,3	
	19/01/96	1,02					

Tabell A1. Konsentrasjoner av sulfid og oksygen i vannprøver fra Runni, Bodding og innløpskummen ved Fjellfoten RA.

Periode	Parameter	Runni	Årnes	Evang	Bodding	Innløpskum Fjellfoten
1. Ref. periode	NO <sub>3</sub> -N, gj.snitt	0,60	0,63	0,61	0,48	0,37
25/10/95-10/11/95	Antall målinger	21	20	2	11	19
	Std. avvik	0,46	0,29	-	0,31	0,12
	Max	1,90	1,36	0,67	1,15	0,61
	Min	0,16	0,24	0,54	0,04	0,14
Dos. perioden	NO <sub>3</sub> -N, gj.snitt	4,33	2,07	1,45	4,65	0,78
1/12/95-20/12/95	Antall målinger	17	17	15	18	26
	Std. avvik	3,76	2,32	1,34	2,70	0,77
	Max	12,45	9,36	4,47	10,8	3,84
	Min	0,05	0,09	0,21	0,55	0,05
2. Ref. periode	NO <sub>3</sub> -N, gj.snitt	0,20	0,41	0,38	0,27	0,36
8/01/96-19/01/96	Antall målinger	10	10	7	10	19
	Std. avvik	0,14	0,07	0,15	0,092	0,07
	Max	0,49	0,52	0,65	0,39	0,50
	Min	0,05	0,31	0,23	0,12	0,25

Tabell A2. Gjennomsnittskonsentrasjoner av nitrat (NO<sub>3</sub>-N) på ledningsnettet i referanseperiodene og under doseringen av NUTRIOX. Max og min-verdier, antall målinger og standard avvik er angitt innenfor hver av de 3 periodene. Alle konsentrasjoner er angitt som mg/l NO<sub>3</sub>-N. Alle analyser er foretatt med Dr.Lange-systemet.

Periode	Parameter	Runni	Årnes	Evang	Bodding	Innløpskum Fjellfoten
1. Ref. periode	pH-gj.snitt	7,67	7,74	-	7,53	7,49
25/10/95-10/11/95	Antall målinger	12	12	-	9	12
	Std. avvik	0,36	0,28	-	0,16	0,23
	Max	8,34	8,33	-	7,84	7,79
	Min	7,11	7,39	-	7,36	7,13
Dos. perioden	pH-gj.snitt	8,09	8,22	8,13	7,63	7,70
1/12/95-20/12/95	Antall målinger	15	15	14	14	24
	Std. avvik	0,53	0,26	0,24	0,20	0,17
	Max	9,48	8,73	8,64	7,96	8,10
	Min	7,64	7,84	7,86	7,31	7,40
2. Ref.periode	pH-gj.snitt	7,47	7,82	7,85	7,54	7,38
8/01/96-19/01/96	Antall målinger	7	7	7	7	16
	Std. avvik	0,21	0,25	0,26	0,12	0,13
	Max	7,78	8,15	8,35	7,65	7,66
	Min	7,18	7,33	7,53	7,30	7,16

Tabell A3. pH-verdier målt på ledningsnettet. Gjennomsnittsverdier er angitt for hver periode i tillegg til maximum- og minimum-verdier, antall målinger og standard avvik.



## **Norsk institutt for vannforskning**

Postboks 173 Kjelsås  
0411 Oslo

Telefon: 22 18 51 00  
Telefax: 22 18 52 00

Ved bestilling av rapporten,  
oppgi løpenummer 3461-96.

ISBN 82-577-2998-1