

# Optimering af Nutriox<sup>®</sup> dosering i trykledningen fra Dollerup



Hasse Koksang - Preben Kristensen  
Afgangsprojekt efterår 2007  
Diplomingeniøruddannelsen i miljøteknik  
Institut for kemi, miljø og bioteknologi  
Aalborg Universitet



## Synopsis

Nærværende afgangprojekt er udarbejdet i samarbejde med Rebild Kommune med henblik på en driftsanalyse og mulig optimering af tilsætningen af nitrat i en trykledning ved Dollerup.

Det er et velkendt problem indenfor spildevandsområdet, at trykledninger med lang opholdstid, under forudsætning af anaerobe forhold, vil generere sulfid i vandfasen. Sulfid kan medføre problemer i efterfølgende gravitationsledninger, i form af betonkorrosion, lugtgener og helbredsfare.

Rebild Kommune har igennem en længere periode doseret nitrat, i form af et nitratprodukt, kaldet Nutriox<sup>®</sup> til trykledningen i Dollerup. Doseringsmængden d.d. er cirka 19 kg N, svarende til 170 l Nutriox<sup>®</sup> i døgnet. Det medfører, at mikroorganismene omsætter det organiske materiale under anoxiske forhold, hvilket undertrykker en eventuel sulfiddannelse.

Der er i forsøgsperioden udført feltmålinger i henholdsvis pumpestation, oppumpningsbrønd og nedstrømsbrønd ved Vaarst i perioden 3. oktober til 16. november 2007. Der er undersøgt for følgende: pH, temperatur, opløst COD, OUR, koncentration af nitrat vertikalt i pumpeump, forbrug af nitrat i trykledningen og svovlbrinte i gasfasen.

I forbindelse med doseringen af Nutriox<sup>®</sup> er det konstateret, at omrøring i pumpeumpen er nødvendig for at sikre en jævn fordeling og dermed en optimal virkning af produktet. Endvidere er der ved en dosering på 314 l Nutriox<sup>®</sup> i døgnet fundet en omsætningsrate på  $3,28 \text{ g NO}_3^- \text{-N m}^{-3} \text{ h}^{-1}$ , og ved en dosering på 106 l Nutriox<sup>®</sup> i døgnet er omsætningsraten fundet til  $1,10 \text{ g NO}_3^- \text{-N m}^{-3} \text{ h}^{-1}$ . Omsætningsraterne fundet ved de førnævnte doseringer, indikerer, at øget dosering medfører en højere omsætningsrate.

Det er gældende for begge doseringer, at der ikke er konstateret svovlbrinte i gasfasen nedstrøms trykledningen, hvorfor doseringen på 106 l Nutriox<sup>®</sup> i døgnet vurderes som tilstrækkelig. Denne dosering vil i forhold til den nuværende give en besparelse på op til 44 % i indkøb af Nutriox<sup>®</sup>.

## Forord

Diplomingeniør afgangprojektet ” Optimering af Nutriox<sup>®</sup> doseringen i trykledningen fra Dollerup” i miljøteknik, er udarbejdet på syvende semester i perioden 03-09-2007 til 31-01-2008 ved institut for Kemi, Miljø og Bioteknologi, Aalborg Universitet. Projektet er udført i samarbejde med Rebild Kommune, med henblik på optimeringsmuligheder af et eksisterende anlæg, og henvender sig til interessenter indenfor spildevandsområdet.

I forbindelse med afgangprojektet rettes der tak til: laborant Helle Blenstrup for kyndig vejledning ved analysearbejde, driftsleder Claus Drensgaard, Rebild Kommune, for praktiske foranstaltninger vedrørende pumpestationen, driftsleder Kristian Hald, Aalborg Kommune, for kortmaterialer og vejleder lektor Jes Vollertsen for den altid friske tilgangsvinkel.

Kilder er henvist ved Harvard metoden. Alle resultater og beregninger er vedlagt på data-DVD.

Aalborg d. 9. januar 2008.

---

Hasse Koksbang

---

Preben Kristensen

<b>1</b>	<b>INDLEDNING .....</b>	<b>8</b>
<b>1.1</b>	<b>Afløbssystemer .....</b>	<b>8</b>
<b>1.2</b>	<b>Projektlokalitet .....</b>	<b>12</b>
1.2.1	Pumpestationen i Dollerup .....	13
1.2.2	Oppumpningsbrønd mellem Håls og Vaarst .....	15
1.2.3	Nedstrømsbrønd ved Vaarst .....	16
<b>1.3</b>	<b>Projektafgrænsning .....</b>	<b>17</b>
<b>2</b>	<b>MATERIALER OG METODER.....</b>	<b>18</b>
<b>2.1</b>	<b>Produktbeskrivelse af Nutriox<sup>®</sup> og anvendt doseringsmetode .....</b>	<b>18</b>
<b>2.2</b>	<b>Autosamlere i felten .....</b>	<b>19</b>
<b>2.3</b>	<b>Måling af pH og temperatur .....</b>	<b>21</b>
<b>2.4</b>	<b>Karakterisering af spildevandet med OUR.....</b>	<b>21</b>
<b>2.5</b>	<b>Kontrol af fuld opblanding i pumpeump.....</b>	<b>22</b>
<b>2.6</b>	<b>Etablering af omrøring i pumpeump .....</b>	<b>23</b>
<b>2.7</b>	<b>Nitratomsætningsrate for vandfase og biofilm .....</b>	<b>23</b>
<b>2.8</b>	<b>Nitratomsætningsrate for vandfase .....</b>	<b>23</b>
<b>2.9</b>	<b>Opløst COD og potentiel sulfiddannelse i spildevandet.....</b>	<b>24</b>
<b>2.10</b>	<b>Svovlbrinteloggere .....</b>	<b>26</b>
<b>2.11</b>	<b>Oversigt over måleperiodens aktiviteter fra den 3. oktober til den 16. november i felten og laboratorium.....</b>	<b>28</b>
<b>3</b>	<b>RESULTATER OG DISKUSSION .....</b>	<b>30</b>
<b>3.1</b>	<b>Oversigt over doseringer, pH og temperatur .....</b>	<b>30</b>
<b>3.2</b>	<b>Måleperioden 3-15. oktober uden omrøring samt en dosering på 170 liter Nutriox<sup>®</sup> i døgnet .....</b>	<b>30</b>
3.2.1	Kontrol af fuld opblanding i pumpeump .....	30
3.2.2	Massebalance for nitrat i trykledningen .....	32
3.2.3	Svovlbrintemålinger i pumpestation og oppumpningsbrønd.....	33

<b>3.3</b>	<b>Måleperioden 16-24. oktober med omrøring samt en dosering på 314 liter Nutriox<sup>®</sup> i døgnet.....</b>	<b>35</b>
3.3.1	Kontrol af fuld opblanding i pumpeump .....	35
3.3.2	Massebalance for nitrat i trykledning.....	36
3.3.3	Svovlbrintemålinger i pumpestation og oppumpningsbrønd .....	39
<b>3.4</b>	<b>Måleperioden 2-8. november med omrøring samt en dosering på 106 liter Nutriox<sup>®</sup> i døgnet.....</b>	<b>40</b>
3.4.1	Massebalance for nitrat i trykledning.....	40
3.4.2	Svovlbrintemålinger i pumpestation og oppumpningsbrønd .....	42
<b>3.5</b>	<b>Måleperioden 8-16. november med omrøring, uden dosering af Nutriox<sup>®</sup> .....</b>	<b>44</b>
3.5.1	Svovlbrintemålinger i pumpestation, oppumpningsbrønd og brønd ved Vaarst .	44
<b>3.6</b>	<b>Spildevandskarakterisering .....</b>	<b>47</b>
3.6.1	OUR forsøg .....	47
3.6.2	Opløst COD indhold i spildevandet .....	51
3.6.3	Forventet sulfiddannelse i vandfasen .....	53
<b>3.7</b>	<b>Nitratomsætningsrater i vandfase og biofilm.....</b>	<b>56</b>
3.7.1	Nitratomsætningsrate i vandfasen ved laboratorieforsøg.....	56
3.7.2	Nitratomsætningsrate i biofilm .....	60
<b>3.8</b>	<b>Økonomisk betragtning af Nutriox<sup>®</sup> dosering.....</b>	<b>64</b>
<b>3.9</b>	<b>Opsummering af resultater .....</b>	<b>64</b>
<b>4</b>	<b>KONKLUSION .....</b>	<b>67</b>
<b>5</b>	<b>LITTERATURLISTE .....</b>	<b>68</b>
Bilag 1	Karakterisering af spildevand ved OUR	
Bilag 2	Beregning af iltmætning i spildevand	
Bilag 3	Brug af Traacs 800 til detektion af total N	
Bilag 4	COD bestemmelse	
Bilag 5	Produktblad Nutriox <sup>®</sup>	
Bilag 6	Oda Svovlbrintelogger	
Bilag 7	NIRAS notat vedrørende svovlbrintetiltag i Rebild Kommune	
Bilag 8	Kort over trykledningen	
Bilag 9	Kort over Rebild Kommune	

## Nomenklaturliste

$a_{bf}$	Temperaturkoefficient for biofilm
$a_{vf}$	Temperaturkoefficient for vandfase
A/V	Areal/volumen forhold [ $m^{-1}$ ]
COD	Kemisk oxygenforbrug [ $g O_2 m^{-3}$ ]
COD <sub>S</sub>	Opløst COD [ $g O_2 m^{-3}$ ]
C <sub>NO3</sub>	Nitratkoncentration [ $g NO_3^- -N m^{-3}$ ]
$\Delta C_S^{2-}$	Sulfidproduktion i vandfasen [ $g S m^{-3}$ ]
H	Enthalpi [ $J mol^{-1}$ ]
NU	Nitratomsætningsraten [ $g NO_3^- m^{-3} h^{-1}$ ]
OUR	Oxygenoptagelsesraten [ $g O_2 m^{-3} h^{-1}$ ]
P	Aktuelt lufttryk [mmHg]
$P_{pa}$	Damptryk ved ny temperatur [Pa]
$P^*$	Kendt damptryk
ppm	Parts per million
$P_s$	Mættet damptryk ved temperaturen T [mmHg]
R	Gaskonstanten [ $J mol^{-1} K^{-1}$ ]
$r_{as}$	Arealspecifik sulfidproduktionsrate [ $g S m^{-2} h^{-1}$ ]
$r_{NO3}$	Nitratfjernelsesrate i vandfase og biofilm [ $gNO_3^- -N m^{-3} h^{-1}$ ]
$S_{os}$	Opløst oxygen ved mættet koncentration i rent vand [ $g O_2 m^{-3}$ ]
SRO	Styring, regulering og overvågning
$S_s$	Letnedbrydeligt materiale [ $g O_2 m^{-3}$ ]
$S_{ww}$	Opløst oxygen ved mættet koncentration i spildevand [ $g O_2 m^{-3}$ ]
T	Temperatur [ $^{\circ}C$ ]
$T^*$	Temperatur ved kendt damptryk [K]
$t_m$	Anoxisk opholdstid i trykledning [h]
$t_{rs}$	Opholdstid i trykledning for potentiel sulfiddannelsesberegning [h]
$V_{bf}$	Nitratomsætningsrate i biofilm [ $gNO_3^- -N m^{-2} h^{-1}$ ]
$V_{vf}$	Nitratomsætningsrate i vandfase [ $gNO_3^- -N m^{-3} h^{-1}$ ]
$X_{s1}$	Hurtigt hydrolyserbart materiale [ $g O_2 m^{-3}$ ]
$Y_{Hw}$	Udbyttekonstant for den heterotrofe biomasse [ $gCOD, biomasse (gCOD, substrat)^{-1}$ ]

# 1 Indledning

## 1.1 Afløbssystemer

I Danmark står afløbssystemet foran en omfattende omstrukturering og renovering, grundet kommunesammenlægninger og centralisering af spildevandsrensningen. Centraliseringen medfører, at spildevandet fra nogle områder skal pumpes i trykledninger, på vej til renseanlægget. De længere opholdstider i trykledningerne kan føre til svovlbrinte problemer i de efterfølgende gravitationsledninger, da der i trykledninger, i modsætning til gravitationsledninger, ikke kan foregå geniltning af spildevandet. Ved manglende geniltning vil spildevandet efter kort tid blive anaerobt, grundet mikrobiel aktivitet. De anaerobe forhold i trykledningen medfører, at der produceres sulfid under omsætning af organisk stof.

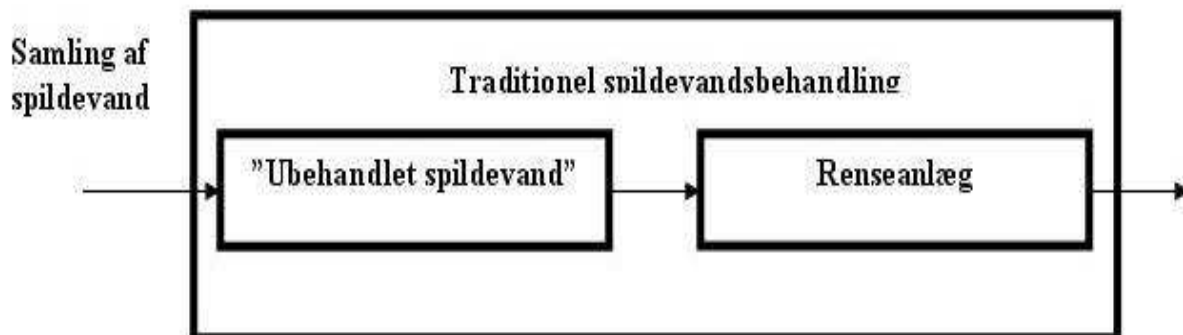
Ved overgang fra trykledning til gravitationsledning, har der i en årrække været observeret problemer såsom: lugt, korrosion og ændringer af spildevandets kvalitet, i afløbssystemet [Aalborg Kommune, 2007]. Flere af disse problemer er forårsaget af svovlbrinte, endvidere er svovlbrinte i gasfasen sundhedsskadeligt, selv ved lave koncentrationer [Mathioudakis, 2005; Hobson og Yang, 2000; Hvitved Jacobsen, 2002]. Se Tabel 1, for effekter og grænseværdier af svovlbrinte.

**Tabel 1, Lugt og sundhedsmæssige effekter af svovlbrinte i atmosfæren. Frit efter Hvitved-Jakobsen (2002).**

<b>Effekt</b>	<b>Koncentration i atmosfæren [ppm]</b>
<b>Lugtgrænse</b>	0,0001-0,0002
<b>Ubehagelig stærk lugt</b>	0,5-30
<b>Hovedpine og kvalme samt øjen-, næse- og halsirritation</b>	10-50
<b>Inaktivering af lugtesansen</b>	≈50
<b>Alvorlige syns- og vejrtrækningsproblemer</b>	50-300
<b>Livstruende</b>	300-500
<b>Øjeblikkelig død.</b>	>700

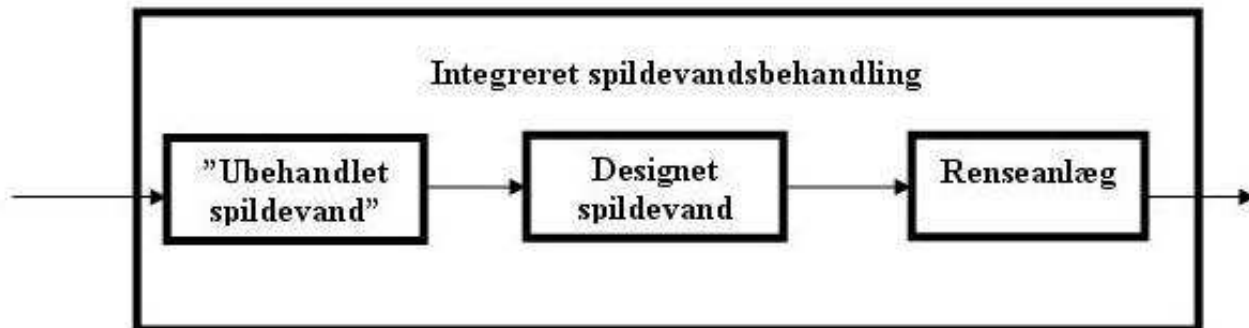


Tidligere har behandlingen af spildevandet fra forbrugeren været opfattet som en proces der kun foregår på renselanlægget jævnfør Figur 1 [Hvitved-Jacobsen, 2002].



Figur 1. Traditionel spildevandsbehandling, frit efter Hvitved-Jacobsen (2002).

Denne viden om førnævnte problemer har ført til en accept af, at afløbssystemet idag skal betragtes som et selvstændigt system, med tilhørende omdannelsesprocesser. Dette medfører en helhedsbetragtning jævnfør figur 2 [Hvitved-Jacobsen, 2002].



Figur 2. Integreret spildevandsbehandling, frit efter Hvitved-Jacobsen (2002).

Den førnævnte mikrobielle omsætning bruger organisk materiale som elektrondonor, under enten: aerobe, anoxiske eller anaerobe forhold, hvor henholdsvis ilt ( $O_2$ ), nitrat ( $NO_3^-$ ) og sulfat ( $SO_4^{2-}$ ) er elektronmodtagere [Henze *et al.*, 2003]. Afhængig af tilstedeværelsen af elektrondonorer vil modtagerne blive forbrugt i førnævnte rækkefølge, denne rækkefølge er relateret til størrelsen af energifrigivelsen ud fra termodynamiske beregninger [Mathioudakis, 2005; A.Talib *et al.*, 2002].

## Optimering af Nutriox<sup>®</sup> tilsætning i trykledningen ved Dollerup

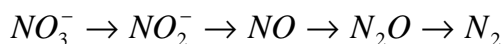
Der er flere forskellige strukturelle og operationelle tiltag, som kan forhindre eller reducere de førnævnte svovlbrinteforårsagede problemer, hvilket ses i Tabel 2.

**Tabel 2. Eksempler på strukturelle eller operationelle tiltag, der ændrer forholdene i afløbssystemet. Frit efter Hvitved-Jacobsen (2002).**

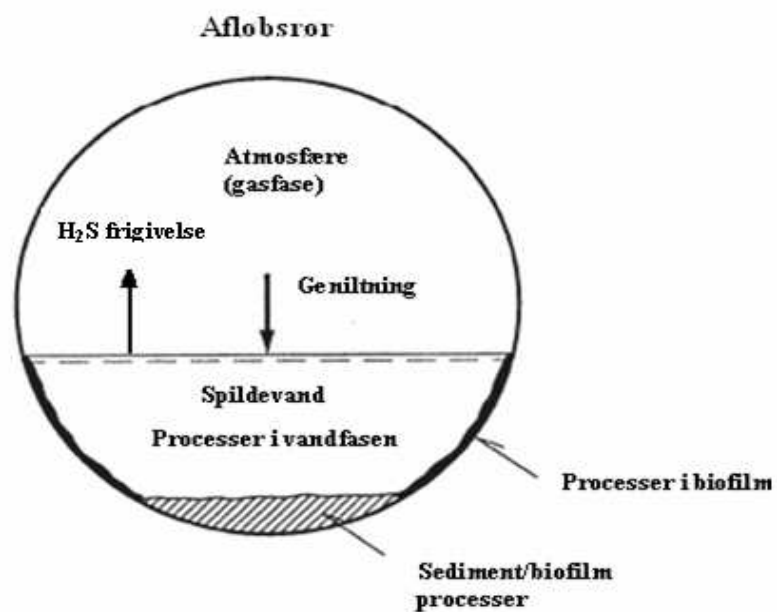
Strukturelle (1) eller operationelle (2) tiltag i afløbssystemet	Berørt proces eller fænomen
1: Spildevandsføring og grad af turbulens f.eks. hældning, diameter og ruhed af ledningsstrækningen	Udveksling af flygtige forbindelser over vand-luft fasen f.eks. oxygen (geniltning som påvirker aerobe og anaerobe forhold) og lugtende stoffer
1: Ventilation, eksempelvis brugen af lufttætte kloakdæksler eller tvungen ventilation	Afgivelse af lugtende stoffer til den urbane atmosfære og ændring af geniltning pga. den lavere koncentration af atmosfærisk ilt.
1: Afløbskapacitet f.eks. opholdstid af spildevand	Graden af processerne
1: Spildevandshastighed f.eks. forskydningsspænding	Dannelse af biofilm og sediment som samlet påvirker processerne nedstrøms
1: Relativ kapacitet f.eks. vanddybde og A/V forhold	Geniltning og påvirkning af udveksling mellem biofilm og vandfase
2: Kildekontrol f.eks. urinseparation, affaldskværn, vandforbrug, udledninger fra industrier og reduceret infiltration.	Afløbskvalitet opstrøms som påvirker de mikrobielle processer nedstrøms
2: Tilsætning af ilt eller nitrat	Sikrer aerobe eller anoxiske forhold i afløbssystemet

Ved tilsætning af nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ) jævnfør Tabel 2 omsættes dette ved denitrifikation, i henhold til Ligning 1.

**Ligning 1. Omsætning af nitrat til frit kvælstof ved denitrifikation [Henze *et al.*, 2003].**



De generelle omsætninger i afløbssystemet foregår i henholdsvis vandfase og biofilm/sediment. Eventuelt sulfid i vandfasen frigives som svovlbrinte i gasfasen. Processerne er skitseret i afløbsrøret (Figur 3).



Figur 3. Viser de forskellige processer i afløbssystemet og placeringen deraf. Frit efter Hvitved-Jakobsen (2002).

## 1.2 Projektlokalitet

Rebild kommune har i længere tid haft problemer med sulfiddannelse i en trykledning gående fra Dollerup til hovedledningen mellem Håls og Vaarst, hvorfra spildevandet ledes videre i en gravitationsledning mod Vaarst og videre til Renseanlæg Øst i Aalborg kommune, se Figur 4.



Figur 4. Oversigtskort over trykledningen fra Dollerup til oppumpningsbrønden mellem Håls og Vaarst og efterfølgende gravitationsledning mod Vaarst [Google earth, 2007].

Data på trykledningen, gravitationsledningen og efterfølgende brønde ses i Tabel 3.

Tabel 3. Data på trykledningen, gravitationsledningen og brønde fra Dollerup til Håls/Vaarst

Parameter	Værdi
Ledningslængde [m]	5052
Diameter [m]	0,315
Indvendig diameter [m]	0,300
Volumen [m <sup>3</sup> ]	393,71
Areal/Volumen forhold [m <sup>-1</sup> ]	12,078
Højdeforskel [m]	14
Vandmængde [m <sup>3</sup> døgn <sup>-1</sup> ]	386-410
Opholdstid tørvejr i timer	23-24,5
Opholdstid regnvejr i timer	11,5-12,25
Rørmateriale, trykledning fra Dollerup til Håls	PVC
Rørtype Dollerup til Håls	PN6
Oppumpningsbrønd mellem Håls og Vaarst	PE med keglebund, indvendig diameter=1,0m med ventileret dæksel i galvaniseret stål
Rørmateriale, gravitationsledning fra Håls til Vaarst	PVC
Rørtype Håls til Vaarst	Gravitationsrør
Diameter [m]	0,4
Fald mellem Håls og Vaarst [promille]	13
Brønd ved Vaarst	PE med keglebund, indvendig diameter=0,8m med lufttæt dæksel i galvaniseret stål.
Delfyldningsgrad på strækning Håls til Vaarst	0,37

På baggrund af observeret betonkorrosion med efterfølgende udskiftning af rørstrækningen efter trykledningen, gående mod Vaarst, i 1992-1994, tilsættes der i dag nitrat (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>), i form af Nutriox<sup>®</sup>, se Bilag 5 for produktblad. Dette er med henblik på, at sikre anoxiske forhold i afløbssystemet, jævnfør førnævnte operationelle tiltag.

For placering af trykledning mellem Dollerup og oppumpningsbrønd og efterfølgende gravitationsledning mod Vaarst, se Figur 4.

### 1.2.1 Pumpestationen i Dollerup

Pumpestationen i Dollerup, pumper spildevandet fra oplandet gennem trykledningen, til hovedledningen mellem Håls og Vaarst, hvorfra spildevandet ledes videre til Aalborg Renseanlæg Øst.

## Optimering af Nutriox<sup>®</sup> tilsætning i trykledningen ved Dollerup

Den geometriske løftehøjde er cirka 14 m og udføres af to pumper, der kører i alternerende drift, hvoraf den ene fungerer som reservepumpe. For yderligere beskrivelse, se data DVD (Aalborgvej 60b, Dollerup).

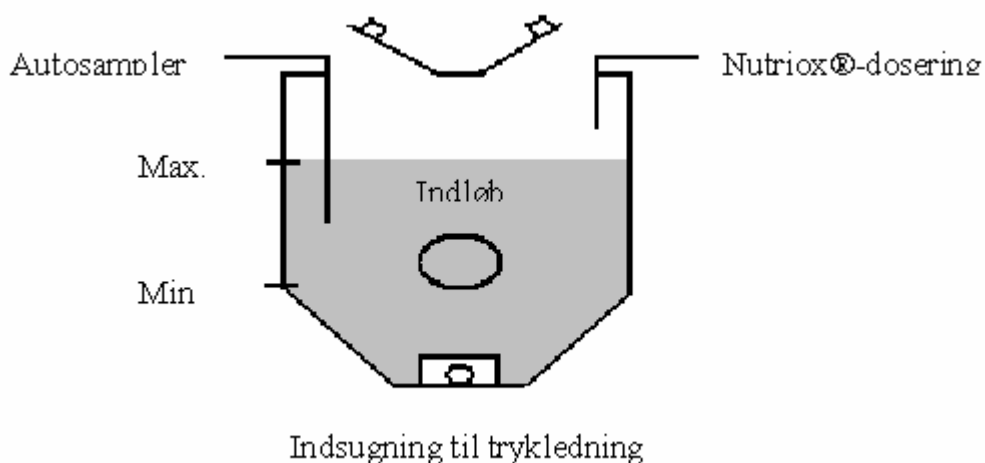


**Figur 5. Pumpestationen ved Dollerup, med indgang til teknikrum i venstre side og nedgang til pumperum og pumpesump midtfor.**

Pumpestationen er opdelt i to sektioner, se Figur 5, hvor den øverste del er teknikrum med el-tavler, styring, regulering og overvågningsanlæg (SRO-anlæg) og spildevandsføringsmåler (flowmåler).

Den nederste del, med nedgang via trappe, er pumperum med adgang til pumpesumpen, hvori Nutriox<sup>®</sup> doseringen foregår. Slangen til Nutriox<sup>®</sup> er ført ind i pumperummet via en rist i væggen, se Figur 5.

Pumpesumpen har en diameter på 2,5 meter og er med banket i bunden. Indsugningen til trykledningen er ligeledes i bunden af pumpesumpen. Endvidere er der monteret et galvaniseret dæksel med 2 adgangslåger, i toppen. Skitsen af pumpesumpen viser placeringen af ind- og udløb samt hvor diverse udstyr er monteret, se Figur 6.



Figur 6. Oversigt over pumpeump med minimum og maksimum setpunkt og placering af diverse udstyr.

### 1.2.2 Oppumpningsbrønd mellem Håls og Vaarst

Oppumpningsbrønden mellem Håls og Vaarst er placeret midt i en majsmark, se Figur 4 afsnit 1, for placering. Brønden er lavet af polyethylen (PE) og har en indvendig diameter på 1,0 meter. Endvidere er der to tilløb fra henholdsvis Håls og Fjellerad, se billedet til højre på Figur 7, brønden er monteret med et galvaniseret låg med udluftning, se venstre billede på Figur 7. I styrerøret, som er monteret i venstre side af brønden, er der monteret en 1/2" slange som bruges til prøveopsamling.



Figur 7. Venstre billede er det galvaniserede låg, med udluftning. Højre billede er bunden af brønden med de to tilløb fra Håls og Fjellerad.

### 1.2.3 Nedstrømsbrønd ved Vaarst

Fra oppumpningsbrønden løber spildevandet videre mod Vaarst i en gravitationsledning. Den sidste projektlokalitet er en brønd ved Vaarst, der beskrives i det følgende.

Nedstrømsbrønden ved Vaarst er placeret i skel mellem to marker, 50 meter fra vejen, se Figur 4 afsnit 1. Brønden er lavet af PE, med en indvendig diameter på 0,86 meter, se højre side af Figur 8. Oven på brønden af PE, er der støbt en betonmuffe, hvorpå det galvaniserede låg er monteret, låget slutter tæt til brønden og er uden udluftning, se venstre side af Figur 8



Figur 8. Venstre side viser det lufttætte dæksel og højre side viser brønden af PE med betonkrave til dæksel.



### 1.3 Projektafgrænsning

Det rådgivende ingeniørfirma NIRAS har i et notat fra 20-12-2006, se bilag 7, udført for Rebild Kommune, påvist, at doseringen med nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ) har den ønskede virkning i henhold til at undgå svovlbrintedannelse på strækningen. Dette er i overensstemmelse med resultater fundet ved henholdsvis felt og laboratorieforsøg af Mathioudakis (2005), Hobson og Yang (2000) og Nielsen (2006).

Grundet ændrede forhold i spildevandssammensætningen, med hensyn til organisk materiale efter lukningen af Katrineholm Mejeri, vil det være nødvendigt at revurdere doseringen af nitrat på strækningen. Doseringen skal være tilstrækkelig til at sikre anoxiske forhold på hele strækningen, men samtidig kan en overdosering, jævnfør laboratorieforsøg [Yang, 2000], medføre en ophobning af nitrit ( $\text{NO}_2^-$ ) nedstrøms strækningen. Doseringen skal derfor henholdsvis af økonomiske årsager og efterfølgende behandling på renseanlægget være korrekt [Stuetz og Frechen, 1999].

Nærværende rapport vil fokusere på ovenstående problematik i henhold til at kunne optimere Nutriox<sup>®</sup> doseringen på strækningen. Som grundlag for en overordnet optimering vil følgende blive undersøgt:

- Status for normaldrift af pumpestation og trykledning i Dollerup
- Omsætningsraten af  $\text{NO}_3^-$ -N i trykledningen i forhold til doseringen af Nutriox<sup>®</sup>
- Måling af  $\text{NO}_3^-$ - $\text{NO}_2^-$  i oppumpningsbrønden mellem Håls og Vaarst
- Måling af svovlbrinte i gasfasen i oppumpningsbrønd mellem Håls og Vaarst, samt nedstrømsbrønd ved Vaarst
- Optimeringsforslag for pumpestation og trykledning

## 2 Materialer og metoder

I forbindelse med undersøgelsen af trykledningen, som nævnt i indledningen, se Figur 4 vil følgende udstyr og tilhørende analyser blive anvendt og beskrevet: Nutriox<sup>®</sup> produktet, autosamlere til udtagning af prøver, måling af pH og temperatur, "Oxygen Uptake Rate" (OUR), "Nitrate Utilization Rate" (NU), "Chemical Oxygen Demand" (COD), svovlbrinte gasdetektor, og kontrol af fuld opblanding i pumpeumpen.

### 2.1 Produktbeskrivelse af Nutriox<sup>®</sup> og anvendt doseringsmetode

I forhold til den mikrobielle omsætning i trykledninger vil spildevandet være anaerobt efter kort opholdstid. For at undgå det, tilsættes der et nitratprodukt (Nutriox<sup>®</sup>), der sikrer anoxiske forhold. Indholdet af nitrat-nitrogen er 7,65 % i en blanding med en massefylde på 1,45 kg l<sup>-1</sup>, se Bilag 5. Nutriox<sup>®</sup> tilsættes tidsproportionelt i pumpeumpen, ved hjælp af en pumpe, se Figur 9, som suger produktet direkte fra palletanke placeret udenfor pumpestationen.



Figur 9. Til venstre ses doseringsmekanismen og til højre doseringspumpen.

Pumpen justeres ved brug af timer og pause kontrol, til den ønskede dosering opnås, se Figur 9. Den nuværende og de planlagte tilsætninger kan ses i Tabel 4.

**Tabel 4. Nuværende og planlagte doseringer.**

Status	Nutriox <sup>®</sup> l døgn <sup>-1</sup>	Kg N døgn <sup>-1</sup>	g N m <sup>-3</sup>
Nuværende	170	18,85	47,26
Høj dosering	314	34,83	87,29
Lav dosering	106	11,75	29,45

Den nuværende tilsætning er oplyst af Rebild Kommune. Der vil blive justeret til de planlagte tilsætninger ved, at måle det kvantum af Nutriox<sup>®</sup>, der doseres i et målebæger over en time og derefter multiplicere dette til et døgnforbrug.

## 2.2 Autosamlere i felten

Det tilstræbes, at prøvetagningen er jævnt fordelt over hele døgnet, da der forventes stor variabilitet af spildevandsføringen på grund af forbrugsmønstret og nedbør. Der anvendes autosamlere til formålet, som er: at analysere for indholdet af opløst COD, nitrat og nitrit i henholdsvis pumpestation og oppumpningsbrønd, prøverne konserveres med svovlsyre.

Autosamlerne (Teledyne ISCO 6712 Portable samplers) opstilles i henholdsvis pumpestation og oppumpningsbrønd, se Figur 10 og Figur 11.



**Figur 10. Autosamler i pumpestationen.**

Autosamleren er opstillet i pumperummet. Slangen der går ned i pumpesumpen er forsynet med et tungt stålør i enden, så det sikres, at den ikke flyder ovenpå. Prøverne udtages cirka

## Optimering af Nutriox<sup>®</sup> tilsætning i trykledningen ved Dollerup

midt i pumpeumpen. Autosampleren i pumpestationen indstilles til at tage fire prøver i hver flaske over et interval på fire timer. Efter fire døgn er programmet kørt færdigt.



**Figur 11. Autosampler opstillet ved oppumpningsbrønd.**

Slangen som går ned i brønden er fastgjort i et styrerør på den indvendige side af brønden således, at slangen vender nedstrøms og presser i en bue mod bunden af røret i bunden af brønden. Denne opstilling sikrer, at slangen får en fjedervirkning mod bunden af røret og dermed lader større objekter såsom bleer passere uden, at de hænger fast og tilstopper slangen og dermed blokerer for prøveudtagningen, se Figur 12.



**Figur 12.** Slangen til autosampleren er monteret i oppumpningsbrønden således, at der er fri passage for større objekter.

Autosampleren ved oppumpningsbrønden indstilles til at tage otte prøver i hver flaske over et interval på fire timer, da det tilstræbes at udtage prøverne, når der pumpes fra pumpestationen, dog er pumpesekvensen ikke kendt. Efter fire døgn er programmet kørt færdigt.

### **2.3 Måling af pH og temperatur**

Da omsætningen af det organiske materiale samt udvekslingen af svovlbrente fra vand til gasfase er pH og temperatur afhængig, vil disse parametre blive målt igennem forsøgsperioden ved stikprøver.

Der måles pH og temperatur i henholdsvis pumpestation og oppumpningsbrønd med et felt pH meter af typen (WTW pH 340i – WTW Wissenschaftlich).

### **2.4 Karakterisering af spildevandet med OUR**

Til karakterisering af spildevandstypen benyttes ”Oxygen Uptake rate” (OUR) analysen, der er et laboratorieforsøg, som udføres ved at ilte spildevandet gennem cirka 2 døgn i en reaktor, se bilag 1. Det fremkomne data kan bruges til beregning af en række nøgleparametre som vækstkinetik og COD fraktioner [Hvitved Jacobsen, 2002]. I projektet vil metoden blive brugt som stikprøvekontrol med hensyn til, at afgøre om omsætningen af letnedbrydeligt organisk materiale fra pumpestation til oppumpningsbrønd er anaerob eller anoxisk.

Iltindholdet måles med iltelektroder (Mettler Toledo O<sub>2</sub> transmittter 170 Air) og logges ved brug af dataloggere (EL-WIN-USB, Lascar Electronics Ltd.).

## 2.5 Kontrol af fuld opblanding i pumpeump

I forhold til effektiviteten af Nutriox<sup>®</sup> i trykledningen, undersøges det om der er fuld opblanding i pumpeumpen, hvor Nutriox<sup>®</sup> doseres. Der anvendes et tre meter langt plastikrør med en halv-tommers slange inde i, se Figur 13.

Plastikrøret er markeret i ti centimeters intervaller op til tre meter. Autosampleren bruges til at pumpe prøven op med.



**Figur 13. Udtagning af prøver ved hjælp af selvkonstrueret rør til kontrol af fuld opblanding.**

Plastikrøret nedsænkes indtil det står på bunden. Herefter løftes det cirka 10 centimeter sådan, at det ikke suger i det kompakte sediment. Dette punkt noteres som nulpunkt, herefter der måles i intervaller på tyve centimeter. Prøverne indsamles i greinerrør og sættes på køl. Ved hjemkomst filtreres de (Millipore Millex-HV filtre 0,75 $\mu$ m) og nedfryses, indtil analyse på nitrat- og nitritanalysemaskinen (Traacs 800 fra Bran & Luebbe), se bilag 3, som detekterer indholdet spektrofotometrisk i henhold til Dansk Standard DS 223 og DS 224.

## 2.6 Etablering af omrøring i pumpeump

Ved etablering af omrøring i pumpeump er der nedsænket en dykpumpe med kniv i pumpeumpen for at skabe den nødvendige turbulens, se Figur 14, og derved sikre en jævn fordeling af det tilsatte Nutriox<sup>®</sup>.



Figur 14. Placering af dykpumpe i pumpeump ved etablering af omrøring.

## 2.7 Nitratomsætningsrate for vandfase og biofilm

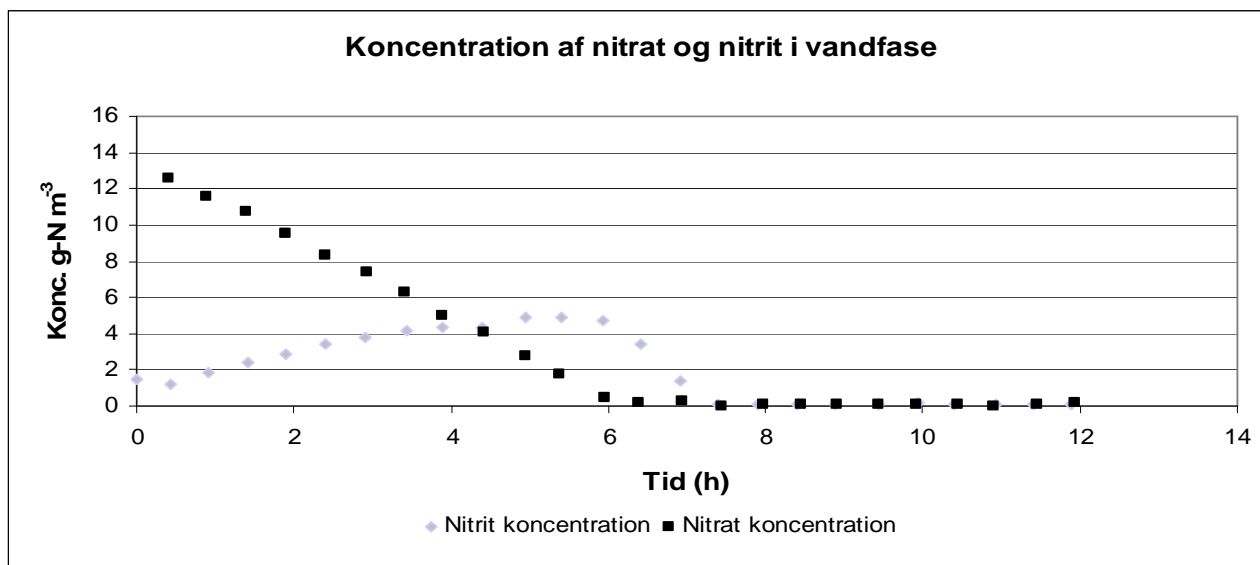
Spildevandsprøver fra henholdsvis pumpestationen og oppumpningsbrønden vil blive undersøgt for indholdet af nitrat og nitrit for at klarlægge det totale forbrug på strækningen fra henholdsvis biofilm og vandfase. Ud fra det totale forbrug vil det være muligt, at estimere omsætningsraten for biofilmen, når omsætningsraten for vandfasen er kendt.

Nitrat og nitritprøver indsamlet fra autosampleren er konserveret i 4 molær svovlsyre. Prøverne fryses ved hjemkomst til universitetet. Inden nitrat og nitritprøverne skal analyseres, pH justeres de til cirka syv, og filtreres (Millipore Millex-HV filtre 0,75 $\mu$ m) inden kørslen på nitrat- og nitritanalysemaskinen (Traacs 800 fra Bran & Luebbe).

## 2.8 Nitratomsætningsrate for vandfase

Nitratforbrugsraten (NU) i vandfasen vil blive undersøgt ved at udføre et forsøg, hvor nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ) er elektronacceptor. Her vil koncentrationen af nitrat aftage over tid, og der vil ske en

akkumulering af nitrit [Abdul-Talib *et al.*, 2005]. Ud fra hældningen på grafen vil omsætningsraterne for henholdsvis nitrat og nitrit kunne beregnes, se princippet i Figur 15.



Figur 15. Forbrug af nitrat med tilhørende akkumulering af nitrit. Frit efter Abdul-Talib *et al.* (2005).

Alle feltprøver til NU er taget i pumpeumpen i pumpestationen ved hjælp af pumpen på autosampleren. Feltprøver bringes hjem og anbringes i en opstilling tilsvarende OUR, se bilag 1. Prøver ved NU analysen udtages ved hjælp af en kanyle, gennem en gummiprop i reaktoren. Prøverne udtages hvert femtende minut, og filtreres umiddelbart efter (Millipore Millex-HV filtre 0,75 $\mu$ m) og fryses indtil analysen på nitrat- og nitritanalysemaskinen (Traacs 800 fra Bran & Luebbe). Temperaturen noteres før og efter udførelsen af forsøget, da omsætningsraten vil blive knyttet til middeltemperaturen.

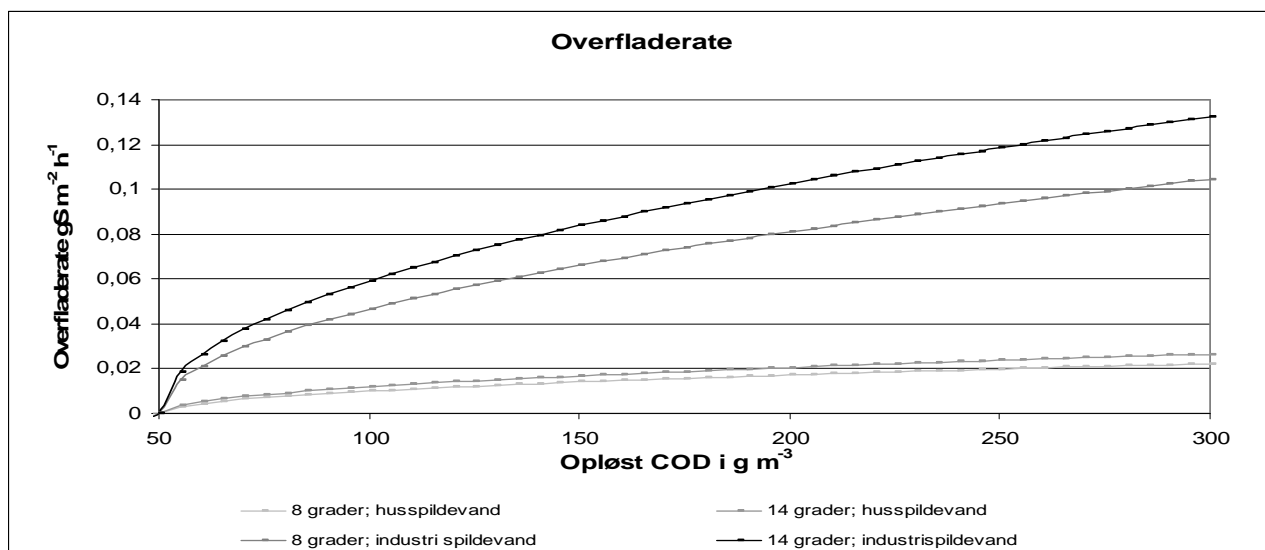
I samråd med vejleder er der i modsætning til Abdul-Talib *et al.* (2002) & Yang *et al.* (2004) undladt at gennemboble med nitrogen. For at bibeholde anoxiske forhold vil der være en fri væskeoverflade øverst i beholderen således, at der dannes en "vandprop".

## 2.9 Opløst COD og potentiel sulfiddannelse i spildevandet

Analysen af spildevandets opløste "Chemical Oxygen Demand" (COD) indhold udføres i henhold til: "Standard methods for the examination of water and wastewater".

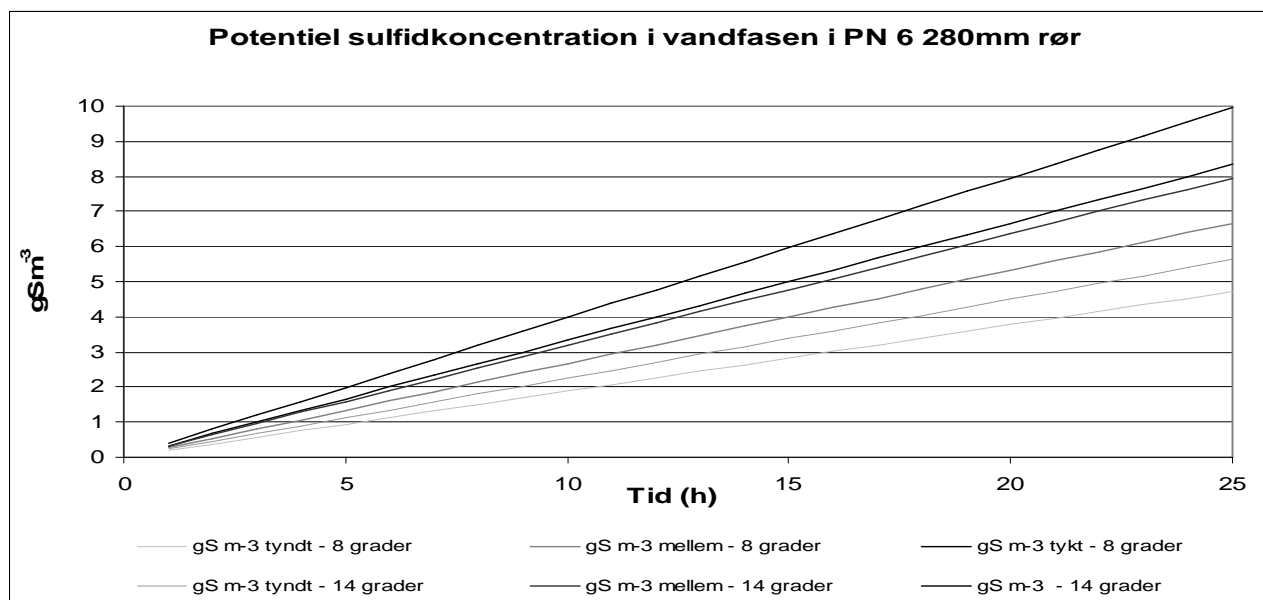
Afhængig af indholdet af opløst COD og temperaturen i spildevandet, vil det være muligt at beregne en overfladesrate med hensyn til sulfiddannelse for en given type spildevand, hvilket ses af Figur 16.





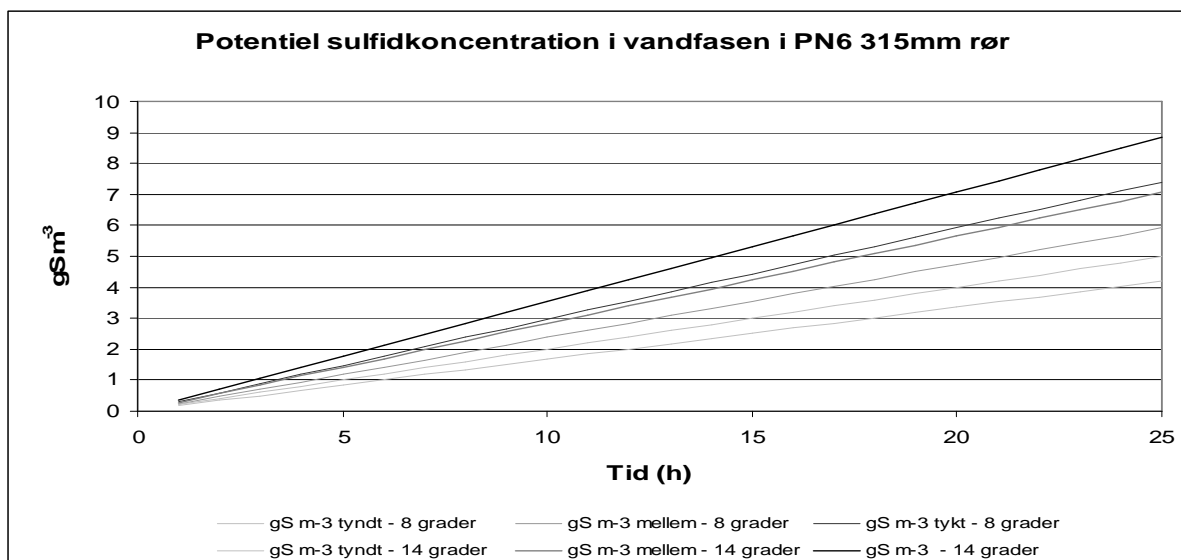
Figur 16. Overfladerater som funktion af spildevandskvaliteten og temperaturen. Frit efter Lens & Pol (2000).

På baggrund af overfladeraterne kan den potentielle sulfidkoncentration i vandfasen beregnes ved en given rørdiameter, hvilket fremgår af Figur 17 og Figur 18, hvor en større diameter medfører en mindre koncentration i vandfasen.



Figur 17. Potentiel koncentration af sulfid ved forskellig spildevandskvalitet og temperatur i PN6 280mm rør. Formel efter Lens & Pol (2000).

Betegnelsen fra både Figur 17 og Figur 18 med tyndt, mellem og tykt spildevand refererer til et opløst COD indhold på henholdsvis 130, 210, 300 g O<sub>2</sub> m<sup>-3</sup>.



**Figur 18. Potentiel koncentration af sulfid ved forskellig spildevandskvalitet og temperatur i PN6 315mm rør. Formel efter Lens & Pol (2000).**

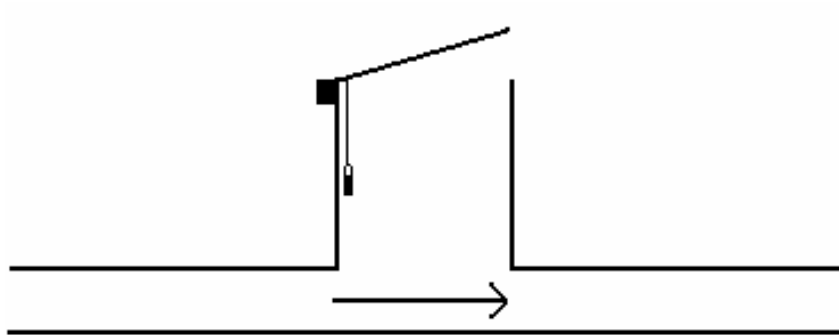
Alt afhængig af opløst COD, temperatur og diameter vil en koncentration på henholdsvis <0,5 g S m<sup>-3</sup>; 0,5-2 g S m<sup>-3</sup>; 2-10 g S m<sup>-3</sup>, blive vurderet som mindre, moderat og høj, med hensyn til eventuel betonkorrosion [Hvitved-Jakobsen, 2002].

Opløst COD måles på prøver filtreret gennem 0,45 µm millipore filtre (Durapore Membrane Filters) og blandes i henhold til standard. I samråd med vejleder bliver der ikke tilsat sulfamid syre til prøverne for at undgå interferens fra nitrit. Da projektet primært bliver udført med hensyn til at afdække nitrat-nitrit koncentrationerne, vil interferensen herfra blive fratrukket den totale forbrugte COD mængde i g O<sub>2</sub> m<sup>-3</sup>, da 1 g NO<sub>2</sub><sup>-</sup> m<sup>-3</sup> modsvarer 1,1 g O<sub>2</sub> m<sup>-3</sup>. Der måles ved en bølgelængde på 600nm i spektrofotometeret (Spectronic 20 Genesys).

## 2.10 Svovlbrinteloggere

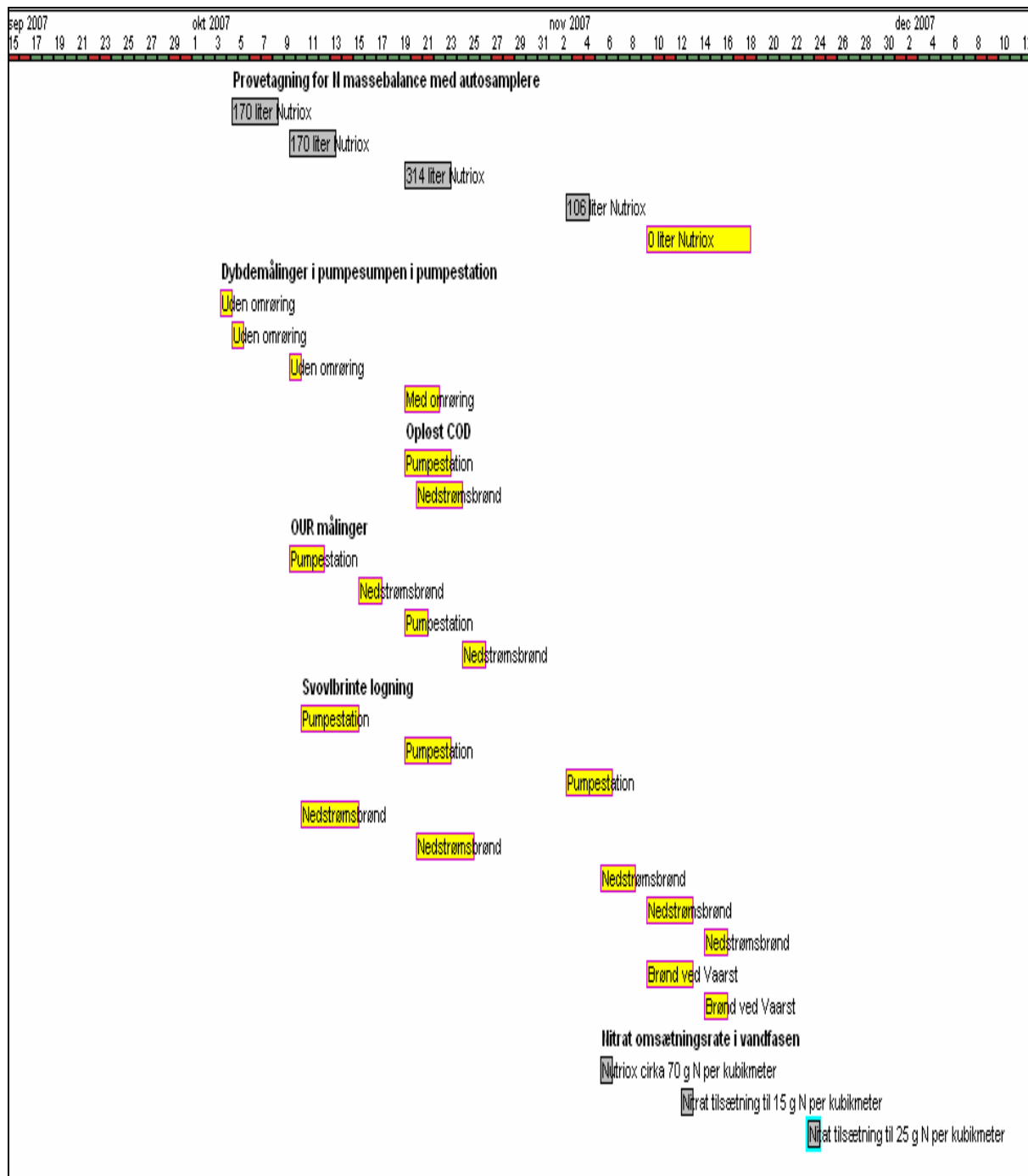
Over tid udveksles der ved pumpestarter/stop sulfid til gasfasen. Dette kan detekteres med en gaslogger (OdaLog model type 1; App-tek), se bilag 6.

Gasloggerne nedsænkes i henholdsvis pumpestationen, oppumpningsbrønd og brønden ved Vaarst, se Figur 19. De forudindstilles til at logge hvert halve minut, hvilket gør, at de har lagringskapacitet til fire dage. Data importeres og behandles i excel regneark.



**Figur 19. Placering af svovlbrinteloggere i oppumpningsbrønd og brønd ved Vaarst.**

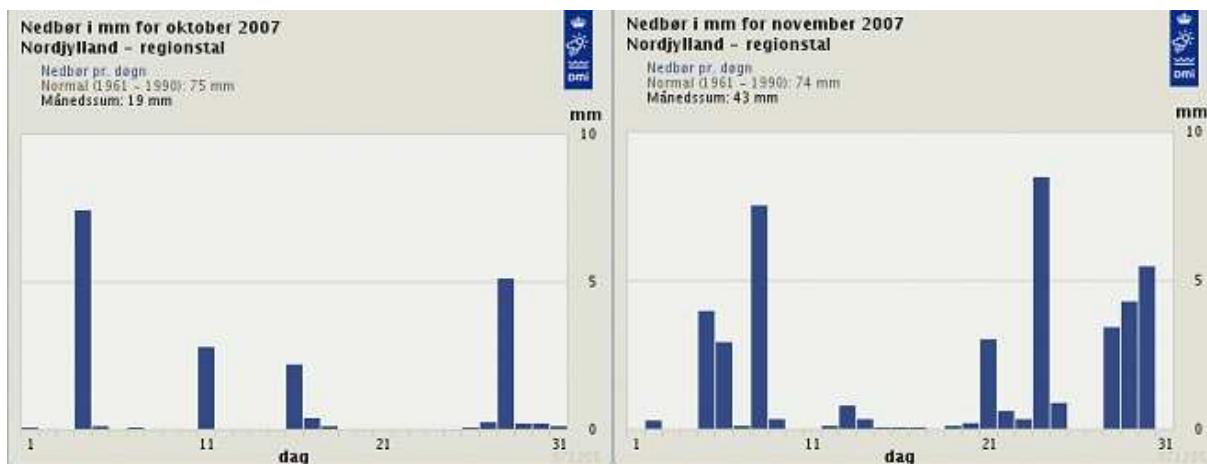
## 2.11 Oversigt over måleperiodens aktiviteter fra den 3. oktober til den 16. november i felten og laboratorium



Figur 20. Afbildning af de planlagte forsøg i felten og laboratorium. Bredden på kassen for et forsøg indikerer uanset farven tidsforbruget i dage.

## Optimering af Nutriox<sup>®</sup> tilsætning i trykledningen ved Dollerup

I forbindelse med de forskellige feltmålinger, er det registreret i hvilket omfang, der har været nedbør, se Figur 21, da det introducerer en usikkerhed i forhold til målingerne på opløst COD og nitratomsætningsrater.



Figur 21. Nedbørs registreringer i oktober og november måned [ DMI, 2007].

### 3 Resultater og diskussion

#### 3.1 Oversigt over doseringer, pH og temperatur

I perioden 3. oktober til 16. november er der foretaget feltmålinger ved følgende Nutriox<sup>®</sup> doseringer i pumpeumpen, endvidere er der målt pH og temperatur, se Tabel 5.

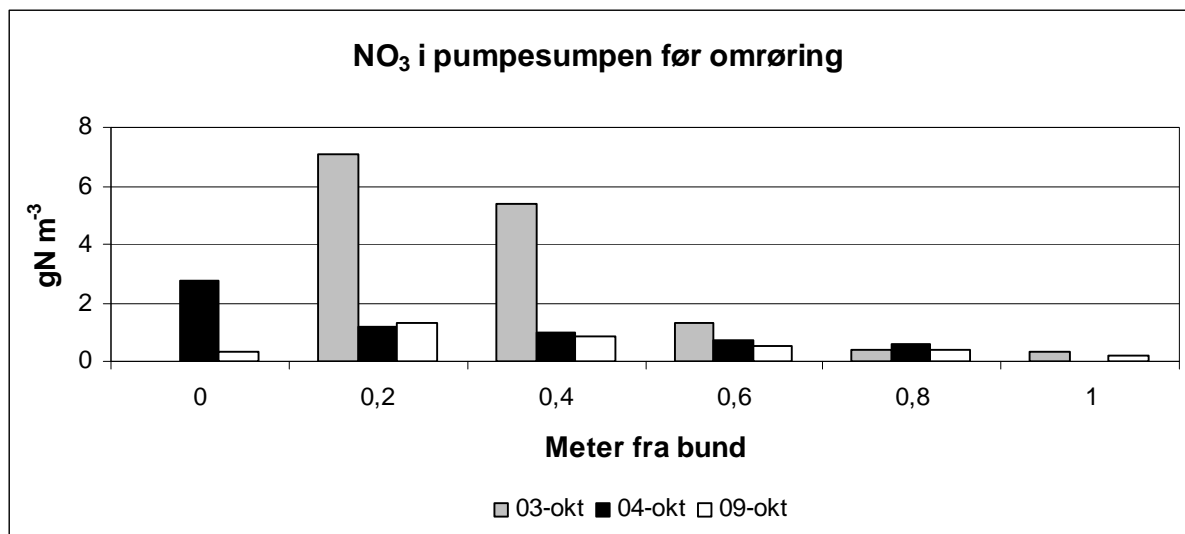
Tabel 5. pH og temperatur i henholdsvis pumpestation og oppumpningsbrønden i perioden 3. oktober til 16. november.

Dato	I Nutriox d <sup>ø</sup> gn <sup>-1</sup>	pH pumpehus	Temperatur pumpehus	pH oppumpningsbrønd	Temperatur oppumpningsbrønd.
04-10	170	-	-	-	-
19-10	314	7,67	12,3 [°C]	8,21	12 [°C]
02-11	106	7,19	11,2 [°C]	7,44	10,6 [°C]
05-11	106	7,42	11,2 [°C]	7,71	8,1 [°C]
09-11	0	7,19	10,6 [°C]	7,38	10,2 [°C]
13-11	0	7,72	10,2 [°C]	8,46	9,4 [°C]

#### 3.2 Måleperioden 3-15. oktober uden omrøring samt en dosering på 170 liter Nutriox<sup>®</sup> i døgnet

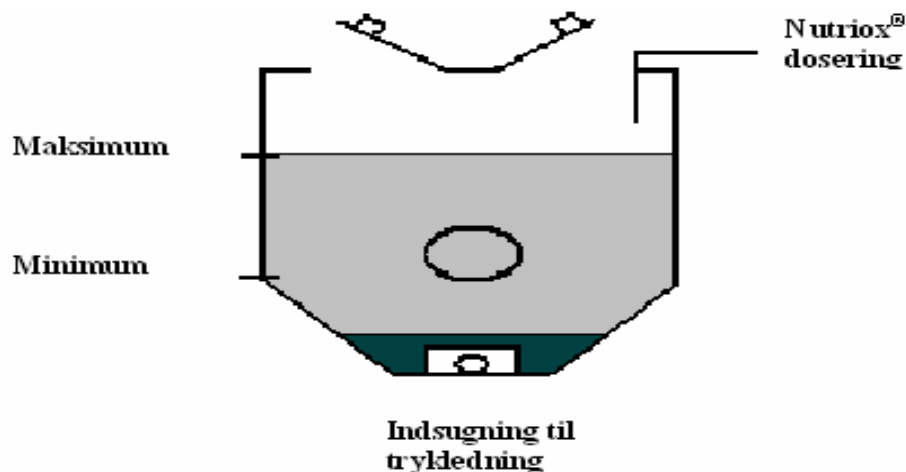
##### 3.2.1 Kontrol af fuld opblanding i pumpeump

Ved start af forsøgsperioden er der udtaget nitratprøver i forskellige dybder i pumpeumpen, med henblik på at klarlægge om den doserede mængde Nutriox<sup>®</sup>, er fuldt opblandet og dermed har den optimale virkning i trykledningen. Fordelingen af nitrat vertikalt igennem pumpeumpen, ses fra data af nitrat i pumpeumpen før omrøring (Figur 22).



Figur 22. Fordelingen af nitrat i pumpeumpen vertikalt uden omrøring.

Ved inspektion af pumpestationen kunne det konstateres, at Nutriox<sup>®</sup> blev doseret i den ene side af pumpeumpen uden nogen form for omrøring. Da Nutriox<sup>®</sup> har en massefylde på 1,45 kg l<sup>-1</sup>, må det forventes, at det uden omrøring synker til bunden i pumpeumpen (mørkegrå farve), se Figur 23 og derfor ikke er fuldt opblandet i pumpeumpen.



Figur 23. Forventet fordeling af Nutriox<sup>®</sup> dosering uden omrøring, hvor den mørkegrå farve er Nutriox<sup>®</sup> og den lysegrå farve er spildevand.

Undertrykkelsen af sulfatreduktionen vil ikke være optimal under disse forudsætninger, hvorfor det må forventes at give markante udsving i svovlbrintemålingerne i oppumpningsbrønden og videre i afløbssystemet. En fuld opblanding vil både give en mere

effektiv udnyttelse af Nutriox<sup>®</sup> og mindre udsving af eventuel svovlbrintekonzentration i gasfasen.

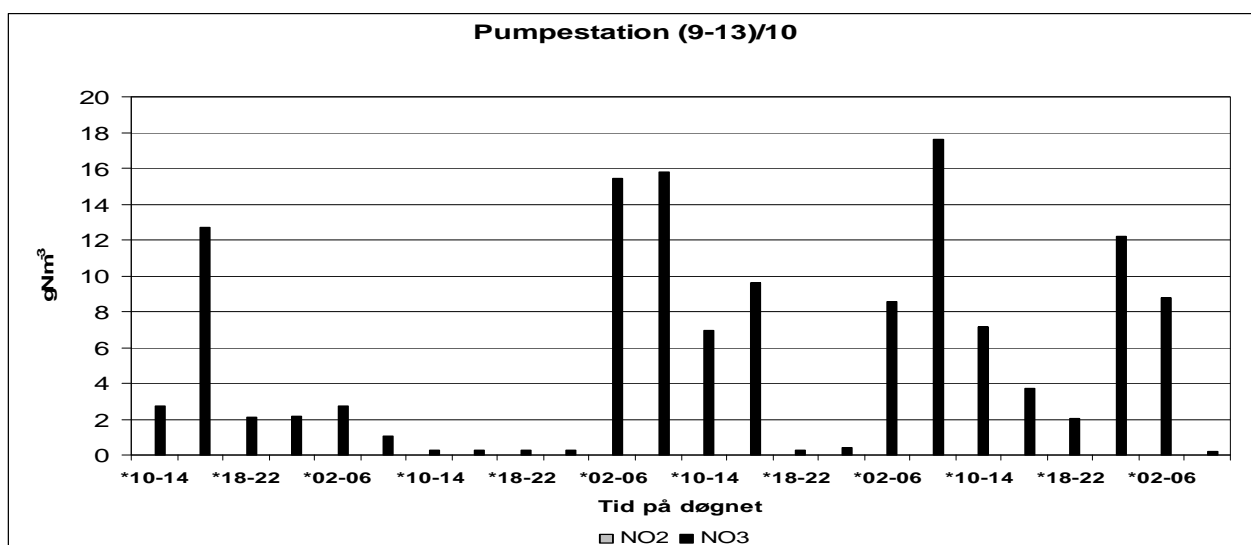
Sideløbende med dybdemålingerne er der foretaget nitratmålinger, jævnfør afsnit 2.2, henholdsvis i pumpestation og oppumpningsbrønd. Målingerne i oppumpningsbrønden er tidsforskuet med den maksimale opholdstid i trykledningen, svarende til et døgn. Målingerne er foretaget med henblik på at klarlægge om den doserede mængde Nutriox<sup>®</sup> er tilstrækkelig.

### 3.2.2 Massebalance for nitrat i trykledningen

I perioden 3-15. oktober, doseres der cirka 170 liter Nutriox<sup>®</sup> i døgnet [Rebild Kommune, 2007].

Det er observeret, at den etablerede doseringsmængde ikke kan regnes for nøjagtig, da der sideløbende med den indstillede dosering, løber Nutriox<sup>®</sup> gennem slangen til pumpeumpen rent gravitationsmæssigt.

Af målingerne fra den 9-13. oktober, se pumpestation (Figur 24) fremgår det, at der er målbare koncentrationer af nitrat i pumpeumpen.

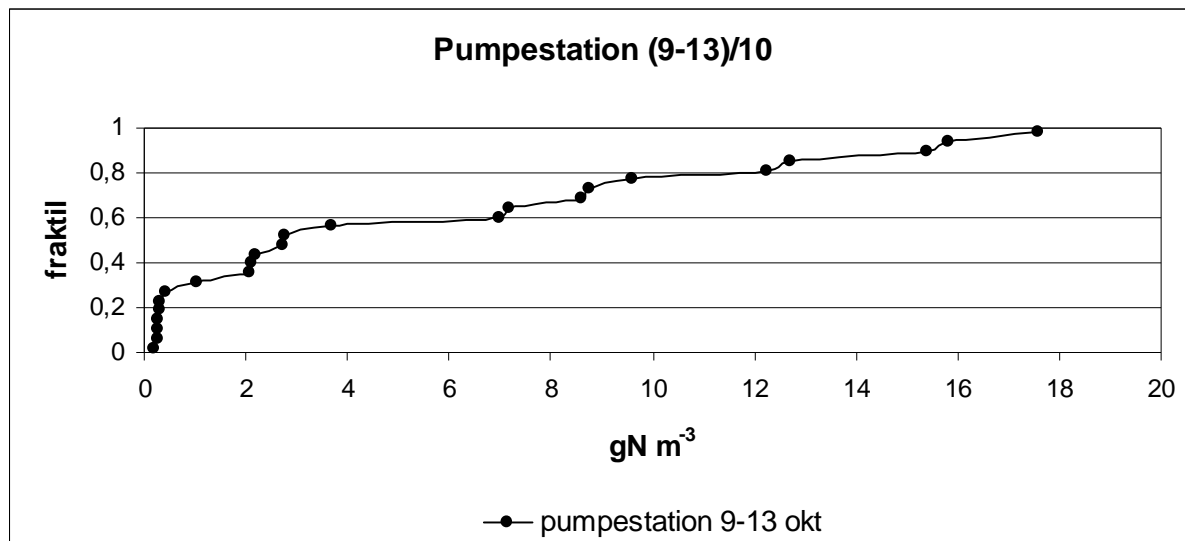


Figur 24. Variabiliteten over døgnet af nitrat i pumpeumpen i perioden 9-13. oktober, uden omrøring og 170 liter Nutriox<sup>®</sup> i døgnet.

Af data fra pumpestation (Figur 25) aflæses 50 % fraktilen til cirka 3 g NO<sub>3</sub><sup>-</sup> - N m<sup>-3</sup>, hvilket er langt under den forventede middelkoncentration på cirka 47 g NO<sub>3</sub><sup>-</sup> - N m<sup>-3</sup>, se Tabel 4



afsnit 2.1. Resultaterne af data fra pumpestationen (Figur 24) indikerer, at de store udsving i koncentrationer kan skyldes den manglende omrøring.



Figur 25. Viser fraktildiagram over nitratmålinger i pumpestationen i perioden 9-13. oktober, uden omrøring.

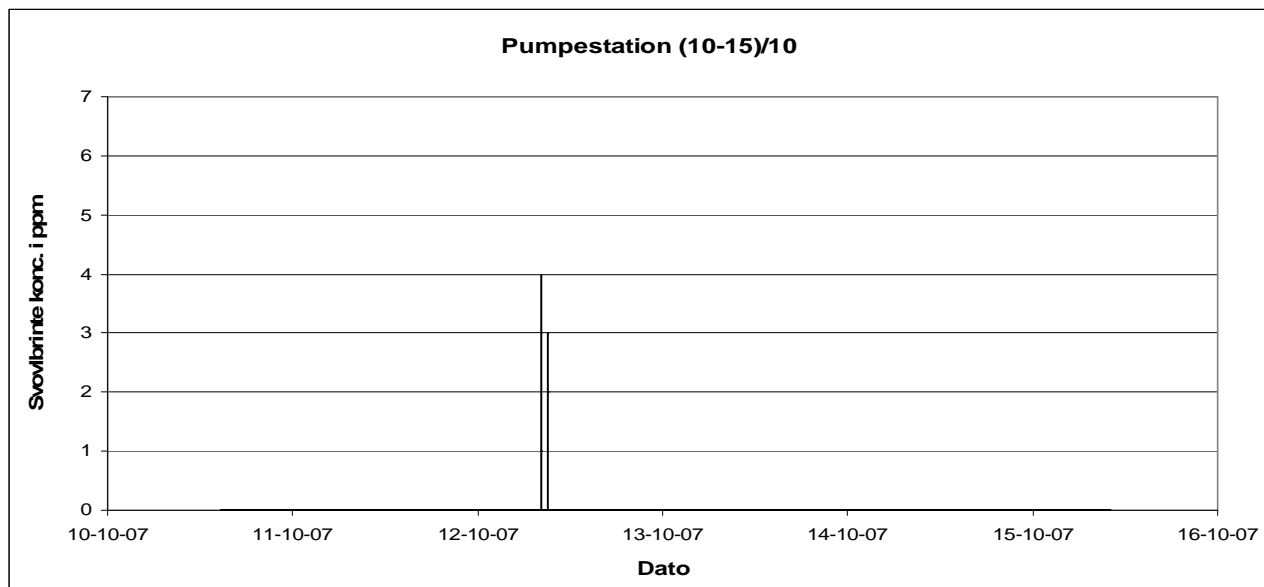
Målingerne i perioden 10-14. oktober i oppumpningsbrønden viser, at der ikke er målbare koncentrationer af nitrat i perioden, (resultater ej vist), se vedlagte data DVD (Nitratresultater). Grundet de lave nitratmålinger blev der den 19. oktober etableret omrøring i pumpestationen, se afsnit 2.6.

### 3.2.3 Svovlbrintemålinger i pumpestation og oppumpningsbrønd

Til kontrol af effektiviteten af den doserede mængde Nutriox<sup>®</sup> udføres der svovlbrintemålinger i gasfasen, se afsnit 2.10, i henholdsvis pumpestation og oppumpningsbrønd, hvilket beskrives i det følgende.

I forhold til eventuel sulfiddannelse i vandfasen, havde det været optimalt at udføre en analyse på sulfidforbindelser i vandfasen, men svovlbrinteloggerne, se afsnit 2.10, vurderes som en ressourcebesparende og nøjagtig tilgangsvinkel under de givne forudsætninger i projektet.

Pumpestationen (Figur 26) og oppumpningsbrønden (Figur 27) refererer til målingerne i perioden med en Nutriox<sup>®</sup> dosering på 170 liter i døgnet.



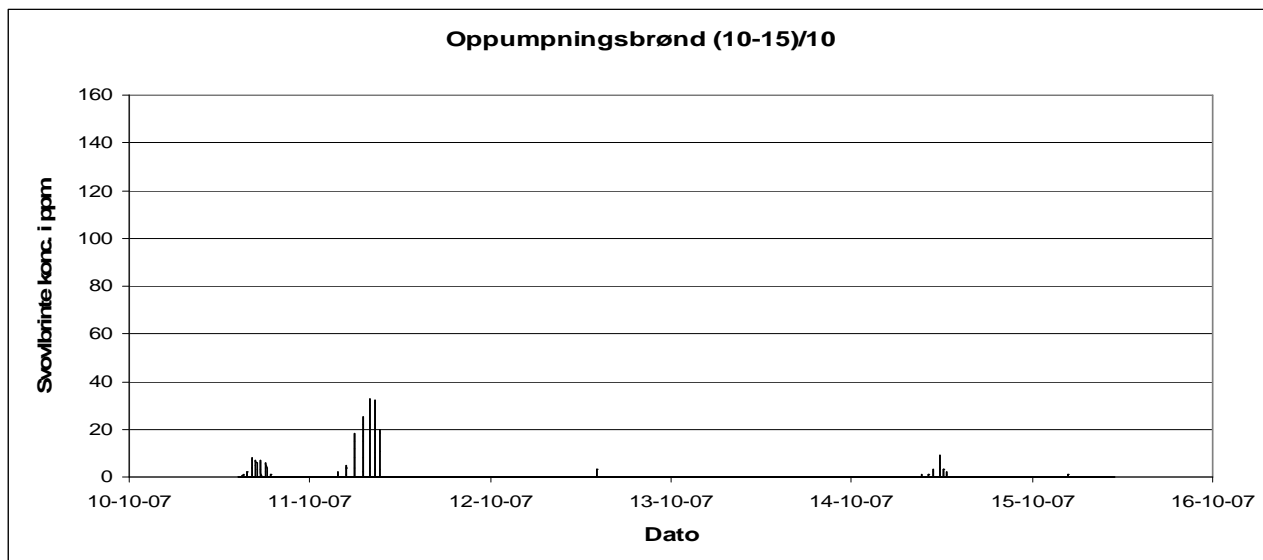
**Figur 26. Svovlbrintemålinger fra pumpestation i perioden 10-15. oktober, uden omrøring og cirka 170 liter Nutriox<sup>®</sup> i døgnet.**

Umiddelbart burde der ikke være udslag fra pumpestationen (Figur 26), da der doseres direkte ned i pumpeumpen, men der er registreret udslag op til cirka 7 ppm.

Ved statussituationen vil der umiddelbart være to teoretiske forklaringer på dette:

- manglende omrøring og dermed dårlig opblanding af Nutriox<sup>®</sup> medfører, at der frigives svovlbrinte fra sedimentet.
- gravitationsledningen som tilfører spildevand til pumpeumpen er jævnligt opstuvet med tilbageløb, da setpunktet, se Figur 6 afsnit 1.2.1, for pumpestart ligger over gravitationsledningens åbning inde i pumpeumpen. Det medfører en anaerob opholdstid med svovlbrinteudvikling til følge.

Svovlbrintemålingerne på oppumpningsbrønden (Figur 27) viser en del høje udslag, toppene kommer i de perioder, hvor der pumpes.



**Figur 27. Svovlbrintemålinger fra oppumpningsbrønd i perioden 10-15. oktober uden omrøring og cirka 170 liter Nutriox® i døgnet.**

Forklaringen på, at der periodevis er korte serier med svovlbrinte tilskrives den manglende omrøring, for variabilitet af nitrat i pumpeumpen, se data for pumpestation (Figur 24 afsnit 3.2.2). Ved pumpning af spildevandet vil Nutriox® blive fordelt i sektioner med forskellige koncentrationer i trykledningen, hvilket medfører en efterfølgende svovlbrintedannelse.

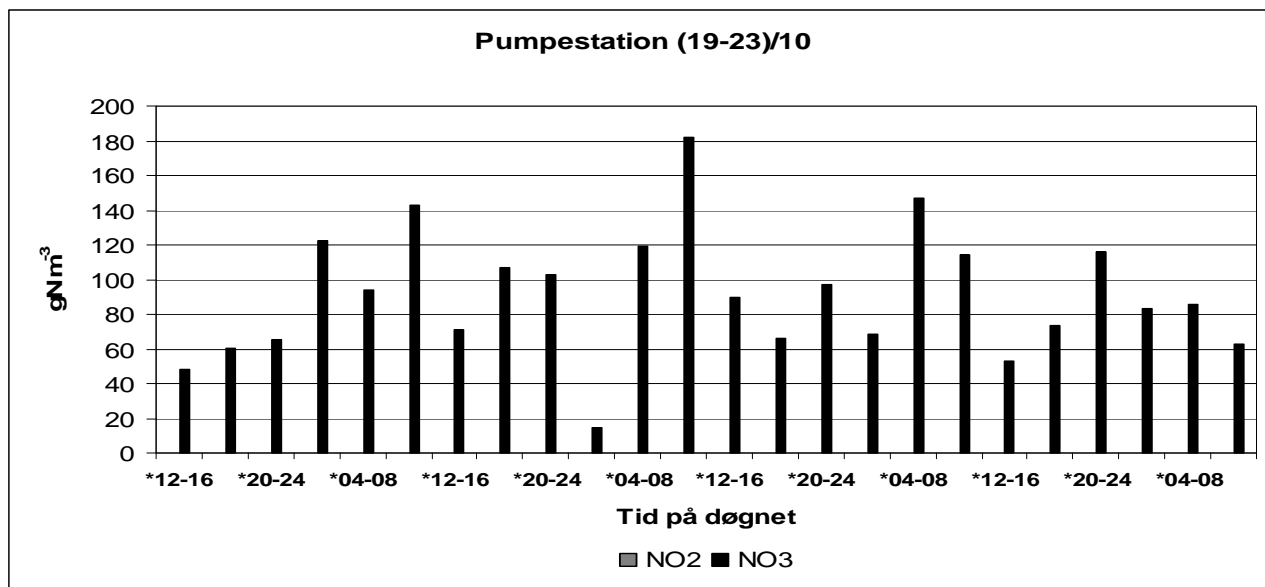
I den forbindelse bør det bemærkes, at svovlbrinten i oppumpningsbrønden hurtigt forsvinder igen. Det skyldes henholdsvis, at systemet aldrig når i ligevægt, da de autotrofe mikroorganismer omsætter svovlbrinten til svovlsyre på rørvæggen samt fraførsel ved ventilation.

### **3.3 Måleperioden 16-24. oktober med omrøring samt en dosering på 314 liter Nutriox® i døgnet.**

#### **3.3.1 Kontrol af fuld opblanding i pumpeump**

Efter etableret omrøring den 19. oktober ses der ved yderligere dybdemålinger, jævnfør afsnit 2.5, en ligelig fordeling af nitrat vertikalt i pumpeumpen, se nitrat i pumpeumpen (Figur 28). Pumpeumpen kan efter den etablerede omrøring derfor betragtes som fuldt opblandet.



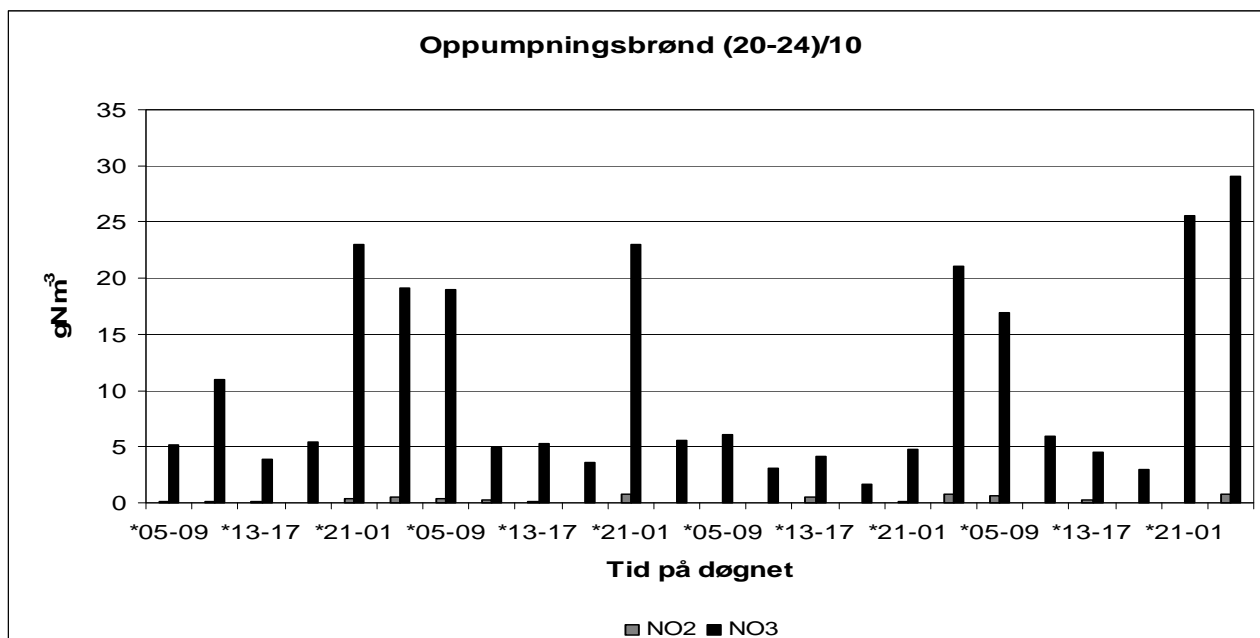


Figur 29. Variationen af nitratkoncentrationen i pumpeumpen i perioden 19-23. oktober ved en dosering på 314 liter Nutriox<sup>®</sup> i døgnet og omrøring.

Forskellen i koncentration må tilskrives tidsforskydningen i dosering af Nutriox<sup>®</sup> og pumpeperioder samt den naturlige variabilitet af spildevandsføringen.

50 % fraktilen er fundet til cirka 88 g NO<sub>3</sub><sup>-</sup> - N m<sup>-3</sup>, hvilket stemmer overens med den forventede middelkoncentration på 87 g NO<sub>3</sub><sup>-</sup> - N m<sup>-3</sup>, se Tabel 4 afsnit 2.1.

Af data fra oppumpningsbrønden (Figur 30), kan der konstateres målbare koncentrationer af nitrat op til cirka 30 g NO<sub>3</sub><sup>-</sup> - N m<sup>-3</sup> i oppumpningsbrønden, svarende til en 50 % fraktil på 5,5 g NO<sub>3</sub><sup>-</sup> - N m<sup>-3</sup>.



Figur 30. Variationen af Nutriox<sup>®</sup> koncentrationen fra oppumpningsbrønden i perioden 20-24. oktober, ved dosering af 314 liter Nutriox<sup>®</sup> i døgnet.

Målingerne i oppumpningsbrønden viser ligeledes, at der er tilsat nitrat i overskud. Tilsvarende ses det af data fra oppumpningsbrønden (Figur 30), at der ikke er nogen nævneværdig ophobning af nitrit, som det ellers var forventet ifølge vandfaseforsøg udført af Yang (2005). En opsummering af fraktiler og forbrug i henhold til doseret Nutriox<sup>®</sup>, ses i Tabel 6.

Tabel 6. 50 % fraktiler og omsætningsrater ved 314 liter Nutriox<sup>®</sup> i døgnet.

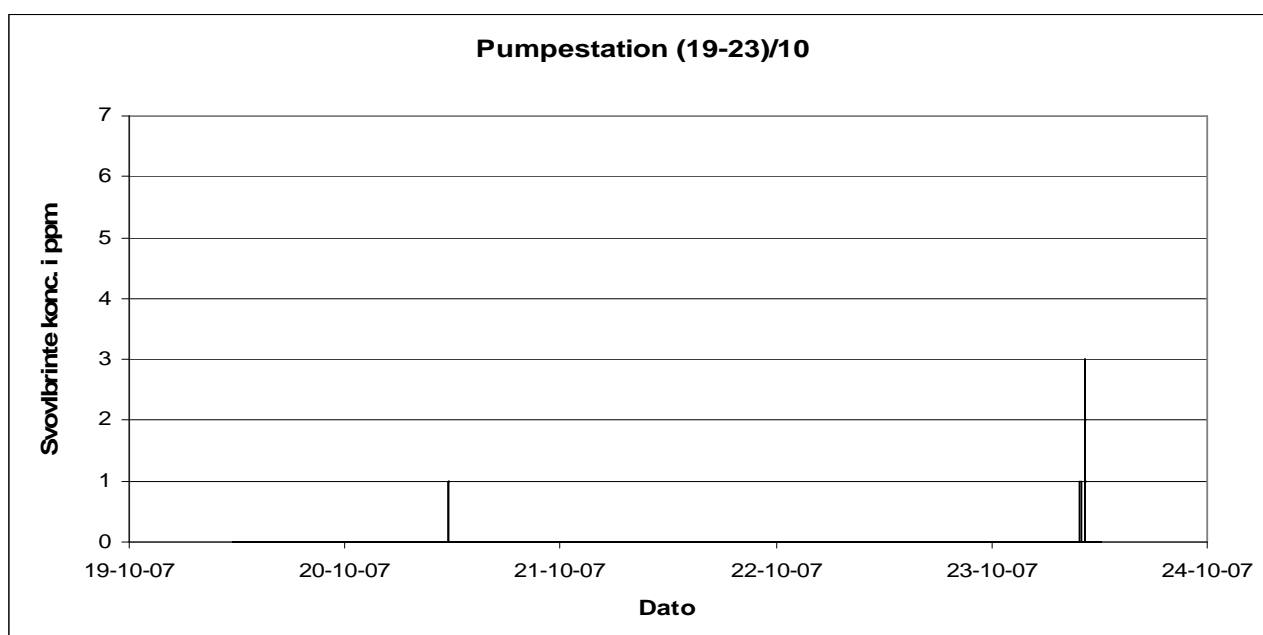
Fraktil pumpestation g N m <sup>-3</sup>	Fraktil oppumpningsbrønd g N m <sup>-3</sup>	Omsat g N m <sup>-3</sup>	Kg N dogn <sup>-1</sup>
87,6	5,5	82,1	32,7

Med udgangspunkt i den estimerede opholdstid, se Tabel 3 afsnit 1, er korrelationskoefficienten beregnet på data fra pumpestation (Figur 29) og data fra oppumpningsbrønd (Figur 30), sidstnævnte forskudt med opholdstiden i trykledningen.

Da korrelationskoefficienten er på -0,08 er der ikke nogen entydig sammenhæng mellem dataene. Derfor er værdierne fra Tabel 6 behæftet med en vis usikkerhed. Usikkerheden kan tillægges henholdsvis den estimerede opholdstid eller tilløbet fra Fjellerad og Håls i oppumpningsbrønden, se oppumpningsbrønd (Figur 7 afsnit 1.2.2).

### 3.3.3 Svovlbrintemålinger i pumpestation og oppumpningsbrønd

Af svovlbrintemålingerne fra pumpestationen (Figur 31) fremgår det, at der har været nogle få toppe op til 3 ppm.



Figur 31. Omrøring og en dosering på cirka 314 l Nutriox<sup>®</sup> i døgnet i perioden 19-23. oktober.

Det kan skyldes:

- gravitationsledningen som tilfører spildevand til pumpestationen er jævnligt opstuvet med tilbageløb, da setpunktet, se Figur 6 afsnit 1.2.1, for pumpestart ligger over gravitationsledningens åbning inde i pumpestationen. Det medfører en anaerob opholdstid med svovlbrinteudvikling til følge.
- Der kan komme spildevand opstrøms pumpestationen, som periodevis indeholder sulfid i begrænsede mængder.

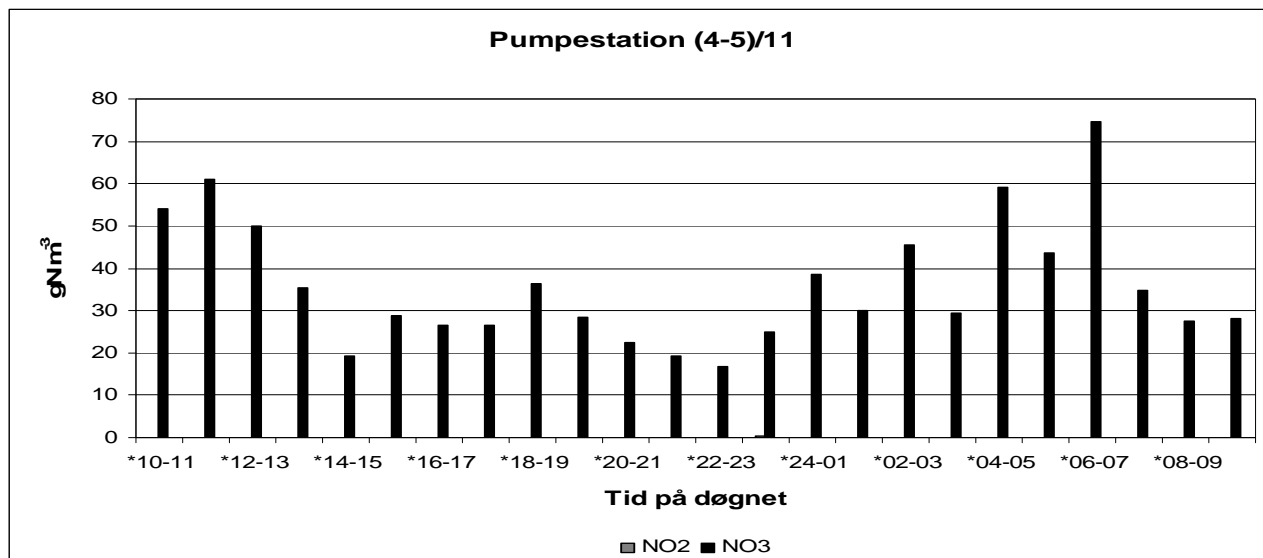
I oppumpningsbrønden var effekten af Nutriox<sup>®</sup> tydelig, da der ikke er målt svovlbrinte i perioden, (resultater ej vist). I samme forbindelse kan det konstateres, se data fra oppumpningsbrønd (Figur 30 afsnit 3.3.2), at der i måleperioden 19-23. oktober har været stort overskud af nitrat. Ligeledes er der i samme periode beregnet den største denitrifikationsrate, denne præsenteres senere i omsætningsraten for biofilm (Tabel 9 afsnit 3.7.2). Det betyder indirekte, at der er mulighed for at få en høj pH værdi, alene i forhold til den høje denitrifikationsrate. Det stemmer overens med den målte pH værdi, se Tabel 5 afsnit 3.1, hvor der er målt en pH værdi på 8,21.

### **3.4 Måleperioden 2-8. november med omrøring samt en dosering på 106 liter Nutriox<sup>®</sup> i døgnet.**

#### **3.4.1 Massebalance for nitrat i trykledning**

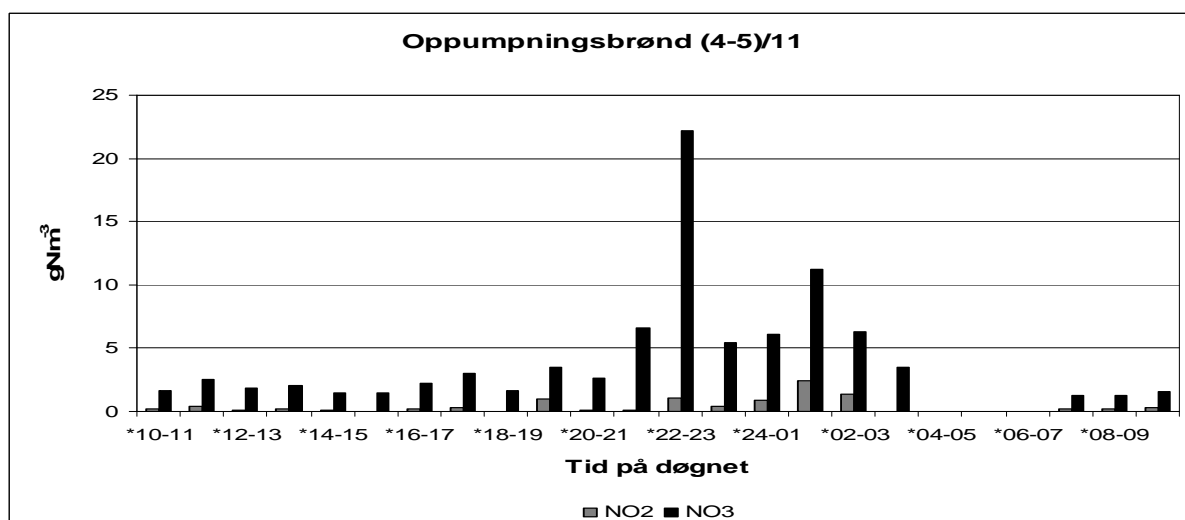
I måleperioden 4-6. november doseres der cirka 106 liter Nutriox<sup>®</sup> i døgnet, da det er det mindste, doseringsmekanismen kan nedjusteres til, se Figur 9 afsnit 2.1. Målingerne er foretaget over et døgn, og er først påbegyndt et døgn efter doseringen er ændret for at sikre, at spildevandet med den ændrede dosering er nået igennem trykledningen. Af data fra pumpestation (Figur 32) ses det, at der i pumpeumpen er målt koncentrationer op til cirka 80 g NO<sub>3</sub><sup>-</sup> - N m<sup>-3</sup>. Tilsvarende er 50 % fraktilen fundet til cirka 30 g NO<sub>3</sub><sup>-</sup> - N m<sup>-3</sup>, hvilket er i overensstemmelse med middelkoncentrationen i Tabel 4 afsnit 2.1 på 29,45 g NO<sub>3</sub><sup>-</sup> - N m<sup>-3</sup>.





Figur 32. Variationen af nitratkoncentrationen i pumpeumpen i perioden 4-5. november ved en dosering på 106 liter Nutriox<sup>®</sup> i døgnet, samt omrøring.

I oppumpningsbrønden (Figur 33) er der målt op til 22 g NO<sub>3</sub><sup>-</sup> - N m<sup>-3</sup>. Endvidere er 50 % fraktilen fundet til cirka 2 g NO<sub>3</sub><sup>-</sup> - N m<sup>-3</sup>. Målingerne indikerer, at den anvendte dosering er tilstrækkelig. Endvidere ses en lille ophobning af nitrit i forhold til målingerne fra oppumpningsbrønden (Figur 30 afsnit 3.3).



Figur 33. Variationen af nitratkoncentrationen i oppumpningsbrønden i perioden 4-5. november ved en dosering på 106 liter Nutriox<sup>®</sup> i døgnet og omrøring.

Tendensen af målingerne er modsat det, der er kendt fra litteraturen, Abdul Talib *et al.* (2002), hvor en øget nitratkoncentration kan medføre en større ophobning af nitrit.

## Optimering af Nutriox<sup>®</sup> tilsætning i trykledningen ved Dollerup

En opsummering af fraktiler og forbrug i henhold til doseret Nutriox<sup>®</sup>, ses i Tabel 7.

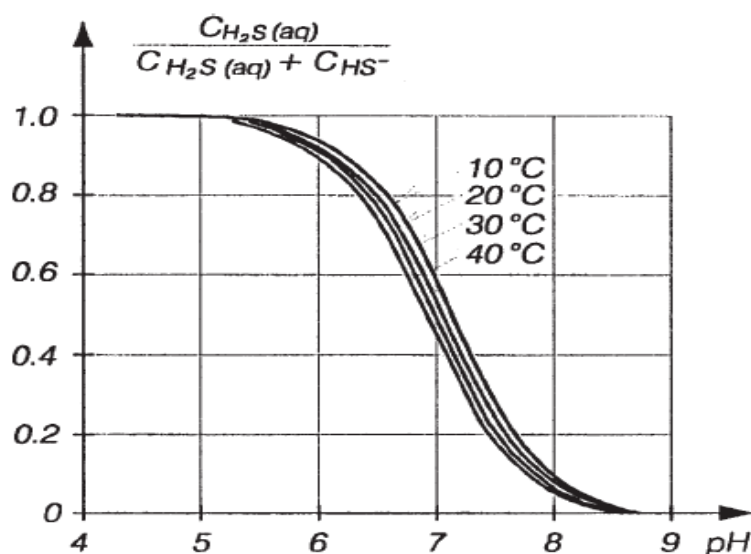
Tabel 7. 50 % fraktiler og rater ved 106 liter Nutriox<sup>®</sup> i døgnet.

Fraktil Pumpestation g N m <sup>-3</sup>	Fraktil oppumpningsbrønd g N m <sup>-3</sup>	Omsat g N m <sup>-1</sup>	Kg N dogn <sup>-1</sup>
29,7	2,1	27,6	11

Da tilsætningen af Nutriox<sup>®</sup> er nedjusteret til det mindste doseringspumpen kan tilsætte, se Figur 9 afsnit 2.1, kontrolleres den eventuelle svovlbrintedannelse.

### 3.4.2 Svovlbrintemålinger i pumpestation og oppumpningsbrønd

Svovlbrintekonzentrationen i gasfasen er afhængig af pH værdien i vandfasen, hvilket henholdsvis forholdet mellem sulfidforbindelser (Figur 34) og svovlbrinteligevægtsforskydningen (Ligning 2) forklarer. Det vil sige, at en faldende pH værdi resulterer i en større andel af sulfid på den tilstandsform, som kan frigives til gasfasen.

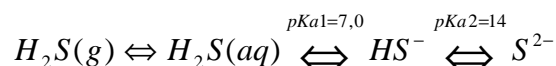


Figur 34. Koncentrationen af H<sub>2</sub>S(aq) i vandfasen i forhold til pH [Hvitved-Jakobsen, 2002].

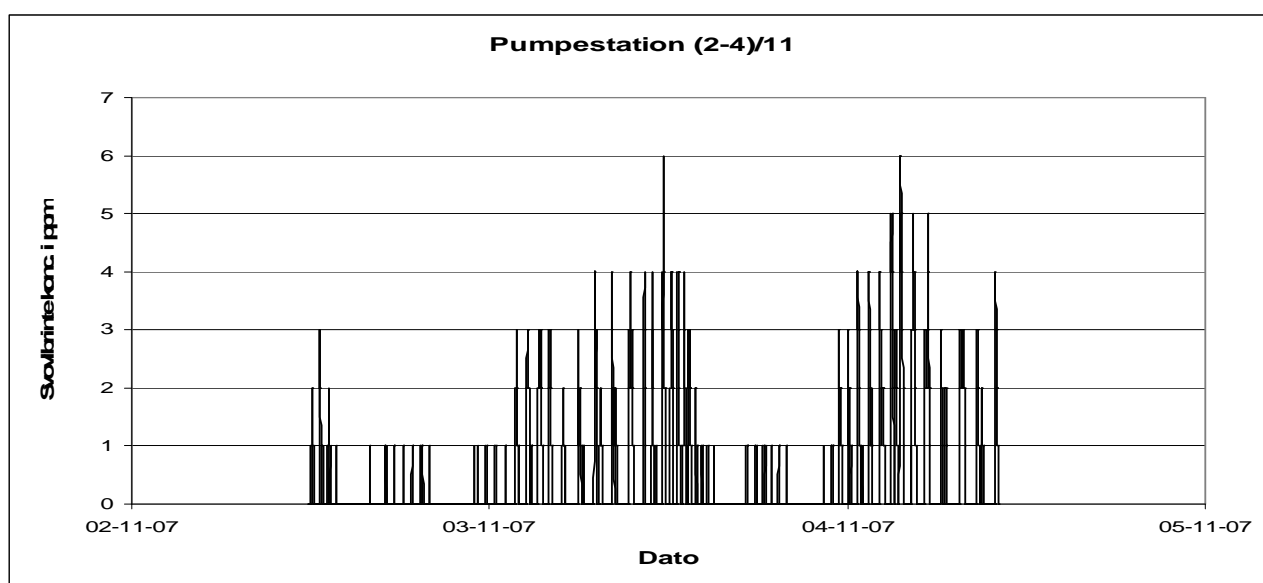
Princippet kan ses af forholdet mellem sulfidforbindelse (Figur 34), hvor pH og temperatur er modsatrettede processer, stigende pH medfører en mindre del af H<sub>2</sub>S(aq) i vandfasen og dermed en mindre udveksling til gasfasen.

Det er kun H<sub>2</sub>S(aq) der kan udveksles til gasfasen, hvilket fremgår af Ligning 2.

Ligning 2. Udveksling af svovlbrinte fra vand til gasfase [Hvitved-Jakobsen, 2002].



De målte data af svovlbrinte i pumpestationen (Figur 35), viser, at der i måleperioden 2-8. november er flere hyppige toppe, end i måleperioden 16-24. oktober, med en dosering på 314 liter Nutriox<sup>®</sup> i døgnet.

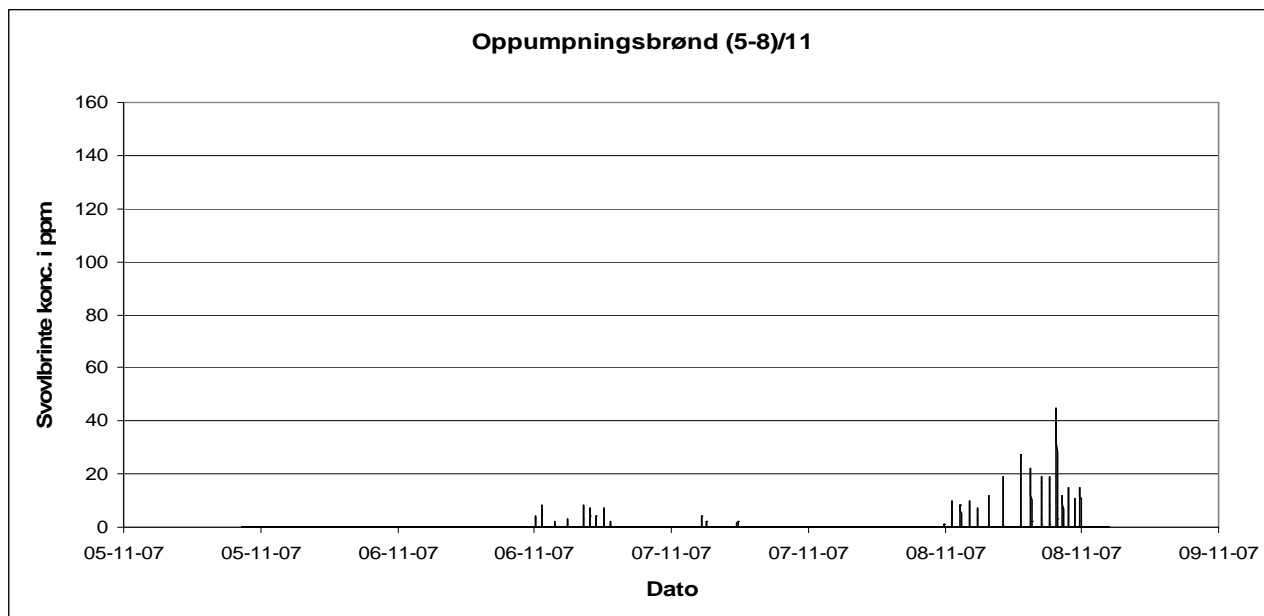


Figur 35. Omrøring og cirka 106 liter Nutriox<sup>®</sup> i døgnet i perioden 2-4. november.

Det kan skyldes, at omsætningen begynder i dele af pumpeumpen som hurtigt bliver anaerob. Da koncentrationen af nitrat er lav, vil den blive opbrugt med mellemrum med sulfiddannelse til følge. Der er endvidere ikke registreret nedbør i perioden, se nedbørsdata for nordjylland på Figur 21 afsnit 2.11.

I Perioden 2-8. november er der tilsvarende målt en pH værdi på 7,19, se Tabel 5 afsnit 3.1, hvilket medfører, at såfremt der forefindes sulfid i vandfasen, vil cirka halvdelen være på den tilstandsform, som kan udveksles med gasfasen, se forholdet mellem sulfidforbindelse (Figur 34) og svovlbrinteligevægtsforskydningen (Ligning 2). Dette kan indirekte understøttes af resultaterne fra pumpestationen (Figur 35).

I måleperioden 2-8. november viser data fra oppumpningsbrønd (Figur 36), at der er nogle få toppe, hvor enkelte har samme værdi som data fra oppumpningsbrønd (Figur 27 afsnit 3.2.3).



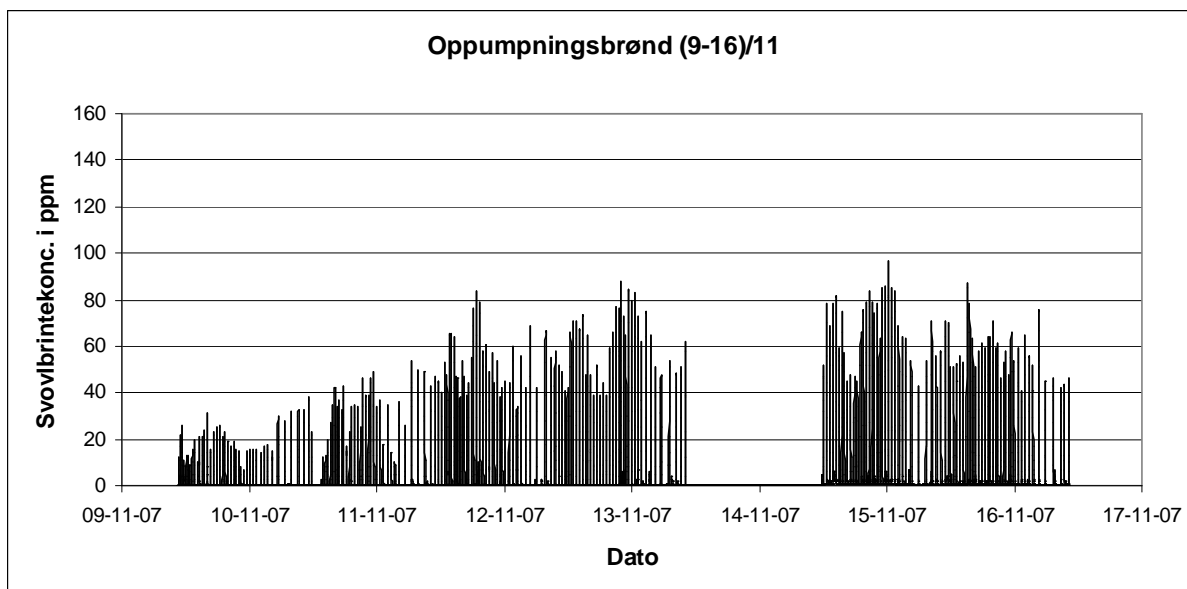
Figur 36. Omrøring og cirka 106 liter Nutriox<sup>®</sup> i døgnet i perioden 5-8. november.

Det er umiddelbart svært at forklare, da der i måleperioden 2-8. november, se nitratkoncentrationer i oppumpningsbrønden (Figur 33 afsnit 3.4.1), er målt nitrat i næsten alle prøver, hvilket normalt inhiberer de svovlbrienteproducerende mikroorganismer medmindre, at nitratkoncentrationen har nået et niveau, hvor den er begrænsende med hensyn til omsætningsraten. En anden mulig forklaring kan være, at gravitationsledningen fra Fjellerad og pumpeledningen fra Håls, med tilløb i oppumpningsbrønden, se Figur 7 afsnit 1.2.2, til tider er anaerobe med svovlbrientefrigivelse til følge.

### 3.5 Måleperioden 8-16. november med omrøring, uden dosering af Nutriox<sup>®</sup>

#### 3.5.1 Svovlbriente målinger i pumpestation, oppumpningsbrønd og brønd ved Vaarst

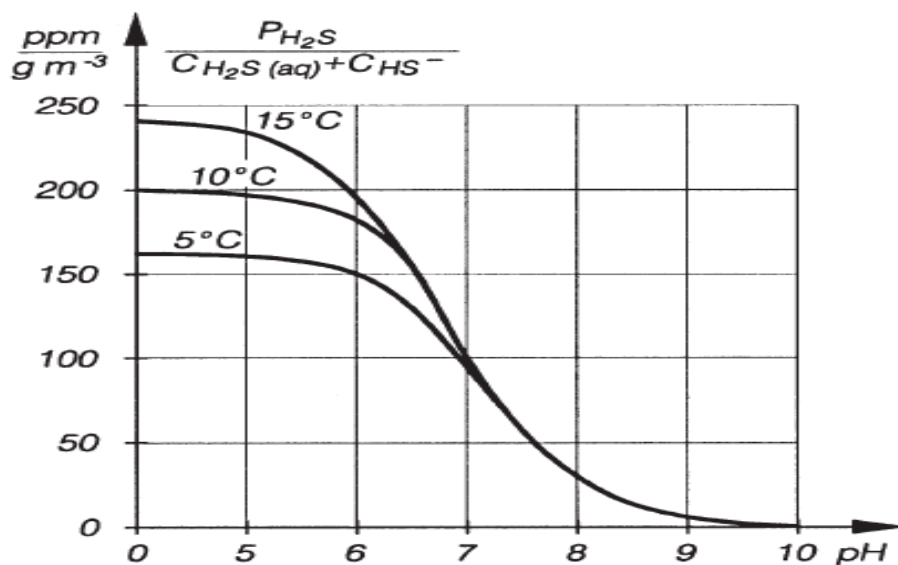
Doseringen af Nutriox<sup>®</sup> er ophørt natten mellem d.8 og d.9, hvilket data fra oppumpningsbrønden (Figur 37) indikerer. Data fra oppumpningsbrønden er ikke sammenhængende i perioden 9-16. november. Gasloggeren blev aflæst for data, hvorfor der ikke er målinger i perioden 13-14. november, svarende til et døgn.



**Figur 37. Ingen tilsætning af Nutriox<sup>®</sup> i perioden 9-16. november.**

Det er bemærkelsesværdigt, at toppene bliver så intense og høje på blot et døgn. Det betyder, at efter en længerevarende periode med Nutriox<sup>®</sup> tilsætning, se afsnit 2.11, har de svovlbrinteproducerende mikroorganismer været inhiberet og ikke udkonkurreret.

I forlængelse af den tidligere nævnte afhængighed af pH for udvekslingen fra vand til – gasfase, se afsnit 3.4.2, ses det af data fra oppumpningsbrønd (Figur 37), at toppene cirka ligger på det samme niveau for perioden til trods for, at pH er målt til 8,46, se Tabel 5 afsnit 3.1. Det må indirekte betyde, at sulfidkoncentration er stigende over måleperioden, da den fraktion, der kan udveksles til gasfasen bliver væsentlig mindre ved høj pH, se ligevægtsforskydningen mellem gas- og vandfase (Figur 38).

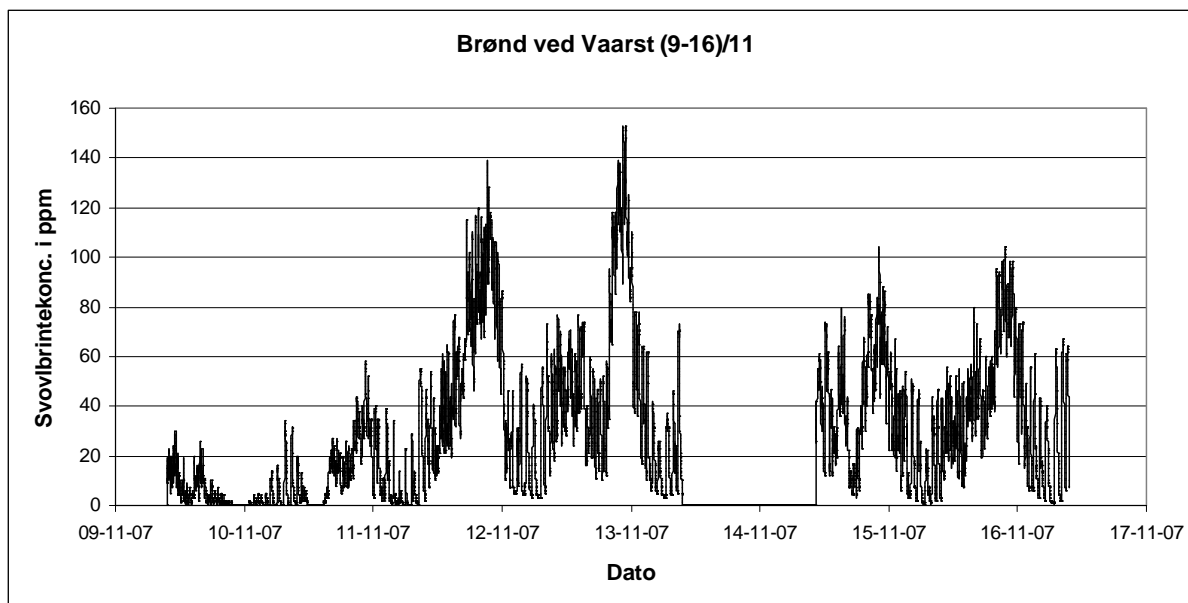


Figur 38. Partieltrykket af svovlbrinte i ppm på volumenbasis i atmosfæren i ligevægt med sulfid i vandfasen [Hvitved-Jakobsen, 2002].

Det understøttes af, at der er målt toppe på op til 100 ppm, se data fra oppumpningsbrønd (Figur 37), og som det fremgår af forholdet mellem svovlbrinte og sulfidforbindelser (Figur 38), vil en pH på cirka 8,46 kun medføre en ligevægtskoncentration på 25 ppm ved  $1 \text{ g S m}^{-3}$  i vandvandsfasen.

Tidligere er det diskuteret, at en lavere temperatur ikke nødvendigvis giver mindre sulfiddannelse, hvilket afspejler sig i en sammenligning af data fra oppumpningsbrønden (Figur 37) i perioden 9-13. november og i perioden 14-16. november, hvor temperaturen i sidstnævnte periode har været lavere, se afsnit 3.1 Tabel 5. Umiddelbart ligger toppene gennemsnitligt lidt højere i perioden 14-16. november. Hvorvidt det er mikroorganismene, som har adapteret sig bedre til de givne betingelser, eller om det eksempelvis er variabiliteten i indholdet af opløst COD, der har betydning for resultatet er svært at afgøre.

Udvekslingen af sulfid til svovlbrinte i gasfasen sker ikke momentant ved overgang fra trykledning til gravitationsledning. Sammenlignes oppumpningsbrønden (Figur 37) og brønden ved Vaarst (Figur 39) ses princippet tydeligt. Data fra brønden ved Vaarst er ikke sammenhængende i perioden 9-16. november. Gasloggeren blev aflæst for data, hvorfor der ikke er målinger i perioden 13-14. november, svarende til et døgn.



Figur 39. Ingen tilsætning af Nutriox<sup>®</sup> i perioden 9-13. november.

I oppumpningsbrønden (Figur 37) er det en række af diskrete målinger, forårsaget af pumpestart/stop, hvilke i brønden ved Vaarst (Figur 39) er blevet til en sammenhængende kurve med diskrete udsvingninger, forårsaget af henholdsvis pumpestart/stop og turbulens i gravitationsledningen, med udveksling af sulfid fra vand- til gasfase tilfølg.

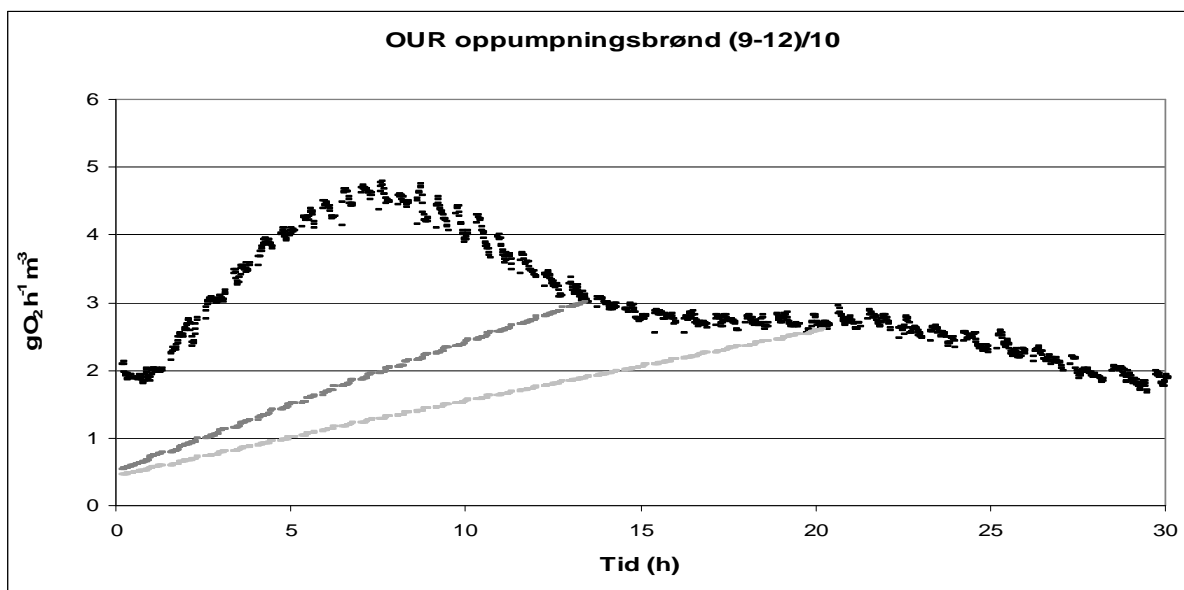
På en relativ kort strækning har forholdene være så gunstige, med hensyn til fald og delfyldningsgrad, se Tabel 3 afsnit 1.1, at toppene i brønden ved Vaarst er 50 % større end i oppumpningsbrønden. Det må konstateres at være problematisk både med hensyn til betonkorrosion og helbredsfare. I forhold til de målte værdier af NIRAS i brønden ved Vaarst, se bilag 7, er de lidt lavere, hvilket stemmer godt overens med det mindre indhold af opløst COD og lavere temperatur fra sommer til sen efterår.

## 3.6 Spildevandskarakterisering

### 3.6.1 OUR forsøg

Spildevandet er karakteriseret for perioden 3-15. oktober ved hjælp "Oxygen Uptake Rate" (OUR), som er et laboratorieforsøg, se bilag 1.

De følgende figurer karakteriserer spildevandet i henholdsvis oppumpningsbrønden og pumpestation i henhold til indholdet af letnedbrydeligt materiale ( $S_S$ ) og hurtigt hydrolyserbart materiale ( $X_{S1}$ ), ved en Nutriox<sup>®</sup> dosering på cirka 170 liter i døgnet og manglende omrøring. Fraktionen af  $X_{S1}$  fra oppumpningsbrønden (Figur 40) er cirka  $86 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-3}$ .

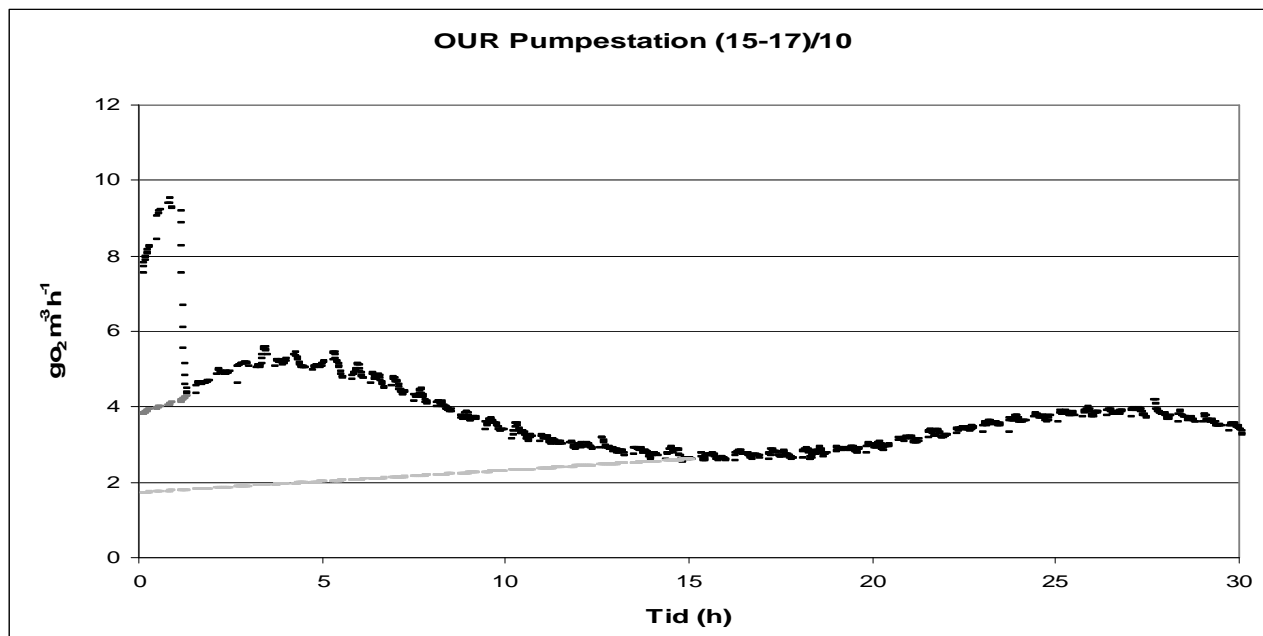


Figur 40. Spildevandskarakterisering fra oppumpningsbrønd ved en Nutriox<sup>®</sup> dosering på 170 liter i døgnet og ingen omrøring i perioden 9-12. oktober. Området under kurven og over henholdsvis den grå og lysegrå linie svarer til det totale indhold af X<sub>S1</sub>.

Respirationsraten på cirka 2-5 g O<sub>2</sub> h<sup>-1</sup> m<sup>-3</sup>, se oppumpningsbrønd (Figur 40), er lav i forhold til det, som ellers er opgivet i litteraturen [Abdul-Talib *et al.*2002]. Det faktum, at der ikke er noget letnedbrydeligt materiale indikerer, at der til trods for den manglende omrøring, ikke har været en tilstrækkelig lang anaerob opholdstid, efter at den doserede mængde Nutriox<sup>®</sup> er blevet opbrugt, til at der er produceret korte fede syrer.

Fraktionen af S<sub>S</sub> og X<sub>S1</sub> fra pumpestationen (Figur 41) er cirka 90 g O<sub>2</sub> m<sup>-3</sup>.





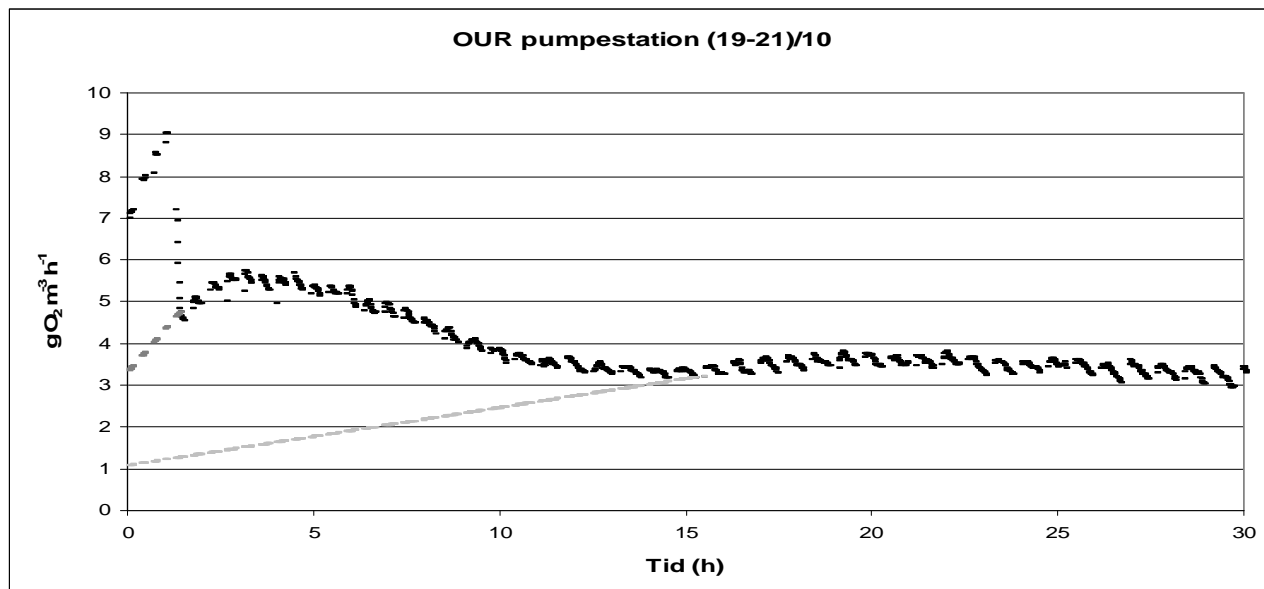
**Figur 41. Spildevandkarakterisering fra pumpestation 15-17. oktober med en Nutriox<sup>®</sup> dosering på 170 liter i døgnet og ingen omrøring. Området under grafen og over henholdsvis den grå og lysegrå linie, svarer til  $S_s$  og  $X_{S1}$  i nævnte rækkefølge.**

I forhold til OUR data fra oppumpningsbrønd (Figur 40) ses det på OUR data fra pumpestation (Figur 41), at spildevandet inden trykledningen indeholder en mindre fraktion af letnedbrydeligt materiale. Som det fremgår, er der respirationsrater på op til  $9,5 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-3} \text{ h}^{-1}$ , hvilket stadig er under halvdelen af, hvad der er rapporteret af Hvitved-Jakobsen (2002).

Med hensyn til den generelle respirationsaktivitet bør den bestemmes ud fra en 15-20 forsøg sådan, at der kan laves et fraktildiagram. Det vil være hensigtsmæssigt grundet den naturlige variabilitet af spildevandsføring og nedbør.

De følgende OUR forsøg er foretaget efter etableret omrøring, samt øget dosering til cirka 314 liter Nutriox<sup>®</sup> i døgnet.

Fraktionen af  $S_s$  og  $X_{S1}$  fra pumpestationen (Figur 42) er cirka  $102 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-3}$ .

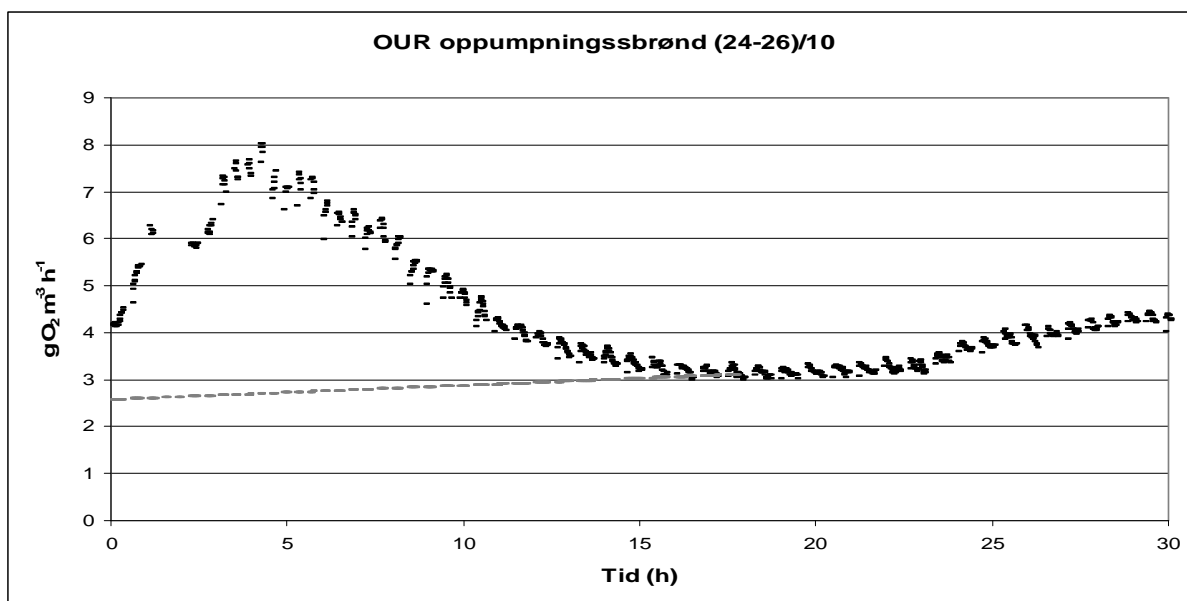


Figur 42. Spildevandskarakterisering fra pumpestation ved en dosering af Nutriox<sup>®</sup> på 314 liter i døgnet og omrøring i perioden 19-21. oktober.

Efter etablering af omrøringen var der en forventning om, at forskellen i iltforbruget mellem OUR data fra pumpestation uden omrøring (Figur 41) og OUR data fra pumpestation med omrøring (Figur 42) ville være væsentligt højere end den aktuelle forskel på cirka  $14 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-3}$ , da indholdet  $S_S$  og  $X_{S1}$  burde være højere.

Det kan imidlertid siges sådan, at opblandingen faktisk har øget indholdet af  $S_S$  og  $X_{S1}$ , men, at den nu henholdsvis højere koncentration og bedre opblanding af Nutriox<sup>®</sup> modsat medfører en hurtigere omsætning allerede i pumpeumpen. Det kan den lidt lavere respirationshastighed på  $9 \text{ g O}_2 \text{ h}^{-1} \text{ m}^{-3}$  tyde på, se pumpestation (Figur 42). Det er som tidligere nævnt behæftet med stor usikkerhed, da det tilsvarende kan være den naturlige variabilitet af spildevandsføringen og nedbør, der er dog ikke registreret nedbør i perioden, se Figur 21 afsnit 2.11.

Fraktionen af  $X_{S1}$  fra oppumpningsbrønden (Figur 43) er cirka  $86 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-3}$ .



**Figur 43. Spildevandskarakterisering af oppumpningsbrønd 24-26. oktober ved en dosering på 314 l Nutriox<sup>®</sup> i døgnet og omrøring.**

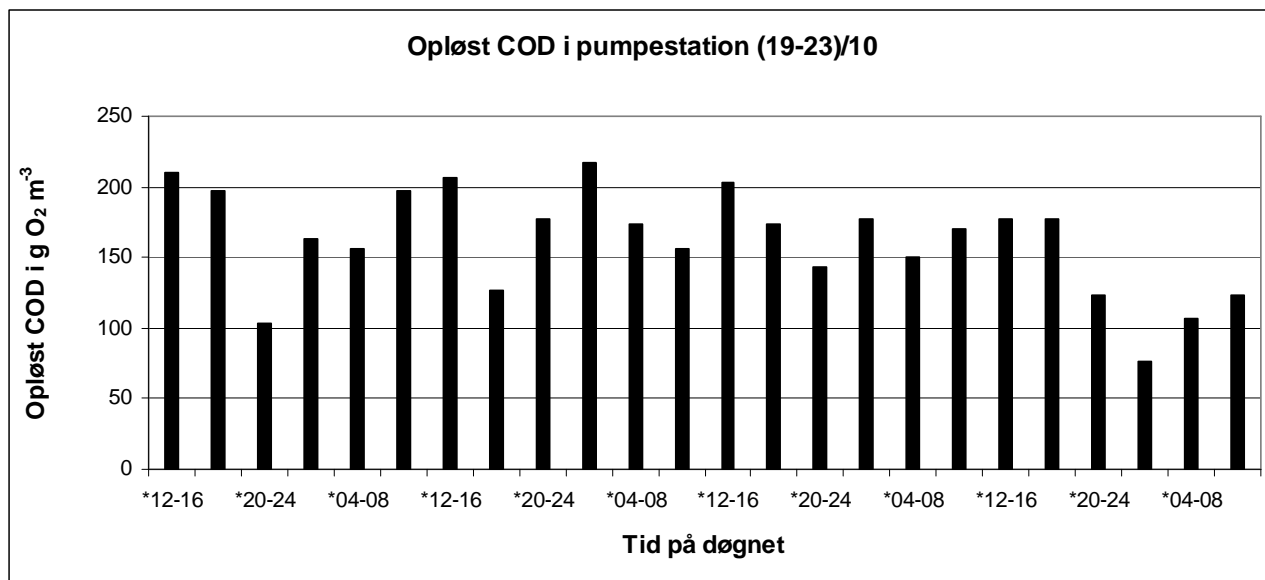
Det er sammenligneligt med OUR data fra oppumpningsbrønden (Figur 40), hvilket ikke helt var forventet. Ud fra omsætningskinetikken for henholdsvis biofilmen og vandfasen var det vurderet, at indholdet af  $X_{S1}$  ville være mindre, da øget Nutriox<sup>®</sup> tilsætning samt omrøring, burde medføre en højere omsætningsrate.

Da indholdet af  $S_S$  og  $X_{S1}$ , ikke er undersøgt tidsforskudt med opholdstiden i trykledningen opstrøms, samt den kendsgerning, at tilløbet af spildevand fra henholdsvis trykledningen i Håls og gravitationsledningen fra Fjellerad i oppumpningsbrønden, se Figur 7 afsnit 1.2.2, kan have tilført fraktioner af  $S_S$  og  $X_{S1}$ , er der flere muligheder for, at fraktionen af  $X_{S1}$ , er blevet tilsvarende OUR data fra oppumpningsbrønden (Figur 40).

### 3.6.2 Opløst COD indhold i spildevandet

På baggrund af lukningen af Katrineholm mejeri, som tidligere har bidraget med spildevand med et højt COD indhold [Jensen, 2006], er spildevandet blevet analyseret med henblik på at beregne den potentielle sulfiddannelse. Indholdet af opløst COD, temperatur, opholdstid samt sulfat, er af afgørende betydning i forhold til udviklingen af svovlbrinte i trykledningen, sidstnævnte vil ikke være begrænsende ved normalt spildevand [Hvitved-Jakobsen, 2002].

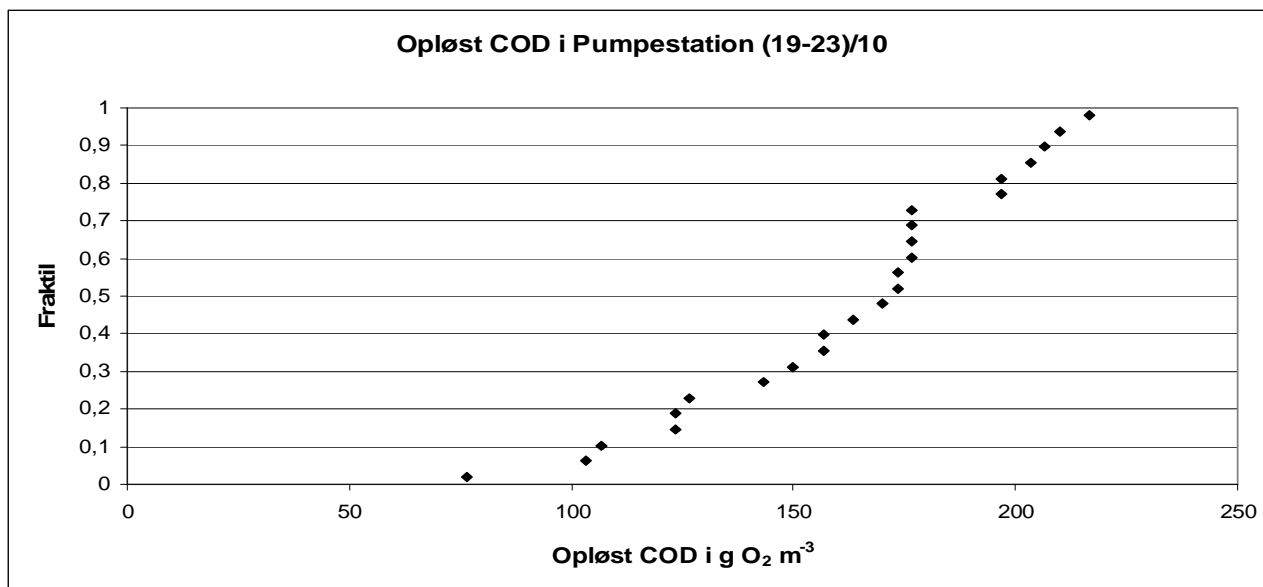
Som det fremgår af data fra opløst COD i pumpestationen (Figur 44) er der stor variabilitet over døgnet, hvilket er i overensstemmelse med det forventede forbrugsmønster.



Figur 44. Variabiliteten af opløst COD i pumpestationen 19-23. oktober, med omrøring og tilsætning af 3141 Nutriox<sup>®</sup> i døgnet.

Det er i intervallet for meget tyndt spildevand med cirka 80 g opløst COD m<sup>-3</sup> til moderat spildevand med cirka 210 g opløst COD m<sup>-3</sup>, hvilket klart viser, at der ikke længere tilføres opløst COD fra Katrineholm mejeri, da tykt spildevand vil indeholde over 300 g opløst COD m<sup>-3</sup>. Den lave værdi for tyndt spildevand kan indirekte være forårsaget af et højt vandforbrug eller en stor indsivning til ledningsnettet.

Da indholdet af opløst COD er meget varierende ved de tidsproportionale prøver aflæses 50 % fraktilen jævnt data fra opløst COD i pumpestationen (Figur 45).



Figur 45. Opløst COD ved tidsproportionale prøver i pumpestation 19-23. oktober

50 % fraktilen er aflæst til at være cirka 170 g Opløst COD m<sup>-3</sup> svarende til, at spildevandets kvalitet kan karakteriseres til at være midt imellem tyndt og moderat spildevand [Henze *et al.*, 2006].

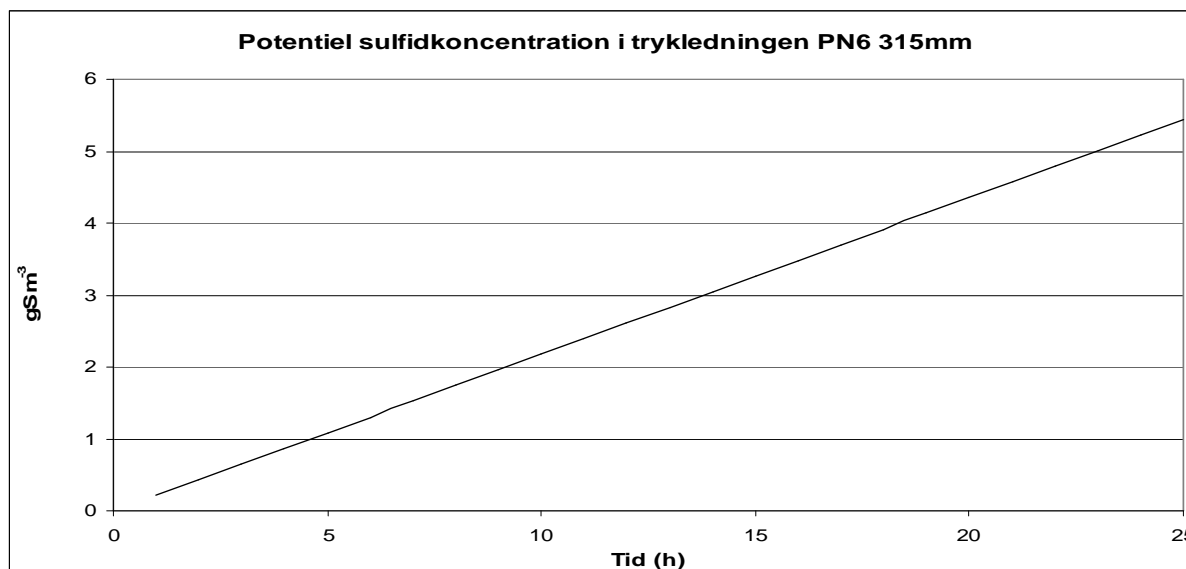
### 3.6.3 Forventet sulfiddannelse i vandfasen

Gennem måleperioden fra 3. oktober til 16. november har temperaturen været faldende svarende til årstiden, se Tabel 5 afsnit 3.1.

På den baggrund vurderes det, at en temperatur på 10 grader vil være repræsentativ til en beregning af potentiel svovlbrintekonzentration i vandfasen. Der anvendes tilsvarende i beregningen, en opløst COD værdi på 170 g O<sub>2</sub> m<sup>-3</sup>, jævnfør 50 % fraktilen fra opløst COD i pumpestationen (Figur 45 afsnit 3.6.2).

Temperaturen må forventes at svinge mellem cirka 8-16 grader over året, hvorfor den valgte temperatur vil give et godt overblik over den reelle risiko med hensyn til betonkorrosion, da 10 grader må forventes at medføre mindre potentiel sulfiddannelse end ved 16 grader. Det skal i den henseende bemærkes, at en længerevarende periode, som for eksempel vinterperioden, eventuelt vil selekttere for en helt anden population af mikroorganismer. Det kan betyde, at en temperaturkorrigeret af dannelsesraten for sulfidkonzentrationen bliver mindre end tilfældet er ved korttidsvariationer, da den nye population er optimeret til den pågældende temperatur [Hvitved-Jakobsen, 2002].

Som det ses af modeldata for potentiel sulfidkoncentration (Figur 46), viser modelleringen, at der er et potentiale for svovlbrinteproblemer nedstrøms trykledningen.



Figur 46. Rate udregnet ved ti graders spildevand og et opløst COD indhold på cirka 170 g opløst COD  $\text{m}^{-3}$ . Modelleringsberegning efter Hvitved-Jakobsen (2002).

I trykledningen er den beregnede opholdstid ved tørvejrflow cirka 24 timer, hvilket betyder, at opholdstiden er en vigtig parameter i forhold til det niveau, sulfidkoncentrationen i vandfasen kan antage. Af den potentielle sulfidkoncentration i trykledningen PN6 315 mm (Figur 46) fremgår det, at der allerede ved en opholdstid på 9 timer er moderat risiko for betonkorrosion, da koncentrationen her overstiger 2  $\text{g S m}^{-3}$ , se afsnit 2.9.

Betragtes den potentielle sulfidkoncentration i trykledningen PN6 315 mm (Figur 18 afsnit 2.9) ses det, at tykt spildevand ved 14 grader og 24 timers opholdstid medfører en sulfidkoncentration på cirka 9  $\text{g S m}^{-3}$ .

Stiger temperaturen til 16 grader, som formentlig vil være maksimumtemperatur i sommerperioden vil sulfidkoncentrationen ligge mellem 9-10  $\text{g S m}^{-3}$ . Den potentielle sulfidkoncentration er helt i overensstemmelse med de konkrete problemer, som opstod under den tidligere driftssituation, hvor der var produktion på Katrineholm mejeri, se bilag 6.

Status dags dato må være, at til trods for den mindre tilstrømning af opløst COD, er risikoklassificeringen med hensyn til svovlbrinterelaterede problemer stadig høj, se afsnit 2.9. Tilsvarende kan det konstateres, at en forhåndsregning af en potentiel sulfidkoncentration,

## Optimering af Nutriox<sup>®</sup> tilsætning i trykledningen ved Døllerup

er et brugbart værktøj i forhold til de aktuelle problemer på en given trykledning, se Ligning 3 og Ligning 4.

Den potentielle sulfidkoncentration i vandfasen beregnes ud fra Ligning 3.

**Ligning 3. Beregning af sulfid koncentration i vandfasen [Hvitved-Jakobsen, 2002].**

$$\Delta C_{S^{2-}} = r_a * \frac{A}{V} * t_{rs}$$

Hvor	$\Delta C_{S^{2-}}$	=	Sulfidproduktion i vandfasen [g S m <sup>-3</sup> ]
	$r_a$	=	Areal/sulfid produktionsrate [g S m <sup>-2</sup> h <sup>-1</sup> ]
	$A/V$	=	Areal/volumen forhold [m <sup>-1</sup> ]
	$t_{rs}$	=	Opholdstid i trykledning ved potentiel sulfiddannelses [h]

Det skal bemærkes, at udregningen er behæftet med en vis usikkerhed, da areal/sulfid produktionsraten er baseret på en kontinuert spildevandsføring med tilhørende areal/volumen forhold. Der vil i perioder uden spildevandsføring kun være en begrænset sulfiddannelse, da der ikke vil være nogen koncentrationsgradient fra vandfase til biofilm.

Raten ved den aktuelle temperatur på 10 grader kan aflæses af overfladeratemodelleringen (Figur 16 afsnit 2.9) ved et opløst COD indhold på cirka 170 g COD m<sup>-3</sup> eller beregnes ved Ligning 4.

Betydningen af indholdet af opløst COD kan ses af den potentielle sulfidproduktion (Figur 18 afsnit 2.9).

**Ligning 4. Beregning af areal-sulfid-produktionsraten for typisk dansk spildevand uden industrispildevand [Hvitved-Jakobsen, 2002].**

$$r_a = 0,002 * (COD_S - 50)^{0,5} * 1,03^{T-20}$$

Hvor	$r_a$	=	Areal/sulfid produktionsrate [g S m <sup>-2</sup> h <sup>-1</sup> ]
	$COD_S$	=	Opløst COD [g O <sub>2</sub> m <sup>-3</sup> ]

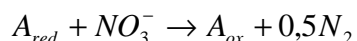
### 3.7 Nitratomsætningsrater i vandfase og biofilm

For at kunne beregne en omsætningsrate i henholdsvis biofilm og vandfase, på baggrund af det totale forbrug i trykledningen, se Tabel 6 afsnit 3.3.2 og Tabel 7 afsnit 3.4.1, vil det være nødvendigt at bestemme vandfasens omsætning af nitrat, hvilket følgende afsnit forklarer.

#### 3.7.1 Nitratomsætningsrate i vandfasen ved laboratorieforsøg

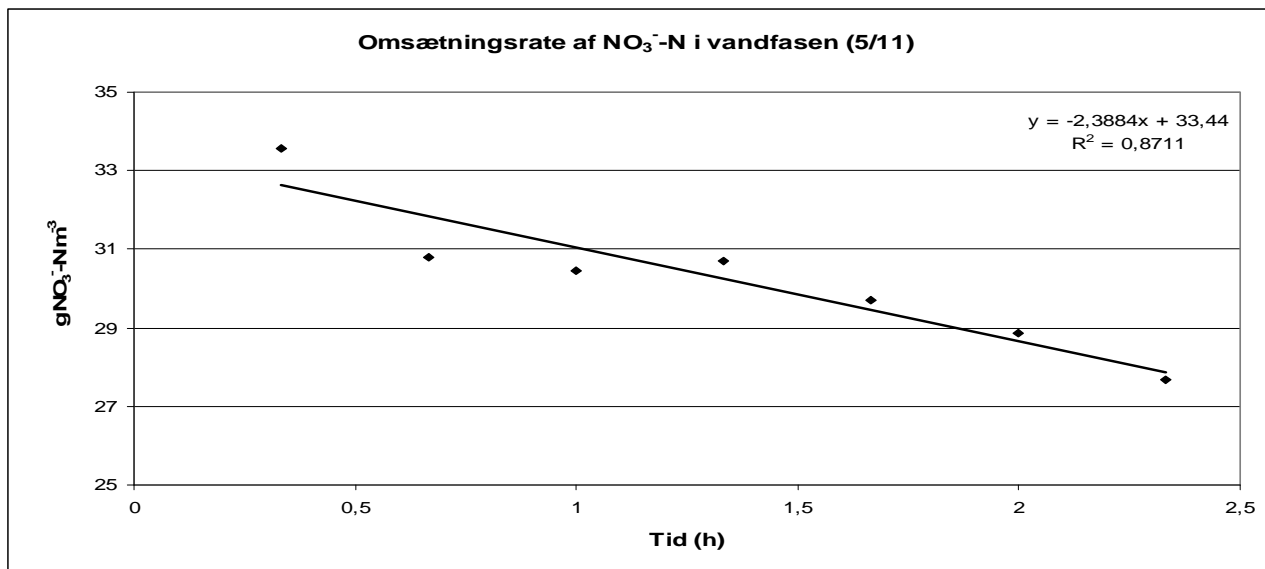
Det antages, at denitrifikationen, se Ligning 1 afsnit 1, resulterer i frit kvælstof, efter en række enzymatiske reduceringstrin uden, at der er ophobes mellemprodukter, som normalt kun vil være på promille niveau [Henze *et al.*, 2003]. Opstillet på støkiometrisk form vil denitrifikationen, med nitrat som oxidations middel af et reduceret organisk materiale, kunne fortolkes af Ligning 5, hvilket foregår i henholdsvis biofilm og vandfase, se afløbsrør (Figur 3 afsnit 1).

**Ligning 5. Denitrifikationsligning ved heterotrof omsætning [Henze et al., 2003].**

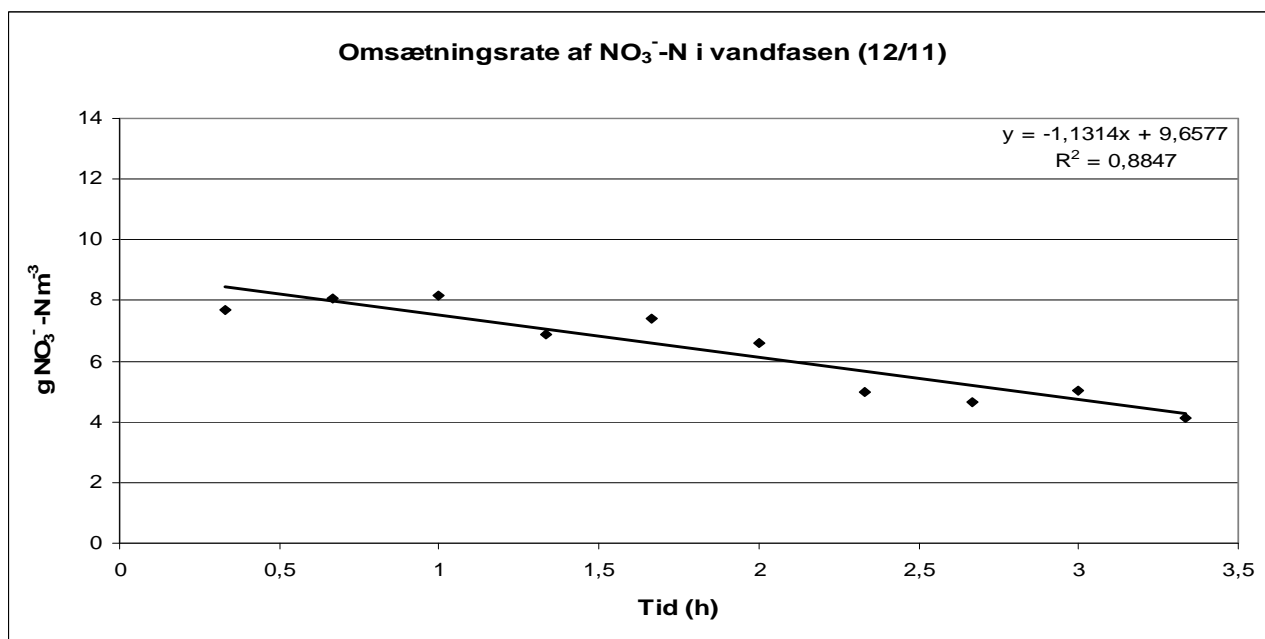


Af data fra Figur 47, Figur 48 og Figur 49 ses alle de nitratomsætningsrater, der er fundet for vandfasen ved forsøg i NU reaktorerne, se afsnit 2.7. I de tre nitratomsætningsrateforsøg er der en tilsigtet startkoncentration, en opsummering af disse præsenteres senere i Tabel 8. Målingerne i alle tre forsøg viser dog markant lavere startkoncentrationer. Grunden til forskellen vides ikke.

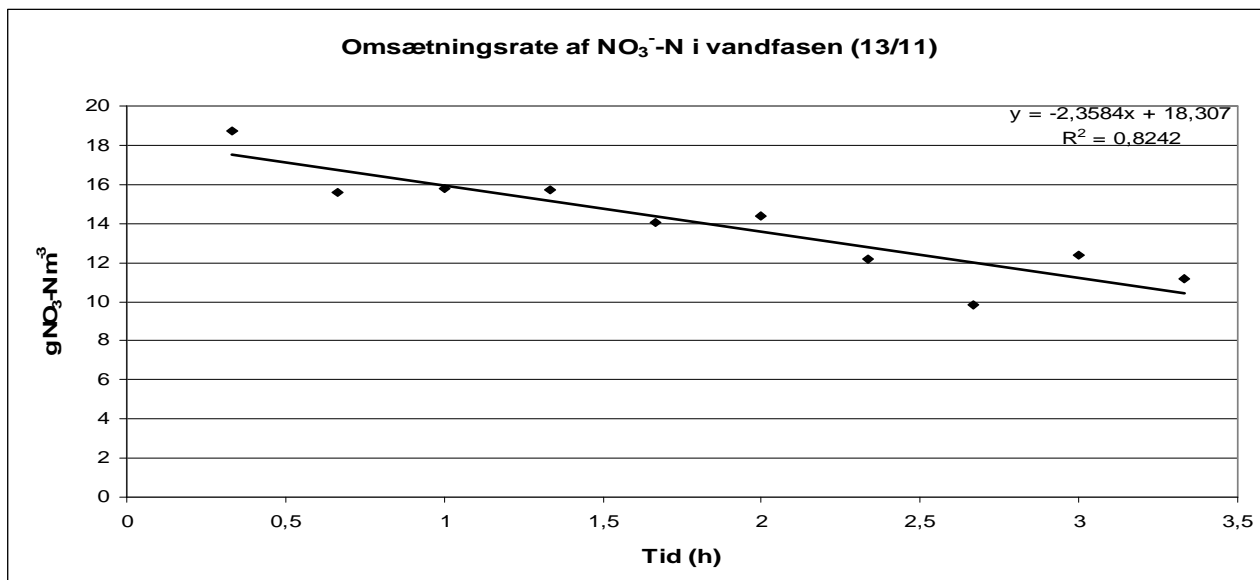




Figur 47. Omsætningsrate af nitrat fra forsøg 5. november med Nutriox<sup>®</sup>, cirka 70 g NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N m<sup>-3</sup>.



Figur 48. Omsætningsrate af nitrat fra forsøg 12. november med Nutriox<sup>®</sup>, cirka 15 g NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N m<sup>-3</sup>.



Figur 49. Omsætningsrate af nitrat fra forsøg 13. november med Nutriox<sup>®</sup>, cirka 25 g NO<sub>3</sub><sup>-</sup> - N m<sup>-3</sup>.

I nedenstående Ligning 6 ses beregningsprincippet for nitratomsætningsraten.

Ligning 6. Beregning af nitratomsætningsrate. Frit efter Yang *et al.* (2004).

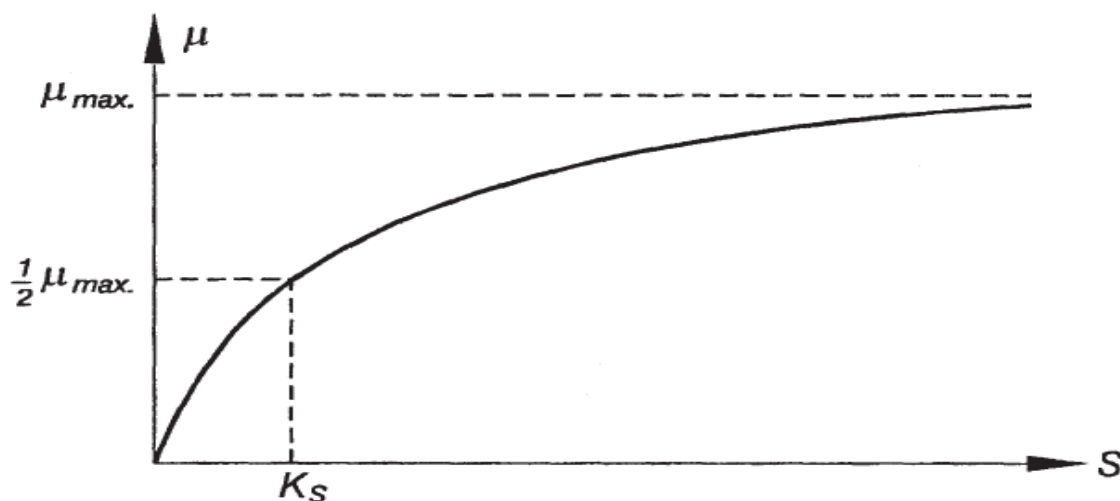
$$r_{NO_3^-} = -\frac{dCNO_3^- - N}{dt}$$

Tabel 8 er de fundne omsætningsrater opsummeret fra de tre forsøg.

Tabel 8. Opsamling af resultater fra de tre rateforsøg for vandfasen.

Dato	Tilsat g natriumnitrat	Tilsløst startkonc. gNO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N m <sup>-3</sup>	Rate [ gNO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N m <sup>-3</sup> h <sup>-1</sup> ]	Temp. [°C]
05-11-2007	Nutriox	70	2,39	12,2
12-10-2007	0,2	15	1,13	14,2
13-10-2007	0,3	25	2,36	14

Omsætningsraten i vandfasen følger Monod kinetik, se Monodkurve (Figur 50).



Figur 50. Monodkurve med rate som funktion af substrat [Hvitved-Jakobsen, 2002].

Hvor

$\mu_{maks}$	=	specifik vækstrate [ $h^{-1}$ ]
$\frac{1}{2}\mu_{maks}$	=	halv specifik vækstrate [ $h^{-1}$ ]
$K_S$	=	halvmætningskonstant [ $g\ m^{-3}$ ]

Det betyder, at ved en mindre substratmængde, vil omsætningsraten være begrænset, øges substratmængden derimod, vil omsætningsraten blive væsentlig højere, indtil den stagnerer.

$K_S$  antager formentlig en værdi  $\ll 3-4\ g\ NO_3^- - N\ m^{-3}$ , hvis koncentrationen af nitrat (Figur 48) går mod nul. Det indikerer, at nitratomsætningsraten i vandfasen er følsom for mængden af nitrat.

Overordnet afspejler de tre forskellige rater den variation, som tidligere er omtalt med hensyn til indhold af: opløst COD, mikroorganismepopulation og temperatur, hvorfor det både med så få forsøg og på baggrund af forskellige spildevandsprøver, er svært at få et sammenligningsgrundlag med kendte værdier fra litteraturen.

Den korrekte fremgangsmåde med hensyn til en nærmere bestemmelse af omsætningsraten, ville være at lave et fraktildiagram over en 20-30 forsøg, og så regne omsætningsraterne i elektronækvivalenter, da der kan være signifikant ophobning af nitrit.

Er der ikke 100 % denitrifikation uden ophobning af nitrit, se Ligning 1 afsnit 1, vil omsætningsraten være mindre i elektronækvivalenter. Den usikkerhed negligeres, da der ikke er konstateret nogen nævneværdig ophobning af nitrit i de 3 forsøg.

Det kan dog forventes, at omsætningsraten in situ vil være mindre på grund af stillestående spildevand, når der ikke pumpes i trykledningen, da alle rateforsøgene i laboratoriet er udført i reaktor med omrøring.

### 3.7.2 Nitratomsætningsrate i biofilm

Ud fra massebalancen i Tabel 6, afsnit 3.2.2 og Tabel 7, afsnit 3.4.1, vil omsætningsraten for biofilmen kunne beregnes, da omsætningsraten for vandfasen er kendt, se Tabel 8 afsnit 3.7.1. Det er dog med forbehold for den usikkerhed omsætningsraten i vandfasen er behæftet med, som nævnt i afsnit 3.7.1. Efterfølgende vil det være muligt, når omsætningsraterne er kendt, at estimere forbruget på trykledningen ved varierende opholdstid og spildevandsvolumen ved brug af Ligning 7 og Ligning 8.

**Ligning 7. Beregning af samlet nitratomsætningsrate for biofilm og vandfase [Hvitved-Jakobsen, 2002].**

$$r_{NO_3^-} = -(V_{vf} * a_{vf}^{T-20} + V_{bf} * \frac{A}{V} * a_{bf}^{T-20})$$

Hvor	$r_{NO_3}$	=	nitratrate for biofilm og vandfase [gNO <sub>3</sub> <sup>-</sup> - N m <sup>-3</sup> h <sup>-1</sup> ]
	$V_{vf}$	=	nitratomsætningsrate i vandfase [gNO <sub>3</sub> <sup>-</sup> - N m <sup>-3</sup> h <sup>-1</sup> ]
	$V_{bf}$	=	nitratomsætningsrate i biofilm [gNO <sub>3</sub> <sup>-</sup> - N m <sup>-2</sup> h <sup>-1</sup> ]
	$A/V$	=	areal/volumen forhold i trykledning [m <sup>-1</sup> ]
	$a_{vf}$	=	temperaturkoefficient for vandfase [°C]
	$a_{bf}$	=	temperaturkoefficient i biofilm [°C]

**Ligning 8. Beregning af nitratfjernelsesrate [Hvitved-Jakobsen, 2002].**

$$C_{NO_3^-} = r_{NO_3^-} * t_{rn}$$

Hvor	$C_{NO_3}$	=	Nitratfjernelsesrate [g NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> - N m <sup>-3</sup> ]
	$t_{rn}$	=	anoxisk opholdstid i trykledning [h]
	$r_{NO_3}$	=	nitratrate for biofilm og vandfase [gNO <sub>3</sub> <sup>-</sup> - N m <sup>-3</sup> h <sup>-1</sup> ]

I nedenstående Tabel 9 er der henholdsvis midlet over omsætningsraterne fra de tre vandfaseforsøg i Tabel 8 afsnit 3.7.1 og temperaturkorrigeret til 10,9 grader, da det er

## Optimering af Nutriox<sup>®</sup> tilsætning i trykledningen ved Dollerup

gennemsnitstemperaturen for forsøgsperioden 2-8. november med en Nutriox<sup>®</sup> tilsætning på 106 liter i døgnet, se de målte temperaturer i Tabel 5.

Den tredje række i Tabel 9 er værdier anvendt af Stuetz & Frechen (2001), hvilke bruges til sammenligning.

**Tabel 9. Viser omsætningsraten for biofilm ved en temperaturkorrigering til 10,9 grader.**

Rate [g NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N m <sup>-3</sup> h <sup>-1</sup> ] vandfase	Temp korr.[°C]	Total r <sub>NO3</sub> [g NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N m <sup>-3</sup> h <sup>-1</sup> ]	Rate [g NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N m <sup>-2</sup> h <sup>-1</sup> ] biofilm
1,66 (314 l Nutriox <sup>®</sup> i døgnet)	10,9	3,28	0,13
1,66 (106 l Nutriox <sup>®</sup> i døgnet)	10,9	1,10	-0,04
0,7 (Stuetz & Frechen)	-	4,03	0,25

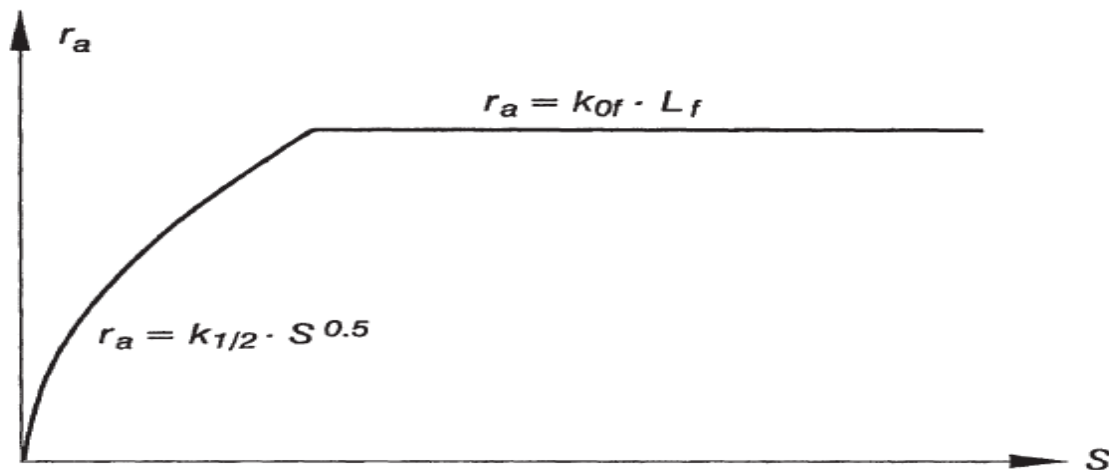
Det er den gennemsnitlige omsætningsrate på 1,66 g NO<sub>3</sub><sup>-</sup> - N m<sup>-3</sup> h<sup>-1</sup> for vandfasen, der bruges til videre beregning af omsætningsraten for biofilmen, da den vurderes som det bedste bud, udfra kun tre vandfaseforsøg. Det er undladt, at temperaturkorrigerer til 12,2 grader, som er gennemsnitstemperaturen ved Nutriox<sup>®</sup> doseringen på 314 liter i døgnet, da den usikkerhed det medfører på cirka 3 % er insignifikant i forhold til den tidligere omtalte usikkerhed på det stillestående spildevand i pumpeledningen.

Som det fremgår af Tabel 9, er det kun muligt at beregne en omsætningsrate for biofilmen ved en dosering af Nutriox<sup>®</sup> på 314 liter i døgnet. Da vandfaseomsætningsraten formentlig er for høj, som nævnt i afsnit 3.7.1, vil det for doseringen af Nutriox<sup>®</sup> på 106 liter i døgnet ikke være muligt at beregne en omsætningsrate for biofilmen.

Med forbehold for den førnævnte usikkerhed er omsætningsraten for biofilmen på 0,13 g NO<sub>3</sub><sup>-</sup> - N m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> ved Nutriox<sup>®</sup> doseringen på 314 liter i døgnet. Det er inden for det interval på 0,05-0,18 g NO<sub>3</sub><sup>-</sup> - N m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>, hvilket er repræsentativt for normalt til letnedbrydeligt spildevand [Hvitved-Jakobsen, 2002].

Omsætningsraterne for henholdsvis biofilm og vandfase i Ligning 7 er de maksimalt mulige, som opnås ved et system i bevægelse sådan, at der hele tiden er en koncentrationsgradient af henholdsvis elektrondonor og elektronmodtager. Da der ikke pumpes kontinuert igennem trykledningen, vil det være usikkert at bruge beregningen til entydig bestemmelse af omsætningsraten, da der er en kompleks sammenhæng mellem tykkelsen af biofilmen og modstanden i det laminare grænselag uden på biofilmen ved henholdsvis lav- og høj

spildevandshastighed. Normalt vil der kun være ½ ordens kinetik i kloaksystemer [Hvitved-Jakobsen, 2002], hvilket svarer til den opadgående kurve på Figur 51.



Figur 51. Viser biofilmskinetikken i forhold til vandfasen [Hvitved-Jakobsen, 2002].

Hvor	$r_a$	=	biofilm overfladeflux [ $\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ ]
	$K_{1/2}$	=	biofilm overfladerate [ $\text{g}^{0.5} \text{m}^{-0.5} \text{h}^{-1}$ ]
	$L_f$	=	biofilm tykkelse [m]
	$S^{0.5}$	=	substrat i vandfasen [ $\text{g m}^{-3}$ ]
	$K_{of}$	=	overfladerate per volumen i biofilm [ $\text{g m}^{-3} \text{h}^{-1}$ ]

½. ordens kinetikken er gældende ved en biofilm der ikke er fuldt penetreret af substrat, modsat 0-ordens kinetikken, hvor biofilmen er fuldt penetreret [Hvitved-Jakobsen, 2002].

Modsat Hvitved-Jakobsen (2002) og i overensstemmelse med vores antagelser angiver Stuetz og Frechen (2001) omsætningsrater for henholdsvis vandfase og biofilm til  $0,7 \text{ g NO}_3^- - \text{N m}^{-3} \text{h}^{-1}$  og  $0,250 \text{ g NO}_3^- - \text{N m}^{-2} \text{h}^{-1}$ , jævnfør Tabel 9. Anvendes de omsætningsrater i Ligning 8 og Ligning 7, bliver den samlede omsætningsrate  $4,03 \text{ g NO}_3^- - \text{N m}^{-3} \text{h}^{-1}$ .

Bruges den værdi i doseringssammenhæng vil det formentlig medføre et endnu større overskud af nitrat, end der allerede er konstateret ved brug af den samlede omsætningsrate på  $3,28 \text{ g NO}_3^- - \text{N m}^{-3} \text{h}^{-1}$  ved Nutriox<sup>®</sup> doseringen på 314 liter i døgnet, se oppumpningsbrønd (Figur 30 afsnit 3.3.2).

## Optimering af Nutriox<sup>®</sup> tilsætning i trykledningen ved Dollerup

Resultaterne af de forskellige omsætningsrater viser, at det er svært at beregne en total tilsætningsmængde af Nutriox<sup>®</sup> til et komplekst system med en simpel tilgangsvinkel som den anvendte.

Dosering af Nutriox<sup>®</sup> på 106 liter i døgnet medførte et mindre overskud i nedstrømrunden af nitrat, se Figur 33 afsnit 3.4.1, hvilket indirekte antyder, at der har været en omsætning i både biofilm og vandfase, hvorfor den fundne negative omsætningsrate for biofilmen, se Tabel 9, er usandsynlig og yderligere afspejler kompleksiteten i hele systemet.

Med udgangspunkt i den samlede omsætningsrate på  $1,10 \text{ g NO}_3^- \cdot \text{N m}^{-3} \text{ h}^{-1}$  ved doseringen af 106 liter Nutriox<sup>®</sup> i døgnet, estimeres omsætningsraterne, med forbehold for den usikkerhed det medfører, ved at bruge det indbyrdes forhold af omsætningsraterne i biofilm og vandfase fra Stuetz & Frechen (2001), se Tabel 10.

De estimerede omsætningsrater er sandsynlige for det pågældende system, med henblik på, som førnævnt, at kinetikken for både vandfase og biofilm afhænger af koncentration og spildevandsføring.

**Tabel 10. Estimering af omsætningsrater for henholdsvis vandfase og biofilm.**

Rate [ $\text{gNO}_3^- \cdot \text{N m}^{-3} \text{ h}^{-1}$ ] vandfase	Temp. korr.[°C]	Total $r_{\text{NO}_3}$ [ $\text{gNO}_3^- \cdot \text{N m}^{-3} \text{ h}^{-1}$ ]	Rate [ $\text{gNO}_3^- \cdot \text{N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ] biofilm
0,2	-	1,10	0,07

Med henblik på ovenstående kan den totale omsætningsrate for henholdsvis biofilm og vandfase ved en Nutriox<sup>®</sup> tilsætning på 314 liter i døgnet, bruges til en førstehåndsberegning af et givent system, da den ligger mellem Nutriox<sup>®</sup> tilsætningen på 106 liter i døgnet og den af Stuetz & Frechen.

Herefter kan doseringen eventuelt nedjusteres, samtidig med, at der kontrolleres for svovlbrinte. Opmærksomheden skal dog henledes på, som det fremgår af Stuetz & Frechen (2001), at underdoseres der til et givent system, betyder det nødvendigvis ikke, at der er delvis kontrol af svovlbrintekonzentrationerne. Det er underbygget af forsøg som viser, at svovlbrintekonzentrationerne med for lidt nitrat, kan nå de samme niveauer som uden nitrat [Stuetz & Frechen, 2001].

### 3.8 Økonomisk betragtning af Nutriox<sup>®</sup> dosering

I Tabel 11 opsummeres det årlige forbrug og tilhørende pris, ved anvendelse af fire forskellige doseringer.

**Tabel 11. Beregning af årlig omkostning ved dosering af Nutriox<sup>®</sup> på baggrund af beregnede omsætningsrater og oplyst pris fra Rebild Kommune.**

$r_{NO_3}$ [gNO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N m <sup>-3</sup> h <sup>-1</sup> ]	Kg NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> - N år <sup>-1</sup>	Liter Nutriox <sup>®</sup> år <sup>-1</sup>	Omkostning i kr. år <sup>-1</sup>
3,28 (ved 314 liter Nutriox <sup>®</sup> i døgnet)	11435	103093	309280
1,10 (ved 106 liter Nutriox <sup>®</sup> i døgnet)	3835	34574	103722
4,03 (Stuetz & Frechen)	14050	126666	380000
- (Ved 170 liter Nutriox <sup>®</sup> i døgnet)	6882	62050	186150

Det fremgår af Tabel 11, at der kan opnås en besparelse på op til 44 % ved brug af en dosering på 106 liter Nutriox<sup>®</sup> i døgnet, frem for den nuværende på cirka 170 liter Nutriox<sup>®</sup> i døgnet.

### 3.9 Opsummering af resultater

Opsummering af driftssituationen ved projektstart, af pumpestation og trykledningen ved Dollerup, med en dosering af Nutriox<sup>®</sup> på cirka 170 liter i døgnet og uden omrøring, har vist følgende:

- Opløst COD-indhold i pumpesumpen viser, at der er et potentiale for svovlbrinterelaterede problemer nedstrøms trykledningen for opholdstider over cirka ni timer
- Der er konstateret manglende omrøring i pumpesumpen
- Der er konstateret stor variation i koncentrationen af Nutriox<sup>®</sup>, vertikalt gennem pumpesumpen
- Der er konstateret opstuvning af spildevand i gravitationsledningen, opstrøms pumpestationen
- Der er ikke målbare koncentrationer af nitrat og nitrit i oppumpningsbrønden



## Optimering af Nutriox<sup>®</sup> tilsætning i trykledningen ved Dollerup

- Der er målt svovlbrintekonzentrationer i gasfasen op til 30 ppm i oppumpningsbrønden

På baggrund af status blev der iværksat følgende tiltag: Omrøring i pumpeump med dykpumpe og opjustering af Nutriox<sup>®</sup> dosering til cirka 314 liter i døgnet. Ændringerne resulterede i følgende:

- Der er konstateret en jævn fordeling af Nutriox<sup>®</sup> i pumpeumpen
- Der er målbare koncentrationer af nitrat i oppumpningsbrønden, hvor 50 % fraktilen udgør  $5,5 \text{ g NO}_3^- \text{-N m}^{-3}$
- Der er ingen signifikant ophobning af nitrit i oppumpningsbrønden
- Der er fundet en omsætningsrate på  $3,28 \text{ g NO}_3^- \text{-N m}^{-3} \text{ h}^{-1}$ , ved en dosering på 314 liter Nutriox<sup>®</sup> i døgnet
- Der er målt koncentrationer af svovlbrinte i gasfasen op til 3 ppm i oppumpningsbrønden

På baggrund af ovenstående målinger blev doseringen af Nutriox<sup>®</sup> nedjusteret til cirka 106 liter i døgnet. Ændringerne resulterede i følgende:

- Der er målbare koncentrationer af nitrat i oppumpningsbrønden, hvor 50 % fraktilen udgør  $2,1 \text{ g NO}_3^- \text{-N m}^{-3}$
- Der er ingen signifikant ophobning af nitrit i oppumpningsbrønden
- Der er fundet en omsætningsrate på  $1,10 \text{ g NO}_3^- \text{-N m}^{-3} \text{ h}^{-1}$ , ved en dosering på 106 liter Nutriox<sup>®</sup> i døgnet
- Der er målt koncentrationer af svovlbrinte i gasfasen op til 6 ppm i oppumpningsbrønden

Afslutningsvist er der foretaget svovlbrintemålinger i oppumpningsbrønden og brønd ved Vaarst, efter endt Nutriox<sup>®</sup> dosering, hvoraf følgende er fundet:

- Der er målt koncentrationer af svovlbrinte i gasfasen op til 100 ppm i oppumpningsbrønden

## Optimering af Nutriox<sup>®</sup> tilsætning i trykledningen ved Dollerup

- Der er målt koncentrationer af svovlbrinte i gasfasen op til 150 ppm i brønden ved Vaarst

## 4 Konklusion

Af resultaterne fra status og feltmålinger fra pumpestation og trykledning i Dollerup, kan følgende konkluderes:

- En permanent omrøring er nødvendig, med henblik på at få en jævn omsætning i trykledningen af Nutriox<sup>®</sup>, i forhold til den nuværende doseringsmetode, hvor der doseres i pumpesumpen uden omrøring.
- Den optimale doseringsmetode vil være at dosere Nutriox<sup>®</sup> flowproportionelt ved hjælp af SRO-anlægget, direkte i trykledningen.
- Med forbehold for årstidsvariationer, er en nedjustering til 106 liter Nutriox<sup>®</sup> i døgnet, tilstrækkelig i henhold til at undgå svovlbriinterelaterede problemer nedstrøms trykledningen.
- En nedjustering af doseringen til 106 liter Nutriox<sup>®</sup> i døgnet indebærer en økonomisk besparelse for Rebild Kommune på op til 44 % på indkøb af Nutriox<sup>®</sup>.

## 5 Litteraturliste

### Litteratur:

- Atkins, P. & De Paula, J. (2006): Physical Chemistry. Oxford University Press, Oxford. ISBN 0-19-870072-5
- Henze, M.; Harremoës, P.; Jansen, J. & Arvin, E. (2006): Teoretisk spildevandsrensning – biologiske og kemiske processer. Polyteknisk forlag, Lyngby. ISBN 87-502-0942-6
- Hvitved-Jacobsen, T. (2002): Sewer Processes. CRC Press, New York. ISBN 1-56676-926-4
- Lens, P. & Pol, L.H. (2004): Environmental technologies to treat sulphur pollution. IWA Publishing, London. ISBN 1-900222-09-4
- Nielsen, R.B. (2006): Anoxisk omsætning i trykledninger. Afgangprojekt Aalborg Universitet 2006.
- Stuetz, R. & Frechen, F.B. (2001). Odours in wastewater treatment. IWA Publishing, London. ISBN 1-900222-46-9
- Talib, A.S; Hvitved Jacobsen, T.; Vollertsen, J. & Ujang, Z. (2002): Anoxic transformations of wastewater organic matter in sewers-process kinetics, model concept and wastewater treatment potential. Water science and technology 42(3), 53-59
- Yang, Y. (2005): Nitrogen and carbon transformations under anoxic conditions in sewers. PhD afhandling. Unnprint, Aalborg. ISBN 87-90033-35-3

### Standarder:

- APHA; AWWA & WWF (1998): Standardmethods for the eximination of water and wastewater (21. edition). ISBN 0-87553-047-8
- Dansk Standard DS 223 (1991): Vandundersøgelse – Bestemmelse af summen af nitrit- og nitrat-nitrogen og DS 224 (1975): Vandundersøgelse – Bestemmelse af ammonium – nitrogen

### Internetsider:

- DMI (2007): Danmarks metrologiske institut: Vejret lige nu. Besøgt d. 8. oktober. Opdateret d.8. oktober. <http://www.dmi.dk/dmi/index/danmark/vejrobservationer.htm>
- DMI (2007): Danmarks metrologiske institut: Vejrarkiv. Besøgt d. 5. december. Opdateret udateret. <http://www.dmi.dk/dmi/index/danmark/vejrarkiv.htm>

## Optimering af Nutriox<sup>®</sup> tilsætning i trykledningen ved Dollerup

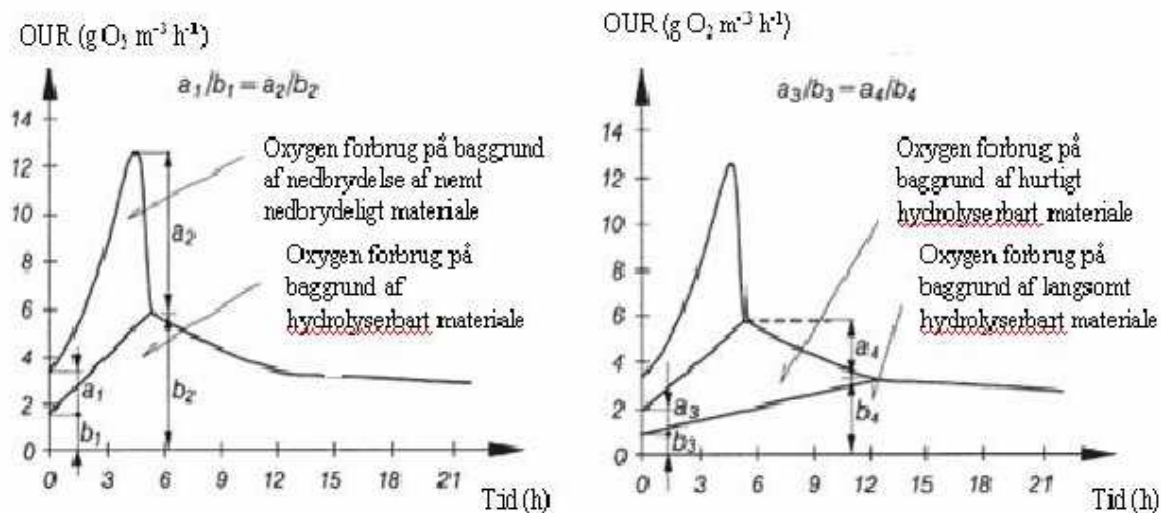
- Marc Records: Handbook of chemistry and physics 2004-2005. Besøgt d.8. oktober. Opdateret 8. oktober. <http://www.hbcnetbase.com.zorac.aub.aau.dk/>. Lide, D.R. (2004-2005).

## Karakterisering af spildevandet ved OUR metoden

### Bilag 1

Til karakterisering af spildevandets type benyttes OUR analysen, som er et laboratorieforsøg der udføres ved at ilte spildevandet gennem cirka 2 døgn i en reaktor. Ved hjælp af dataloggere måles iltindholdet i spildevandet over tid, det fremkomne data kan bruges til beregning af en række nøgleparametre som vækstkinetik og COD fraktioner [Hvitved Jacobsen, 2002]. De data som er relevante for beregninger i projektet, ligger inden for de første femten timer af forsøget.

Når der er overskud af elektron acceptor i vandet ( $O_2$ ) og ubegrænset elektron donor (letnedbrydeligt materiale), vil det være muligt at kvantificere de letnedbrydelige fraktioner, som udgøres af det nemt nedbrydelige materiale ( $S_s$ ) og det hurtigt hydrolyserbare materiale ( $X_{s1}$ ), se princippet i Figur 52 henholdsvis højre og venstre graf.



Figur 52. OUR af de ovennævnte fraktioner. Frit efter Hvitved-Jakobsen (2002).

Indledningsvist vil der i henhold til ovennævnte startbetingelser være en eksponentiel mikrobiel vækst, men efter cirka fire timer vil  $S_s$  være forbrugt og væksten ophører. I de følgende cirka 7 timer vil kurve falde og stabilisere sig på et niveau, hvor OUR kurven er konstant svarende til endogen respiration. I det interval hvor  $S_s$  er forbrugt og frem til cirka 15 timer vil  $X_{s1}$  kunne kvantificeres ved at integrere under OUR kurven.

## Opstilling og materialer

Til bestemmelsen af OUR er der benyttet to reaktorer af rustfrit stål med et indhold på ca. 2,2 l, designet og tidligere brugt af Vollertsen & Hvitved-Jakobsen (1998) [Hvitved Jacobsen, 2002], se Figur 53.



**Figur 53.** OUR opstilling i proceshal.

For at sikre en kontinuerlig tilførsel af ilt er beholderne konstrueret med et slangesystem, som tilfører atmosfærisk ilt efter to setpunkter på henholdsvis 60 procent og 85 procent iltmætning, ud fra en kalibrering af iltmåleren (Mettler Toledo O<sub>2</sub> transmitter 170 Air) i atmosfærisk luft. Når der tilføres atmosfærisk luft løftes det pneumatiske stempel i toppen af reaktoren, sådan at den i bunden tilførte luft kan slippe ud så der ikke skabes overtryk. Efterfølgende lukker det pneumatiske stempel igen sådan, at systemet slutter tæt. Gennem forsøget anvendes to magnet omrørere. Ilt koncentrationen logges på USB stik (EL-WIN-USB, Lascar Electronics Ltd.). Signalet måles i et spænd på 4-20 mA. USB loggeren sættes op til at måle i procent af iltmætning i atmosfærisk luft sådan, at mA signalet konverteres til et spænd mellem 0-100 procent. Temperaturen måles til videre beregning af det maksimale iltindhold i rent vand ved en given temperatur, se Bilag 2, som efterfølgende korrigeres med en faktor, da spildevand ved samme temperatur indeholder mindre ilt.

## Fremgangsmåde

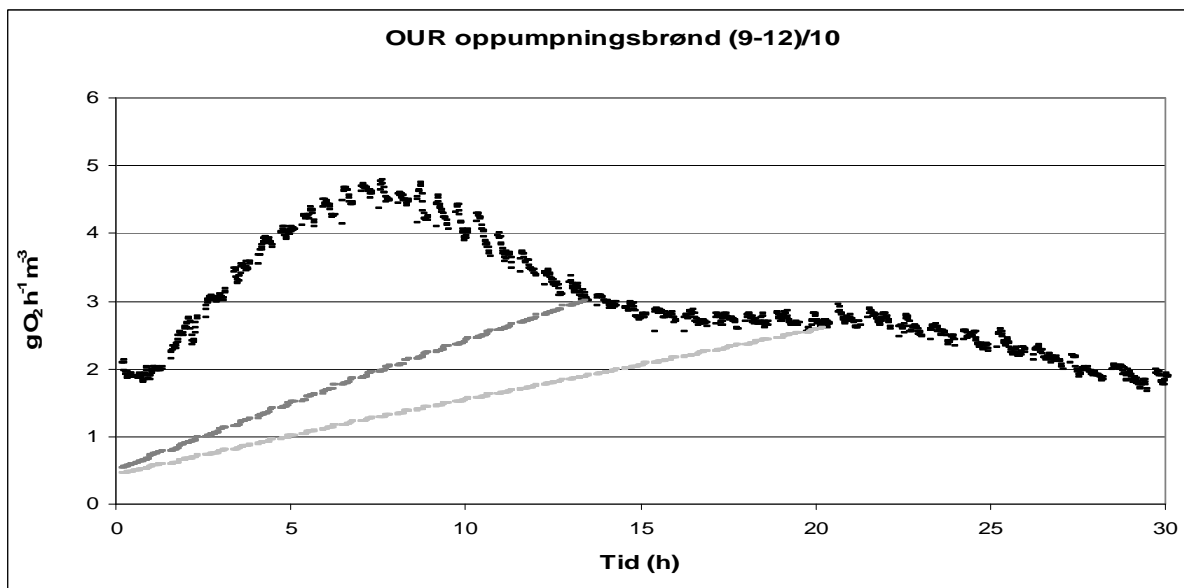
Ved opstart af OUR reaktorerne kalibreres iltmåleren til 100 procent. USB dataloggeren sættes op til at måle hvert minut. Frisk indhentet spildevand hældes på cirka 2,2 liter og magnet omrørerne sættes på trin 5 for at sikre tilstrækkelig omrøring. Ved forsøgsafslutning importeres data fra USB stik til Excel. Her sorteres data punkterne sådan, at der arbejdes videre med de iltmålinger med positiv hældning svarende til den periode, hvor iltmætningen falder fra 85 procent til 60 procent. OUR kurven fremkommer så ved lineær regression over iltmætningen til tiden, hvilket ses i Ligning 9.

**Ligning 9. Beregning af iltforbruget over en ilttingsperiode [Hvitved Jacobsen, 2002].**

$$OUR_m = -\left(\frac{dC}{dt}\right)_m$$

I det følgende gennemregnes data fra OUR forsøget (9-12)/10 jævnfør ovenstående beskrivelse. For nærmere detaljer vedrørende udregningen henvises der til Hvitved-Jakobsen (2002).

På OUR oppumpningsbrønd (Figur 54) skal der integreres under den sorte kurve fra forsøgets start og frem til den tid, som enten svarer til opholdstiden i trykledningen eller der, hvor OUR værdien er konstant. I denne sammenhæng er det tilstrækkeligt at integrere de første 18-20 timer.



**Figur 54. Karakterisering af spildevand på baggrund af beregning af OUR.**



## Optimering af Nutriox<sup>®</sup> tilsætning i trykledningen ved Dollerup

Den sorte Kurve deles op i mindre stykker hvorpå der kurvefittes. På OUR oppumpningsbrønd (Figur 54) er det arealet under den sorte kurve og over den lysegrå linie, som svarer til det hurtigt hydrolyserbare materiale  $X_{S1}$ .

Beregning af den grå linie:

**Ligning 10. Start fraktion i  $\text{mg O}_2 \text{ l}^{-1} \text{ h}^{-1}$  for område A med den grå linie.**

$$\frac{x}{0,86} = \frac{3}{4,8} \Leftrightarrow x = 0,53$$

**Ligning 11. Beregning af polynomium for den grå linie.**

$$P(x) = \frac{x-14}{0-14} * 0,53 + \frac{x-0}{14-0} * 3 = 0,17x + 0,53$$

Beregning af den lysegrå linie:

**Ligning 12. Start fraktion i  $\text{mg O}_2 \text{ l}^{-1} \text{ h}^{-1}$  for område B med den lysegrå linie.**

$$\frac{x}{0,53} = \frac{2,6}{3} \Leftrightarrow x = 0,45$$

**Ligning 13. Beregning af polynomium for den lysegrå linie.**

$$P(x) = \frac{x-21}{0-21} * 0,45 + \frac{x-0}{21-0} * 2,6 = 0,10x + 0,45$$

Beregning af område A:

**Ligning 14. Udregning af arealet i område A.**

$$A = \int_0^8 8693 \text{eksp}^{0,013x} dx + \int_8^{14} 8,6602 \text{eksp}^{-0,076x} dx - \int_0^{14} 0,17 + 0,53 dx = 20 \text{ mgO}_2 \text{ l}^{-1} \Leftrightarrow X_{S1} = \frac{20}{1-0,63} = 54 \text{ mgO}_2 \text{ l}^{-1}$$

Beregning af område B:

**Ligning 15. Udregning af arealet i område B.**

$$B = \int_0^{14} 0,17x + 0,53 dx + \int_{14}^{21} 0,0083x^2 - 0,3163x + 5,71 dx - \int_0^{21} 0,10 + 0,45 dx = 12 \text{ mgO}_2 \text{ l}^{-1} \Leftrightarrow$$

$$X_{S1} = \frac{12}{1-0,63} = 32 \text{ mgO}_2 \text{ l}^{-1}$$

Totalt er der i vandfasen ved sammenlægning af område A og B et samlet indhold af hurtigt hydrolyserbart materiale på  $86 \text{ mg O}_2 \text{ l}^{-1}$  tilgængeligt for de heterotrofe bakteriers metabolisme. I henholdsvis Ligning 14 og Ligning 15, er der benyttet en udbytte konstant på 0,63, som er en tabelværdi for tilsvarende forsøg under aerobe forhold af Hvitved-Jakobsen (2002).

## Beregning af iltmætning i spildevand

### Bilag 2

I det følgende redegøres der for hvor meget ilt rent vand kan indeholde ved en given temperatur. Der beregnes ved hjælp af formel (4,24) fra Hvitved Jacobsen (2002) se Ligning 16

**Ligning 16. Udregning af iltindholdet i rent vand [Hvitved Jacobsen, 2002].**

$$S_{os} = \frac{P - P_s}{760 - P_s} * (14,652 - 0,41022T + 0,00799T^2 - 0,0000773T^3)$$

Hvor  $S_{os}$  = Opløst oxygen ved mættet koncentration i rent vand ( $\text{gO}_2 \text{ m}^{-3}$ )  
 $P$  = Aktuelt lufttryk (mmHg)  
 $P_s$  = Mættet damptryk ved temperaturen T (mmHg)  
 $T$  = Temperatur ( $^{\circ}\text{C}$ )

Indholdet i spildevand udregnes så ud fra en korrektions faktor i intervallet (0,85-1,0), se Ligning 17.

**Ligning 17. Beregning af iltindholdet i spildevand [Hvitved-Jakobsen, 2002].**

$$S_{ww} = S_{os} * 0,85$$

Hvor  $S_{ww}$  = Opløst oxygen ved mættet koncentration i spildevand ( $\text{gO}_2 \text{ m}^{-3}$ )

Det aktuelle lufttryk er fundet ved at brug Dansk metrologisk instituts hjemmeside:

<http://www.dmi.dk/dmi/index/danmark/vejrobservationer.htm>

Det mættede damptryk er fundet som tabelværdi fra Lide (2004-2005) ved en temperatur på 15 grader celsius svarende til 288,15 K.

For at beregne et damptryk ved en anden temperatur anvendes Clausius Clapeyron ligningen, se Ligning 18.

**Ligning 18. Beregning af damptryk ved hjælp af Clausius Clapeyron ligningen [Atkins & Paula2006].**

$$P_{pa} = P^* * e^{\frac{-\Delta H_{vap}}{R} * (\frac{1}{T} - \frac{1}{T^*})}$$

Hvor  $P_{pa}$  = Damptryk ved ny temperatur (Pa)  
 $P^*$  = Kendt damptryk (Pa)  
 $H$  = Enthalpi ( $\text{J mol}^{-1}$ )  
 $R$  = Gaskonstanten ( $\text{J mol}^{-1} \text{ K}^{-1}$ )

## Optimering af Nutriox<sup>®</sup> tilsætning i trykledningen ved Dollerup

T = Temperatur som damptryk skal beregnes ved (K)

T\* = Temperatur ved kendt damptryk (K)

Der omregnes til (mmHg) fra (Pa) ved forholdet at 1 (mmHg) modsvarer 133,32 (Pa). Tabel opslag Lide (2004-2005).

## Brug af Traacs 800 til detektion af total N

### Bilag 3

#### Formål

At finde indholdet i nitrat-nitrit fra felt forsøg

#### Materialeliste

Plastik dunke fra autosamplers og greinerrør.

Millipore Millex-HV filtre 0,75µm.

Engangssprøjter 10ml.

Filter hus.

Traacs 800 fra Bran & Luebbe.

#### Fremgangsmåde

For at kunne kvælstofforbindelser i pumpestationen og oppumpningsbrønden autosamples der prøver, som bestemmes på autoanalysemaskinen Traacs 800. Traacs 800 bestemmer indholdet af ammonium, nitrit og nitrat. Traacs 800 detekterer indholdet i prøverne i henhold til Dansk Standard DS 223 (1991) og DS 224 (1975).

Nitrat bliver reduceret over en cadmium søjle sådan, at det bliver mængden af nitrit der måles på. Princippet i denne metode er, at mængden af reduceret nitrat og mængden af nitrit, som allerede er i prøven under et måles på baggrund af nitrits reaktion med sulfanilamid i sur opløsning. Her dannes et diazonium salt, som koblet med en N-(1-naphtyl)ethylenediamin laver et farvekompleks. På denne måde kan nitrat-nitrit detekteres ved spektrofotometri (520-569nm). Ønskes alene indholdet af nitrit bestemt ledes prøveopløsningen udenom cadmium søjlen.

Tilsvarende danner ammonium et blåfarvet kompleks med hypochlorit i en svag basisk opløsning (pH 10,8-11,4). Dette kan ligeledes detekteres ved spektrofotometri ved (630nm). Det målte indhold af henholdsvis nitrit og ammonium bestemmes ud fra standardrækker.

#### Fremgangsmåden til analyseprøverne

Prøverne udtages ved pumpestation og oppumpningsbrønd. Der udtages 4 prøver pr. flaske på hvert sted. De filtreres ved hjemkomst af hensyn til Traacs 800 maskinen sådan, at der ikke sker en blokering af slangesystemet. De hjemtagne prøver pH justeres efter at have været konserveret med svovlsyre og nedfryses, hvis analysen ikke fortages umiddelbart.

## COD bestemmelse

## Bilag 4

# Bestemmelse af organisk stof

COD-bestemmelse i henhold til Standard Methods

### Formål

Formålet med metoden er at bestemme indholdet af organisk stof ved kemisk iltforbrug.

### Princip

Prøven koges i et givet tidsrum under tilstedeværelse af kviksølv(II)sulfat med svovlsyre indeholdende sølvkatalysator og en kendt mængde kaliumdichromat. Herved oxideres det oxiderbare materiale i prøven efterfulgt af en farverekation, som angiver koncentrationen af det organiske stof i prøven.

### Reagenser

Til metoden skal der fremstilles henholdsvis iltningsmiddel (dikromatopløsning), katalysatoropløsning (sølvulfatopløsning), COD-stamopløsning samt 4 M svovlsyre til konservering.

**Dikromatopløsning:** Til 500 ml destilleret vand tilsættes 10,216 g  $K_2CrO_7$ , 167 ml koncentreret  $H_2SO_4$  og 33,3 g  $HgSO_4$ . Blanding opløses, afkøles til stuetemperatur og der fyldes op til 1000 ml med Grønt-vand.

**Sølvulfatopløsning:** Til koncentreret  $H_2SO_4$  tilsættes  $AgSO_4$  i forholdet 5,5 g  $AgSO_4$  pr. kg  $H_2SO_4$ . Opløsningen skal stå ca. 1-2 døgn før anvendelse. NB. Denne opløsning kan og bør købes ved førende kemikalie leverandør.

**COD-stamopløsning:** Som stamopløsning benyttes  $KHC_8H_4O_4$  (kaliumhydrogenftalat). Standardkurven fremstilles ud fra en stamopløsning på 1000 mg  $O_2/l$  svarende til 0,8500 g  $KHC_8H_4O_4$  fortyndet op til 1000 ml med Grønt-vand. Standardkurven laves ud fra fem koncentrationer på henholdsvis 20, 200, 500, 750 og 1000 mg  $O_2/l$ .

**4M Svovlsyre:** Anvendes til konservering af prøverne.

Dikromatopløsningen, sølvulfatopløsningen og svovlsyren kan anvendes over længere tid, mens COD-stamopløsningen skal laves frisk hver gang.

I laboratoriet (Syreskyl lokale E1.21) for COD-bestemmelse forefindes der to Blue Cap flasker med dispenser til henholdsvis dikromatopløsningen og sølvulfatopløsningen. Husk at mærke alle kemikalier med **navn, dato, opløsning, koncentration, R/S-sætninger m.m.**

## Laboratorium

Bestemmelse af COD foretages i Syreskyl (E 1.21). Alt arbejde med afpipettering foretages i stinkskalet i lokalet. I stinkskalet er der nogle afmærkninger, hvor kogeblokkene (2 stk.) skal placeres for, at de kan opretholde den fastsatte temperatur under kogningen af prøverne. Mærkerne på kogeblokken angiver den temperatur (150°C), der skal anvendes ved kogningen.

## Udstyr

10 ml COD-reagensrør. Glassene står i skabet i Syreskyl mærket med COD-glas. Hvis der er mistanke om, at reagensrørene ikke er rene efter opvasken kan de rengøres ved overføre 3 ml dikromatopløsningen (dobbelstyrke og uden kviksølv) efterfulgt af en kogning i 2 timer ved 150°C. Efter endt kogning hældes spildet i en affaldsbeholder (se afsnittet omkring spild). Reagensrørene er herefter rene !

Spektrofotometer ved bølgelængden 600 nm. (Spectronic 20 Genesys mærket med "Anvendes til COD-bestemmelse" findes i Stud.-lab).

## Fremgangsmetode

Fra en homogeniseret prøve udtages 2,5 ml, som føres over i et 10 ml COD-reagensrør, herefter tilsættes 1,5 ml dikromatopløsning. Dernæst tilsættes 3,5 ml sølvsulfatopløsning forsigtigt til prøven, således at sølvsulfatopløsningen løber langs væggen af COD-reagensrøret. Låget skrues på. Når sølvsulfatopløsning har lagt sig under dikromatopløsning i COD-røret, vendes reagensrøret således, at der er en fuldstændig opblanding af de tre væsker. Hvis låget giver en "knasende" lyd ved påskruningen, er låget enten utæt eller COD-reagensrøret er gået i stykker. Det bør undersøges og den defekte del smides væk.

Herefter anbringes COD-reagensrøret i en kogeblok ved 150°C (se anmærkninger på stinkskalet samt kogeblokken). Efter 2 timers kogning placeres COD-reagensrøret ved stuetemperatur til afkøling i stålstativerne i stinkskalet. Når prøven har opnået stuetemperatur vendes prøven således, at faseopdelingen ikke længere er tilstede. Herefter skal prøve henstå i yderligere 10-30 minutter for at bundfaldet i prøven bundfælder. Herefter føres der 3 ml over i en kuvette (makro) og absorbansen aflæses ved en bølgelængde på 600 nm. Ud fra den aflæste absorbans og en standardkurve kan COD-værdien beregnes som mg O<sub>2</sub>/l.

Til nulstilling af absorbans benyttes der en blankprøve bestående af Grønt-vand.

COD-værdien for prøverne skal ligge indenfor intervallet for standardrækken, dvs. mellem 20-1000 mg O<sub>2</sub>/l. Hvis COD-værdien ligger udenfor dette interval, skal prøven fortyndes.

For at vurdere nøjagtigheden på standardkurven er der lavet en standardprøven med en kendt COD-værdi (500 mg O<sub>2</sub>/l) ud fra KHC<sub>8</sub>H<sub>4</sub>O<sub>4</sub> (0,4250 g pr.1000 ml). Hvis afvigelsen på COD-værdien for standarden i forhold til standardkurven er større end 5%, skal der laves en ny standardrække, standard, blank og nye prøver. Dette skal gøres, da der sandsynligvis er sket en fejl under kogningen af COD-reagensrørene.

På samme måde som ved prøverne udtages der 2,5 ml til fremstilling af blankprøven, standardprøverne og standardprøven. Herefter skal disse behandles på samme måde, som en alm. prøve. For hver gang

## Optimering af Nutriox<sup>®</sup> tilsætning i trykledningen ved Dollerup

COD for en given prøve ønskes bestemt, skal der laves en blankprøve, standardprøve og standardkurve. Standardkurven kan undværes, hvis der anvendes den samme dikromatopløsning.

Der anbefales, at der laves minimum tripelbestemmelse af alle prøverne !

### Opbevaring af prøver

Prøverne kan opbevares i kølerum i ca. 3 dage, hvis prøverne ikke behandles inden da, kan de konserveres med 4 M H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> (10 ml 4 M H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> pr. 1000 ml prøve). Evt. opbevaring i fryser, men husk at homogenisering af prøverne efter optøning.

### Håndtering af spild

Spildet opsamles og hældes i en affaldsbeholder mærket ”COD-spild **med** kviksølv”. Reagensglasrørene skylles et par gange med Grønt-vand, spildet herfra samles ligeledes op i affaldsbeholderen.

Affaldsbeholderen skal tømmes i tønden i F-bygn. mærket med ”K: Sure vandige opløsninger **med** kviksølv”.

### Opvask

Lågene skrues på reagensrørene og stilles til opvask.

### R/S-sætninger

Husk at undersøge R/S-sætningerne for henholdsvis kaliumdikromat og svovlsyre før arbejdet i laboratoriet påbegyndes. R/S-sætningerne kan findes i mappen i vejerummet E 2.26.

### Sikkerhedsudstyr

Engangshandsker og gammelt tøj. Der spildes **altid** noget svovlsyre, hvilket resulterer i huller i tøjet.

### Spørgsmål og hjælp

Al henvendelse omkring analysemetode skal ske til projektlaboranten/vejlederen.

### Reference

APHA, AWWA and WEF (1995). Standard Methods for the examination of water and wastewater. 19 edn, New York: American Public Health Association, American Water Works Association and Water Environment Federation. 0-87553-223-3.

DS 217. Vandundersøgelse – Bestemmelse af kemisk oxygenforbrug i vand med COD<sub>C</sub> med dikromat.

## Produktblad Nutriox<sup>®</sup>

### Bilag 5

## Nutriox<sup>®</sup>/BIO-TRIM

**Egenskaber:**

- Ikke brandfarlig
- Ikke giftig
- Lugtfri
- Farveløs

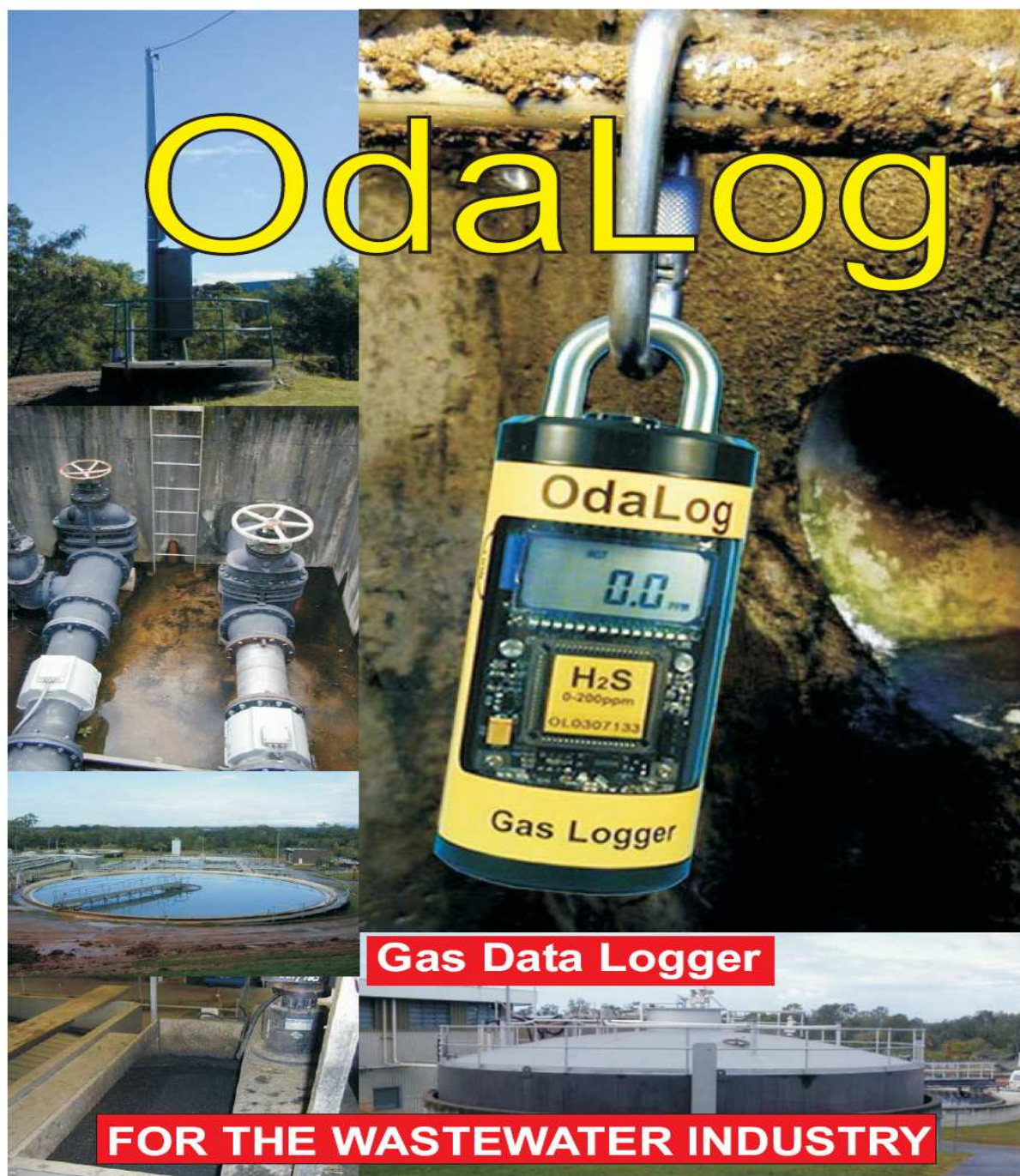
Produktnavn	Sammensætning	Emballage	mængde	Varenummer
<b>Nutriox<sup>®</sup> 45%</b>	7,65% Nitrat-Nitrogen 0,05% Ammonium-Nitrogen 10,9% Vandopl. Calcium 10 ppm Fosfor (P) 50 ppm Flour (F) 30 ppm uopløst >3µm	Palletanke	1156 kg	500214
<b>BIO-TRIM</b>	7,65% Nitrat-Nitrogen 0,05% Ammonium-Nitrogen 10,9% Vandopl. Calcium 10 ppm Fosfor (P) 50 ppm Flour (F) 30 ppm uopløst >3µm	Dunke	25 kg	501102

Tilstandsform : 1,45 g/m<sup>3</sup>  
 Temperatur ved krysstallisation : -20°C  
 Smeltepunkt : -8°C  
 Transportkoder :



## Oda svovlbrintelogger

Bilag 6



**OdaLog**

**Gas Data Logger**

**FOR THE WASTEWATER INDUSTRY**

The advertisement features a collage of images related to wastewater treatment. On the left, there are three smaller images: a tall industrial tower, two large pipes with valves inside a concrete structure, and a circular aeration tank. On the right, a large image shows the OdaLog device, a yellow and blue handheld gas logger, hanging from a metal hook. The device's screen displays '0.0 ppm' and 'H2S 0-200ppm'. The background of the right side shows a cross-section of a pipe with a dark, gassy atmosphere.

# PURPOSE DESIGNED

The OdaLog has been specifically designed for the Wastewater Industry, primarily for locating at or close to the source of Hydrogen Sulphide emissions such as within sewerage pumping stations and receiving manholes.

Its purpose is to log levels of H<sub>2</sub>S in the range 0-200 ppm for later downloading of data in tabular or graphical form to highlight significant variations in H<sub>2</sub>S levels over time.

Due to the nature of the environment in which the instrument has to operate, it has been designed to be splash resistant, robust, small, and able to log data for extended periods of time.

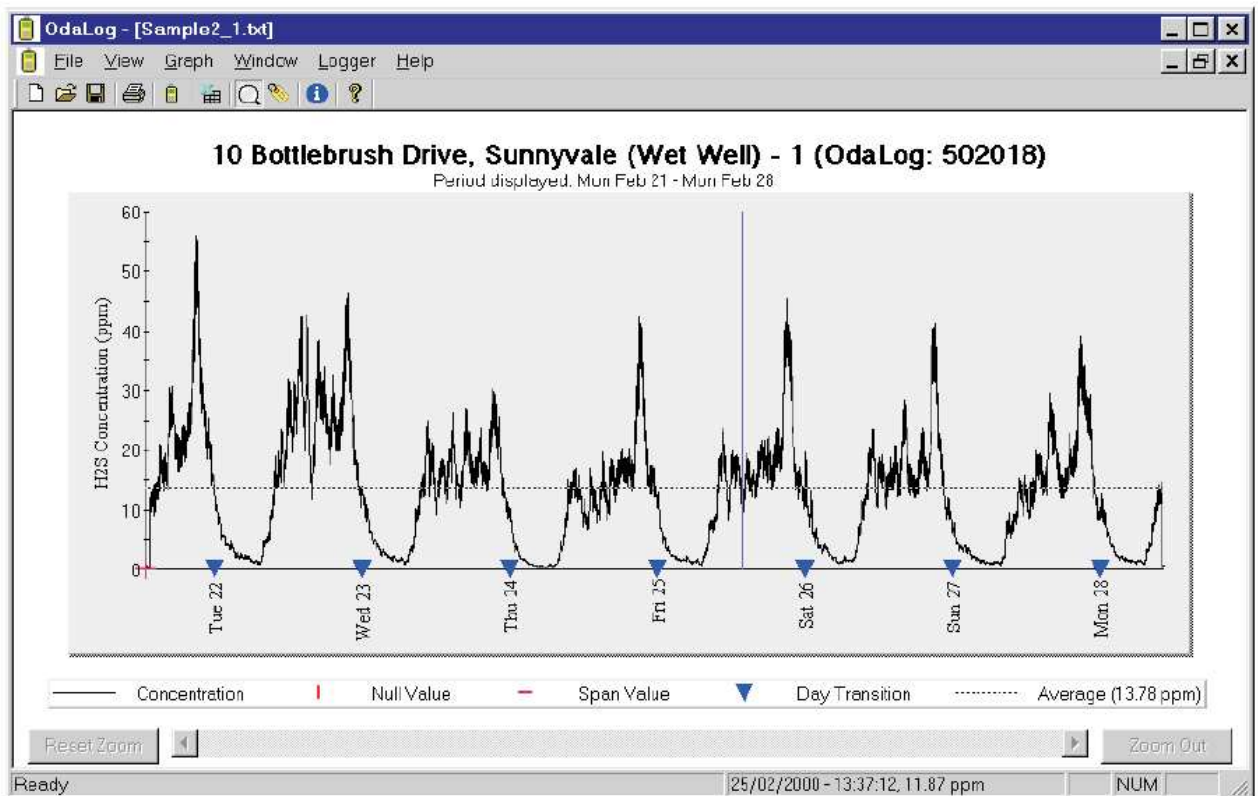


# LONG TERM RECORDING

- Displays Line Graphs
- Ability to zoom in on selected time periods
- Ability to export data to spreadsheets
- Ability to customise graphical scale and mark time intervals on X-axis
- Records OdaLog serial number on printout and allows graphs to be labelled
- Uses Infra Red Communication for downloading and configuring



Infra-Red Link



32,000 logging intervals allow very detailed or very long studies e.g.

- Over 3 months at 5 minute intervals
- Over 3 weeks at 1 minute intervals
- Over 3 days at 10 second intervals

# SPECIFICATIONS

SENSOR TYPE:	Electrochemical Hydrogen Sulphide
MAX RANGE:	0 to 999.9 ppm
STD RANGE:	0 to 200.0 ppm
ACCURACY AT STP:	+/- 1.0 ppm
RESOLUTION:	0.1 ppm
RESPONSE TIME:	T90 < 60 seconds
PRESSURE RANGE:	Atmospheric +/- 10%
RELATIVE HUMIDITY RANGE:	15 to 90% (non-condensing)
LCD DISPLAY:	00.0 to 999.9
INSTRUMENT TEMP RANGE:	-10 C to +40 C
EXTERNAL DIMENSIONS:	165mm x 62mm Dia
INSTRUMENT WEIGHT:	450 grams

## POWER SUPPLY

BATTERY :	3 x 1.5V AA Alkaline Batteries or 1 x 3.6V Lithium Battery (1-136 or 1-137)
BATTERY LIFE:	Alkaline Batteries Over 3 Months or Lithium Battery Over 6 Months

## DATA LOGGER

MEMORY CAPACITY:	32,000 Readings
LOGGING INTERVAL:	Selectable from 1 second to 1 hour (e.g.) 1 min interval logs for 22 days, 5 min interval logs for over 3 mths

## Approvals

INTRINSIC SAFETY:	Standards Australia AUS Ex 2478X, certified to: Ex ia I/IIC T4 IP66/67 NEMKO 03 ATEX134, certified to: I M2 / II 2 GD, EEx ia I/IIC T4 IP66/67
-------------------	---

ELECTROMAGNETIC COMPATIBILITY:	The OdaLog Type I and accessories have been tested and conform to the requirements of C-Tick, CE & FCC.
-----------------------------------	---

## SERVICING

We recommend that the OdaLog is returned to an authorised App-Tek service centre at least once every six months for a full inspection, software upgrade as developed, calibration, test for linearity and to have new batteries fitted.

## WARRANTY

12 month warranty when used in accordance with operation manual (excluding calibration & freight costs).

Authorised Distributor



Manufactured By



In the interest of continued improvement, we reserve the right to change design features without prior notice.

P/N: 20-0001 Issue: 5B August 2003

## **NIRAS notat**

## **Bilag 7**

~~Skørping Kommune Anders Lundsgaard~~

---

### **SVOVLBRINTETILTAG I RELATION TIL AFLEDNINGEN AF SPILDEVAND TIL AALBORG KOMMUNE VIA DOLLERUP PUMPESTATION**

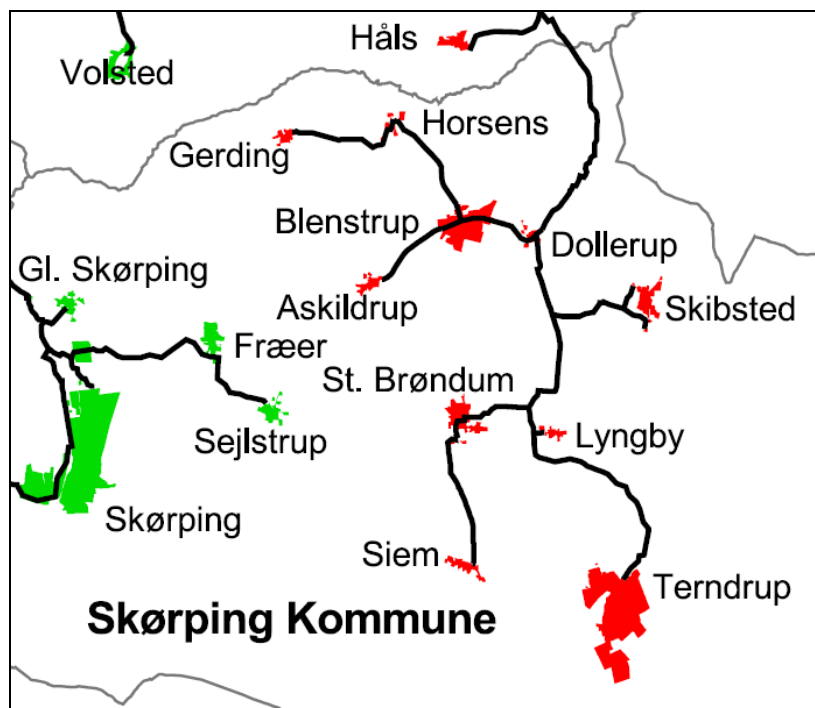
**Niels Aagaard Jensen**

---

20. december 2006

#### **1. Baggrund**

Som illustreret på nedenstående figur samles spildevandet fra den centrale del af Skørping Kommune (fra Terndrup i syd til Horsens i nord) ved Dollerup, hvorfra det via en 5 km lang trykledning ledes til det afskærende ledningssystem i Aalborg Kommune. Uden tiltag vil den lange opholdstid i trykledningen bevirke, at spildevandet bliver anaerobt (dvs. ilt- og nitratfrit), hvorefter der dannes svovlbrinte.



Udviklingen af svovlbrente indebærer risiko for en lang række uønskede effekter i form af lugt, sundhedsrisiko og korrosion. Grundet disse uønskede effekter er der gennem mange år gjort en væsentlig indsats fra Skørping Kommune's side med henblik på at undgå udvikling af svovlbrente i kloaksystemet.

Målinger udført af såvel Skørping Kommune som Aalborg Kommune har imidlertid påvist, at den aktuelle indsats ikke har den ønskede virkning for så vidt angår trykledningen fra Dollerup til Aalborg Kommune.

På denne baggrund har NIRAS gennem efteråret medvirket ved forsøg med henblik på vurdering af mulighederne for effektivt at undgå svovlbrentedannelse på trykledningen fra Dollerup til Aalborg Kommune.

## 2. De negative konsekvenser af svovlbrente

Svovlbrente har som nævnt en lang række negative konsekvenser:

*Lugt* – svovlbrente lugter som råddent æg, og kan ved selv små mængder i luften give væsentlige lugtgener for omgivelserne

*Sundhedsrisiko* – svovlbrente er en særdeles giftig luftart, der tidligere har været årsag til flere dødsfald blandt kloakarbejdere

*Korrosion* – svovlbrintekorrosion kan bl.a. reducere den forventede levetid for betonrør fra 100 år til kun 5-10 år.

I denne forbindelse bør det bemærkes, at Aalborg Kommune i 1992-1994 udskiftede knap 1,5 km afskærende ledning nedstrøms oppumpningsbrønden fra Skørping Kommune som følge af svovlbrintekorrosion. Ledningen var på dette tidspunkt kun 14 år gammel.

### 3. **De gennemførte forsøg**

Med henblik på at undgå anaerobe forhold i trykledningen fra Dollerup er der de senere år blevet doseret nitrat til kloaksystemet i Skørping Kommune i form af produktet Nutriox fra firmaet Yara.

Da nitratdosering generelt anses for en effektiv form for svovlbrintetiltag, er der ved de gennemførte forsøg derfor taget udgangspunkt i dette.

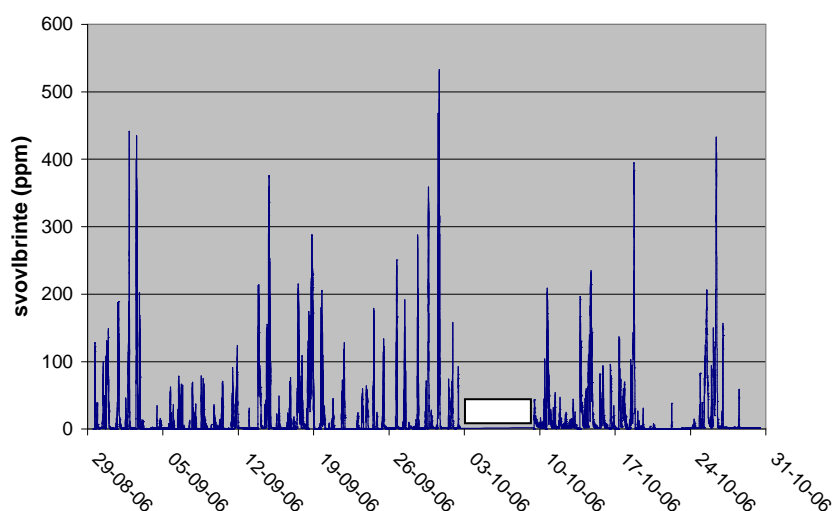
Ved starten af forsøgsperioden blev doseringen primært foretaget ved Gerding. Måleresultater i oppumpningsbrønden i Aalborg Kommune viste dog, at doseringsmængden ikke var tilstrækkelig. En umiddelbar teoretisk vurdering pegede endvidere i retning af, at en dosering direkte til trykledningen ved Dollerup kunne være mere effektiv. Forsøgene har derfor været centreret om dels den optimale placering af doseringen, dels doseringsmængden.

### 4. **Måleresultater**

I forsøgsperioden er der med bistand fra Aalborg Kommune gennemført kontinuerte målinger af svovlbrinte i gasfasen i såvel selve oppumpningsbrønden som i en brønd 1,5 km nedstrøms – dvs. umiddelbart nedstrøms den i 1992-1994 udskiftede, afskærende ledning. Begge brønde er placeret i Aalborg Kommune.

Forsøgsperioden forløb over 9 uger fra den 29. august til den 31. oktober 2006.

## Optimering af Nutriox<sup>®</sup> tilsætning i trykledningen ved Dollerup



Figur 1 - Svovlbrinte i luftfasen målt i Aalborg Kommune i brønd 1,5 km nedstrøms for oppumpningsbrønden fra Skørping kommune (bemærk dataudfald i perioden 3/10-10/10).

Figur 1 viser målingerne i brønden 1,5 km nedstrøms for oppumpningsbrønden. De målte svovlbrinteværdier i denne brønd var gennemgående markant højere end de tilsvarende målte værdier i selve oppumpningsbrønden, hvilket bl.a. hænger sammen med den løbende afgasning af svovlbrinten fra vand- til gasfase i takt med spildevandets bevægelse.

Som det fremgår, er der ved flere lejligheder målt værdier helt op til 300-500 ppm, hvilket for mennesker indebærer en risiko for livsfarlig væskeansamling i lungerne. Da de generelt høje niveauer endvidere strækker sig over længerevarende perioder, er der tilsvarende en høj risiko for væsentlig betonkorrosion.

Igennem forsøgsperioden er der gjort forsøg med dosering såvel ved Lyngby som ved Dollerup. Der er en klart bedre effekt ved den direkte dosering i Dollerup end den indirekte dosering ved Lyngby. Den teoretiske forklaring på dette er, at en stor del af det tilsatte nitrat bliver forbrugt under spildevandets transport fra Lyngby til Dollerup.

Med hensyn til doseringsmængden lykkedes det først at fjerne svovlbrinten effektivt, da doseringen ved Dollerup fra og med den 18. oktober og forsøgsperioden ud blev øget til ca. 240 liter Nutriox/døgn.

Omkring den 24. oktober slap den indkøbte mængde Nutriox imidlertid op, og effekten viste sig tydelig i form af hastigt stigende svovlbrintekonzentrationer. Da doseringen få dage efter kunne genoptages, forsvandt svovlbrinten dog igen.



Konklusionen på forsøgsperioden er derfor, at svovlbrintedannelse på trykledningen fra Dollerup til Aalborg Kommune bedst undgås ved dosering direkte til trykledningen i Dollerup. Endvidere kan det konkluderes, at det ved en passende høj doseringsmængde er muligt at eliminere svovlbrintedannelsen i trykledningen.

Det bemærkes i øvrigt, at firmaet Yara via empiriske formler og grove estimater på spildevandets indhold af bl.a. organisk stof har estimeret et optimalt doseringsbehov på omkring 110 liter/døgn, forudsat at der anvendes en dynamisk doseringsmodel. Den afsluttende doseringsmængde på 240 liter/døgn forekommer derfor at være i overkanten, og der vil efter alt at dømme kunne opnås en reduceret doseringsmængde via efterfølgende forsøg med dynamisk dosering.

### 5. **Betydningen af Katrineholm Mejeri**

Undervejs i forsøgsperioden er de styrende parametre for svovlbrintedannelsen på den betragtede trykledning blevet vurderet.

I denne forbindelse er det via foreliggende spildevandsanalyser (i tilknytning til særbidragsordningen) blevet erkendt, at spildevandet fra Katrineholm Mejeri i St. Brøndum har et særdeles højt indhold af organisk stof. Via en simpel massebalance vurderes det således, at mejeriets spildevand stort set medfører en fordobling af indholdet af organisk stof i den samlede spildevandsmængde ved Dollerup pumpestation.

Mængden af organisk stof, og omsætteligheden af dette, har generelt en afgørende indflydelse på svovlbrinteudviklingen i trykledninger. Det må derfor forventes at den potentielle svovlbrinteudvikling og dermed den nødvendige doseringsmængde vil kunne reduceres, såfremt udledningen af organisk stof fra Katrineholm Mejeri reduceres.

For nyligt er det (bl.a. via Mejeriforeningens hjemmeside den 14. december 2006) blevet offentliggjort, at Katrineholm Mejeri forventes lukket i løbet af 2007. En lukning af mejeriet vil have en væsentlig indflydelse på svovlbrintepotentialet på trykledningen fra Dollerup til Aalborg Kommune. Den lange opholdstid i trykledningen taget i betragtning, må der dog fortsat forventes en væsentlig svovlbrinteudvikling på strækningen, såfremt der ikke sker tiltag.

Det bemærkes i øvrigt, at afledningen fra Katrineholm Mejeri i begyndelsen af måleperioden foregik via en opsamlings- og neutraliseringstank, der blev tømt sidst på eftermiddagen ved arbejdstidens ophør. Efter overvejelser omkring betydningen af denne afledning for udviklingen

## Optimering af Nutriox<sup>®</sup> tilsætning i trykledningen ved Dollerup

af svovlbrinte på trykledningen ved Dollerup, blev det aftalt med mejeriet, at afledningen fremover sker direkte i takt med at spildevandet produceres.

### 6. **Anbefaling**

På baggrund af forsøgsperiodens konklusioner anbefales følgende:

- Nitratdoseringen bør ske direkte til trykledningen i Dollerup.
- Der bør ved pumpestationen i Dollerup etableres en permanent tank til doseringsmidlet (et nitratprodukt), idet indkøbsprisen dermed vil kunne reduceres mærkbart, ligesom den medgåede arbejdstid for driftspersonalet vil blive reduceret.
- Hvis produktionen på Katrineholm Mejeri mod forventning bibeholdes, bør det overvejes, om indholdet af organisk stof i mejeriets spildevand kan reduceres via eksempelvis vilkår i en afledningstilladelse.
- Når en permanent dosering ved Dollerup pumpestation er etableret, bør doseringsstrategien optimeres via forsøg med tilhørende målinger. I denne forbindelse er det væsentligt at forholdene omkring Katrineholm Mejeri er afklaret forudgående.
- På lidt længere sigt bør mulighederne for at reducere nitratdoseringen yderligere via supplerende, alternative tiltag overvejes og eventuelt forsøges. Her tænkes bl.a. på mulighederne for luftdosering og anvendelse af rensegrise.



## Kort over Rebild Kommune

## Bilag 9

