

# Utprøving av stabilitetsparametre for slam

Aquateam - Norsk vannteknologisk senter A/S

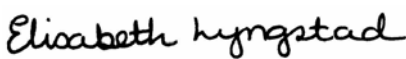

Rapport nr: 03-018  
Prosjekt nr: O-01030

Prosjektleder: Siv.ing. Bjarne Paulsrud  
Medarbeidere: Siv.ing. Elisabeth Lyngstad  
Ing. Arne Lundar

# aquateam RAPPORT

Postboks 6875 Rodeløkka  
0504 Oslo  
Telefon: 22 35 81 00  
Telefaks: 22 35 81 10

Rapportnummer: 03-018  
Tilgjengelighet: Åpen

Rapportens tittel	Dato
Utpøving av stabilitetsparametre for slam	30.05.03
	Antall sider og bilag
	56
Forfatter(e) sign.	Ansv. sign.
Bjarne Paulsrud	Bjarne Paulsrud
Elisabeth Lyngstad	
Arne Lundar	
	Prosjektnummer
	O-01030

Oppdragsgiver	Oppdr.givers ref.
Norsk VA-verk forening (NORVAR)	Steinar Nybruket

## Ekstrakt

Norske regelverk krever at avløpslam og avfallsbaserte produkter skal være stabilisert før bruk på jordarealer, men det er ikke angitt hvilke parametre som skal brukes for å dokumentere at man oppnår stabile produkter som ikke medfører uakseptabel luktutvikling ved lagring og bruk.

I dette prosjektet er det testet ut stabilitetsparametre for de tre stabiliseringsmetodene for slam som er dominerende i Norge:

- Anaerob stabilisering (utråtning)
- Kalkbehandling (Orsa-metoden)
- Kompostering

Valget av testparametre er basert på litteraturstudier og anbefalinger fra tilsvarende prosjekter i USA. Vurdering og utpøving av stabilitetsparametre for komposteringsprosessen er gjort på grunnlag av et nylig avsluttet prosjekt i regi av Planteforsk, NLH og Jordforsk.

Rapporten gir følgende anbefalinger om aktuelle stabilitetsparametre for de tre stabiliseringsmetodene:

- Anaerob stabilisering: Reduksjon av organisk stoff
- Kalkbehandling: pH-senkning ved lagring
- Kompostering: Solvita-indeks, Dewar-test ("Rottegrad") og oksygenopptakshastighet

## Stikkord - norsk

## Stikkord - engelsk

Avløpslam	Sewage sludge
Anaerob stabilisering	Anaerobic digestion
Kalkbehandling	Lime treatment
Kompostering	Composting
Stabilitetsparametre	Sludge stability

## Innholdsfortegnelse

<b>0. SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER.....</b>	<b>5</b>
<b>1. INNLEDNING.....</b>	<b>7</b>
<b>2. ORGANISERING OG GJENNOMFØRING .....</b>	<b>7</b>
<b>3. ANAEROB STABILISERING (RÅTNETANKER) .....</b>	<b>8</b>
<b>3.1. Generelt .....</b>	<b>8</b>
<b>3.2. Erfaringer med ulike stabilitetsparametre for anaerob stabilisering.....</b>	<b>9</b>
<b>3.3. Utprøving av stabilitetsparametre .....</b>	<b>10</b>
3.3.1. Gassproduksjonstest .....	10
3.3.1.1 Beskrivelse av testutstyr og –metodikk.....	10
3.3.1.2 Sammenstilling og vurdering av testresultater .....	11
3.3.2. Reduksjon av organisk stoff gjennom råtnetanken(e) .....	15
3.3.2.1 Bestemmelse av reduksjon av organisk stoff (flyktig tørrstoff) .....	16
3.3.2.2 Sammenstilling og vurdering av fullskala resultater .....	18
<b>4. KALKBEHANDLING (ORSA-METODEN) .....</b>	<b>21</b>
<b>4.1. Generelt .....</b>	<b>21</b>
<b>4.2. Erfaringer med ulike stabilitetsparametre for kalkbehandling.....</b>	<b>22</b>
<b>4.3. Forsøk med pH-målinger og reduksjon av pH under lagring.....</b>	<b>23</b>
4.3.1. Forsøksopplegg .....	23
4.3.2. Sammenstilling og vurdering av forsøksresultater .....	23
<b>5. KOMPOSTERING.....</b>	<b>28</b>
<b>5.1. Generelt .....</b>	<b>28</b>
<b>5.2. Erfaringer med ulike stabilitetsparametre for kompostering .....</b>	<b>28</b>
<b>5.3. Resultater fra norske forsøk med ulike stabilitetstester for kompost .....</b>	<b>31</b>
<b>6. REFERANSER .....</b>	<b>33</b>
<b>VEDLEGG 1. LABORATORIEUTSTYR OG METODIKK FOR MÅLING AV GASSPRODUKSJON VED ANAEROB LAGRING AV UTRÅTNET SLAM .....</b>	<b>35</b>
<b>VEDLEGG 2. GRUNNLAGSDATA FRA GASSPRODUKSJONSTESTER OG FOR BEREGNING AV ORGANISK STOFF REDUKSJON VED 5 RÅTNETANKANLEGG.....</b>	<b>37</b>
<b>VEDLEGG 3. EKSEMPEL PÅ BEREGNING AV REDUKSJON AV ORGANISK STOFF GJENNOM RÅTNETANKER BASERT PÅ ”TILNÆRMET MASSEBALANSE METODE” .</b>	<b>43</b>

<b>VEDLEGG 4. MÅLING AV PH I KALKBEHANDLET SLAM .....</b>	<b>44</b>
<b>VEDLEGG 5. RESULTATER FRA FULLSKALA LAGRINGSFORSØK MED KALKBEHANDLET SLAM (ORSA-METODEN) .....</b>	<b>47</b>
<b>VEDLEGG 6. PROSEDYRE FOR DEWAR-TEST (SELVOPPVARMINGSTEST).....</b>	<b>54</b>
<b>VEDLEGG 7. PROSEDYRE FOR SOUR-TEST (OKSYGENOPPTAKSHASTIGHET) .....</b>	<b>55</b>

## 0. Sammendrag og konklusjoner

Den norske Slamforskriften og Gjødselfareforskriften krever at hhv. avløpsslam og avfallsbaserte produkter skal være stabilisert før de kan brukes i jordbruket, på grøntarealer, til vekstjord og i ulike typer jordblandinger. Kravene er primært satt for å redusere luktproblemer i tilknytning til lagring og bruk. De norske forskriftene angir imidlertid ingen parametre for å bestemme graden av stabilitet etter behandling i forhold til faren for luktutvikling ved etterfølgende lagring og bruk. Dette skyldes at det foreløpig ikke finnes noen standardiserte eller allment aksepterte parametre for måling av stabilitet i slam eller avfallsbaserte produkter.

De amerikanske slamforskriftene, som kom i 1993, har også krav om stabilisering av avløpsslam. Dette kravet er imidlertid ikke knyttet spesielt til luktreduksjon, men til såkalt "Vector Attraction Reduction", d.v.s. et krav om at slammet etter behandling ikke skal tiltrekke seg fugler, insekter, små gnagere etc. (vektorer) som kan spre smittestoffer fra slammet. Water Environment Research Foundation i USA har helt siden 1994 arbeidet med å komme fram til pålitelige parametre for slamstabilitet, og det er publisert anbefalinger for alle aktuelle stabiliseringsmetoder (aerob stabilisering, anaerob stabilisering, kompostering, kalkbehandling og termisk tørking).

På grunnlag av de amerikanske slamstabilitetsprosjektene og deres anbefalinger har NORVAR med støtte fra ORIO-programmet, etablert et prosjekt for å prøve ut en del stabilitetsparametre for de mest aktuelle stabiliseringsmetodene i Norge (anaerob stabilisering, kalkbehandling og kompostering). Målet med prosjektet var å komme fram til enkle og pålitelige parametre (målinger/analyser) som kan inngå i internkontrollen ved behandlingsanlegg for slam og våtorganisk avfall. Dersom dette lykkes, vil anleggseierne få et bedre grunnlag for driftsoptimalisering mhp. luktreduksjon, og sluttbrukere (bønder, jordprodusenter, anleggsgartnere, o.s.v.) vil få en større sikkerhet for at produktene de mottar, ikke skaper luktproblemer ved håndtering og bruk.

Prosjektet er gjennomført i nært samarbeid med 6 avløpsrensaneanlegg (fem med anaerob stabilisering og ett med kalkbehandling). I tillegg har en benyttet resultatene fra prosjektet "Utvikling av kompostprodukter", utført av Planteforsk, NLH og Jordforsk, når det gjelder stabilitetstesting ved kompostering av våtorganisk avfall eller avløpsslam.

Følgende konklusjoner kan trekkes når det gjelder stabilitetsparametre for slam ved ulike stabiliseringsmetoder:

- **Anaerob stabilisering**

- Metoden med å måle gassproduksjonen fra utrånnet slam ved lagring under standardiserte betingelser viste seg å være svært upålitelig og ikke brukbar i praksis, til tross for gode anbefalinger i litteraturen.
- Beregning av prosent reduksjon av organisk stoff (flyktig tørrstoff) gjennom rånnetanken(e) ser ut til å kunne gi en god indikasjon på stabiliteten til utrånnet slam. Dette forutsetter imidlertid at det analyseres på tørrstoffinnhold og innhold av flyktig tørrstoff i prøver fra slam inn og ut av rånnetanken(e) 1-2 ganger pr. uke, og at beregningene baseres på "glidende" middelveier over 3-4 uker.
- Rånnetanker som mottar mekanisk/kjemisk slam, bør ha mer enn ca. 40% reduksjon av organisk stoff, mens anlegg som behandler biologisk-kjemisk slam, bør ligge over ca. 45% reduksjon av organisk stoff for å gi en tilfredsstillende stabilitet på slammet.

- **Kalkbehandling (Orsa-metoden)**

- Senkning av pH-verdien i kalkbehandlet slam under lagring gir en god indikasjon på om slammet er tilstrekkelig stabilisert, d.v.s. om det er tilsatt nok kalk.

- Lagringsforsøk tyder på at den kalkdoseringen som er nødvendig for å få et hygienisert slam ( $\geq 55^{\circ}\text{C}$  i min. 2 timer), også vil være tilstrekkelig i praksis for å få et stabilisert slam.
- For hvert anlegg som benytter Orsa-metoden, er det nødvendig å bestemme den minimumsdoseringen av kalk som trengs for å få et stabilisert og hygienisert slam, da dette vil avhenge av kalkblandeutstyret, TS-innholdet i avvannet slam og isoleringen av lagersiloen for kalkslammet.

### • Kompostering

- Det er særlig 3 metoder som ved praktisk utprøving på norske komposter, har vist seg å være aktuelle for bestemmelse av stabilitet i kompost:
  - Selvoppvarmingstest (Dewar-test, "Rottegrad")
  - $\text{CO}_2$ -produksjonstest (Solvita-indeks)
  - Oksygenopptakstest (SOUR-test)
- Dewar-testen og Solvita-testen anbefales for rutinetesting av kompost på anleggene, men ingen av testene er særlig gode ved ferske og ustabile komposter
- SOUR-testen må gjennomføres på laboratorium, men kan da også skille mellom grad av stabilitet ved ferske komposter. Det bør utarbeides en standard testprotokoll dersom målinger skal gjennomføres ved flere laboratorier, og kunne sammenlignes etterpå.
- Følgende anbefalinger er gitt for bruk av kompost med ulik stabilitetsgrad.

Kompostbruk	Solvita-indeks	Dewar-test ("Rottegrad")	Oksygenopptakshastighet (mg $\text{O}_2$ /time/g TS)
Uegnet for bruk. Må ettermodnes	1	I	> 1,0
Egnet til landbruksformål	2-8	I – V	< 1,0
Egnet til hagebruk, grøntanlegg	4-8	II – V	< 0,65
Egnet til jordblandinger (opptil 50% kompost)	6-8	V	< 0,35

Det understrekes imidlertid at stabilitetstester må suppleres med kjemiske analyser og opplysninger om eventuell spire- og veksthemming.

## 1. Innledning

Både Slamforskriften og Gjødselforeforskriften krever at hhv. avløpsslam og avfallsbaserte produkter skal være stabilisert før de kan brukes i jordbruket, på grøntarealer, til vekstjord og i ulike typer jordblandinger. Kravene er primært satt for å redusere luktproblemer i tilknytning til lagring og bruk. De norske forskriftene angir imidlertid ingen parametre for å bestemme graden av stabilitet etter behandling i forhold til faren for luktutvikling ved etterfølgende lagring og bruk. Dette skyldes at det ikke finnes noen standardiserte eller allment aksepterte parametre for måling av stabilitet i slam eller avfallsbaserte produkter, til tross for at det siden midten på 1970-tallet har vært jobbet med disse problemstillingene i mange forskningsmiljøer i forbindelse med det europeiske slamprosjektet COST 681 (Eikum & Paulsrud, 1974; Paulsrud & Eikum, 1975; Eikum & Paulsrud, 1977; Bruce, 1984; Bruce & Fischer, 1984).

De amerikanske slamforskriftene (U.S. EPA, 1993) har også krav om stabilisering av avløpsslam. Dette kravet er imidlertid ikke knyttet spesielt til luktreduksjon, men til "Vector Attraction Reduction", d.v.s. et krav om at slammet etter behandling ikke skal tiltrekke seg fugler, insekter, små gnagere etc. (vektorer) som kan spre smittestoffer fra slammet. I en veiledning til slamforskriften (U.S. EPA, 1992; U.S. EPA, 1999) er det angitt forskjellige metoder eller måleparametre som kan brukes for å dokumentere at stabiliseringskravet er overholdt ved ulike stabiliseringsmetoder for slam. Water Environment Research Foundation (WERF) i USA satte i 1994 i gang et forprosjekt (litteraturstudium) hvor det ble gjort en omfattende gjennomgang av erfaringsdata fra bruk av ulike typer stabilitetsparametre. Prosjektrapporten (Switzenbaum et al., 1997) gir anbefalinger om hvilke parametre som er mest anvendbare i praksis og hvilke grenseverdier som bør benyttes. Anbefalingene omfatter aerob stabilisering, anaerob stabilisering, kompostering, kalkbehandling og termisk tørking. I 1999 satte WERF i gang en videreføring av dette prosjektet, hvor det for utvalgte stabilitetsparametre ble innledet et samarbeid med en rekke amerikanske renseanlegg for å etablere detaljerte prosedyrer for bestemmelse av parametrene, samt vurdere feilkilder, presisjon og begrensninger i de utvalgte stabilitetstestene (Switzenbaum et al., 2002).

På grunnlag av de amerikanske slamstabilitetsprosjektene og deres anbefalinger ble det våren 2001, etter søknad fra NORVAR til ORIO-programmet, etablert et prosjekt for å prøve ut en del stabilitetsparametre for de mest aktuelle stabiliseringsmetodene i Norge. Målet med prosjektet var å komme fram til enkle og pålitelige parametre (målinger/analyser) som kan inngå i internkontrollen ved behandlingsanlegg for slam og våtorganisk avfall. Dersom dette lykkes, vil anleggseierne få et bedre grunnlag for driftsoptimalisering mhp. luktreduksjon, og sluttbrukere (bønder, jordprodusenter, anleggsgartnere, o.s.v.) vil få en større sikkerhet for at produktene de mottar, ikke skaper luktproblemer ved håndtering og bruk.

## 2. Organisering og gjennomføring

Prosjektet er gjennomført av NORVAR som ansvarlig instans med Steinar Nybruket som prosjektansvarlig. Den faglige prosjektledelsen ble lagt til Aquateam med Bjarne Paulsrud som prosjektleder.

I utgangspunktet skulle prosjektet omfatte følgende behandlingsmetoder som innebærer en stabilisering av organisk materiale:

- Anaerob stabilisering
- Kalkbehandling (gir også hygienisering)
- Kompostering (gir også hygienisering)

De aller fleste store og mellomstore avløpsrenseanlegg og behandlingsanlegg for våtorganisk avfall benytter seg av én av disse metodene, og det var en forutsetning for hele prosjektet at man kunne få med en del anlegg (ca. 10 stk.) for praktisk utprøving av metoder og for delfinansiering av prosjektet.

Det skulle vise seg å bli vanskelig å skaffe et tilstrekkelig antall anleggseiere, og spesielt blant komposteringsanleggene var det liten interesse, fordi det allerede var igangsatt et større prosjekt i regi av Norsas ("Utvikling av kompostprodukter") med deltakelse fra Norsk renholdsverksforening og 13 komposteringsanlegg for våtorganisk avfall. Ett av delprosjektene ("Stabilitet i kompost") hadde som mål å teste ut og vurdere egnetheten av aktuelle metoder for måling av stabilitet i norsk kompost, og det ble derfor inngått et samarbeid med dette delprosjektet, som ble utført ved Planteforsk, avd. Landvik med Åsmund Asdal som kontaktperson.

Etter en justering av opprinnelig prosjektplan endte man opp med følgende avløpsrensaneanlegg som sa seg villige til å delta i prosjektet (se tabell 2.1):

**Tabell 2.1 Oversikt over rensaneanlegg som meldte seg på prosjektet.**

Stabiliseringsmetode	Anlegg	Kontaktperson(er)
Anaerob stabilisering	VEAS Lillevik (Larvik) Rambekk (Gjøvik) Sandefjord HIAS	Pia Ryrfors/Rolf Karlsen Marit Våg/Ragnar Kløverød Marit Skjel/Kjell Eng Stein Jørgensen Ove Sander/Tor Fjærgård
Kalkbehandling (Orsa-metoden)	TAU Rådalen (Bergen) *)	Dagfinn Fremstad Geir Trangereid

\*) Anlegget var ute av drift mesteparten av prosjektperioden, og det ble derfor ikke gjort noen uttesting der.

Etter utprøving av stabilitetstestene i Aquateams laboratorium (se kap. 3.3 og 4.3) ble det holdt innledende møter med prosjektdeltakerne for å planlegge uttestingen ved hvert enkelt anlegg. Det skulle etter hvert vise seg å ta vesentlig lengre tid enn forutsatt å få satt i gang uttestingen ved alle anleggene, men de første testresultatene kom i slutten av januar 2002, og testperioden varte til i slutten av september/begynnelsen av oktober 2002 for flesteparten av anleggene. Det ble holdt 3 prosjektgruppemøter i løpet av testperioden ved noen av de deltakende anleggene (Rambekk, Lillevik og VEAS).

### 3. Anaerob stabilisering (råtnetanker)

#### 3.1. Generelt

Anaerob stabilisering er den vanligste behandlingsmetoden for avløps slam på verdensbasis, og i mange land er det en selvfølge å bygge råtnetanker ved alle anlegg over en viss størrelse (over ca. 10 000 – 15 000 pe, men dette varierer i ulike land). Årsaken til metodens popularitet er bl.a. at:

- slammets innhold av lett nedbrytbart organisk stoff blir vesentlig redusert slik at det ikke går i forråtnelse og skaper luktproblemer ved etterfølgende behandling og disponering
- slammengden (tørrstoffmengden) som må disponeres, reduseres med 25 – 40%
- det produseres biogass med høyt energiinnhold (metaninnhold 65 – 70%)
- slammets avvanningsegenskaper forbedres (gjelder spesielt for avløpsrensaneanlegg med biologisk rensetrinn)
- metoden kan enkelt kombineres med et hygieniseringstrinn eller prosessen kan drives ved høy temperatur (ca. 55°C) for å oppnå en hygienisering av slammet der hvor dette er påkrevet.

I Norge har de fleste store og mellomstore avløpsrensaneanlegg råtnetanker for stabilisering av slammet, og mesteparten av slamproduksjonen gjennomgår anaerob stabilisering, samt en eller annen form for hygienisering i et eget behandlingstrinn.

### 3.2. Erfaringer med ulike stabilitetsparametre for anaerob stabilisering

På midten av 1980-tallet ble det gjort en sammenstilling av det arbeidet som til da var utført i mange europeiske land innenfor COST 681-samarbeidet, for å komme fram til pålitelige og sammenlignbare metoder for å måle stabiliteten i slam som er behandlet med ulike stabiliseringmetoder (Bruce & Fischer, 1984). De metodene som inntil da hadde vært foreslått for anaerob stabilisering, er sammenstilt i tabell 3.1 og med kortfattede kommentarer fra originalartikkelen.

**Tabell 3.1 Mulige metoder for måling av slamstabilitet ved anaerob stabilisering (Bruce & Fischer, 1984)**

Basisparameter	Måling/analyser	Kommentarer
Luktutvikling fra stabilisert slam	<ul style="list-style-type: none"> <li>Luktintensitetsindeks (total luktstyrke målt med olfaktometer)</li> <li>Gasskromatografi (GCMS)</li> </ul>	<p>Krever bruk av luktpanel og er derfor svært kostbar som en rutineparameter.</p> <p>Krever spesialutstyr og – kompetanse.</p>
Innhold av organisk stoff (flyktig tørrstoff)	<ul style="list-style-type: none"> <li>Andelen av flyktig tørrstoff i forhold til totalt tørrstoff i stabilisert slam (FTS/TS)</li> <li>Reduksjon av organisk stoff gjennom råtnetanken (%)</li> </ul>	<p>Parameteren vil påvirkes for mye av varierende innhold av flyktig tørrstoff i råslammet.</p> <p>Vanlig måling som er foreslått brukt både i England og USA for å angi grenseverdier for et tilstrekkelig stabilisert slam.</p>
Gjenværende mengde lett nedbrytbart organisk stoff	<ul style="list-style-type: none"> <li>Økning i COD-innhold i slamvannet ved lagring av utrånnet slam</li> <li>Gassproduksjon ved lagring av utrånnet slam ved 35°C under anaerobe forhold</li> </ul>	<p>Parameteren er ikke testet ut i praksis.</p> <p>Anses for å være en følsom parameter som bør kunne indikere innhold av dårlig stabilisert materiale i utrånnet slam.</p>
Kjemisk sammensetning	<ul style="list-style-type: none"> <li>Innhold av organiske syrer</li> <li>pH-verdi og pH-endring under lagring</li> </ul>	<p>Innholdet av organiske syrer i utrånnet slam varierer mye uten at det nødvendigvis har sammenheng med lukt.</p> <p>Anaerobt stabilisert slam har stor bufferkapasitet og gir derfor små utslag i pH.</p>
Tilstedeværelse av illeluktende materiale	<ul style="list-style-type: none"> <li>Evne til å tiltrekke seg husfluer</li> </ul>	Ingen praktisk erfaring med metoden.

I litteraturstudiet til WERF vel ti år senere (Switzenbaum et al., 1997) er det gjort en gjennomgang og vurdering av metodene i tabell 3.1, samtidig som man har tatt hensyn til det materiale som er publisert på området i mellomtiden (bl.a. Krishnamoorthy, 1987). For anaerob stabilisering blir det anbefalt følgende metoder som anses å være mest hensiktsmessige for å vurdere stabiliteten av utrånnet slam. Metodene er satt opp i prioritert rekkefølge:

1. Gassproduksjon ved anaerob lagring av utrånnet slam i 24 timer ved 35°C
2. Prosent reduksjon av organisk stoff (flyktig tørrstoff) gjennom råtnetanken
3. Tilleggsreduksjon av organisk stoff ved anaerob lagring av utrånnet slam i 40 døgn ved 30 - 37°C.

De to siste metodene er tatt inn i den amerikanske slamforskriften (U.S. EPA, 1993), hvor de er brukt som 2 av i alt 12 muligheter som renseanleggene har for å dokumentere at de tilfredsstillt krav til "Vector Attraction Reduction" (VAR-krav) (se kap. 1.). Kravene for de to parametrene er som følger (U.S. EPA, 1992):

- Reduksjonen av organisk stoff (flyktig tørrstoff) gjennom slambehandlingen skal være minst 38% (gjelder både aerob og anaerob stabilisering)
- Tilleggsreduksjonen av organisk stoff ("additional volatile solids reduction, AVSR") ved anaerob lagring av utrånnet slam i 40 døgn ved 30 - 37°C skal være mindre enn 17%.

### 3.3. Utprøving av stabilitetsparametre

Basert på anbefalingene fra litteraturstudiet i WERF-prosjektet (Switzenbaum, 1997) ble det valgt å prøve ut følgende to stabilitetsparametre:

- Gassproduksjon ved anaerob lagring av utrånnet slam i 24 timer ved 35°C (gassproduksjonstest)
- Reduksjon av organisk stoff (flyktig tørrstoff, FTS) gjennom fullskala råtnetankanlegg

Metoden med å måle tilleggsreduksjon av organisk stoff ved anaerob lagring av utrånnet slam ble ikke tatt med, da prosjektdeltakerne anså denne metoden som lite operasjonell og praktisk, siden man må vente 40 døgn på å få svar på en slamprøve. Det viste seg da også senere at det var svært få amerikanske renseanlegg som benyttet seg av denne metoden for å dokumentere hvorvidt de overholdt VAR-kravene (krav til "Vector Attraction Reduction").

Ved detaljplanleggingen av prosjektet ble det diskutert muligheter for å knytte de to stabilitetsparametrene opp mot en eller annen form for luktbestemmelse av de slamprøvene som ble testet. Det ideelle hadde da vært å kunne måle total luktstyrke ved hjelp av luktpanel (olfaktometer), men dette ble forkastet p.g.a. svært høye analysekostnader. Ett annet alternativ var å følge med, ved hjelp av kvalitative luktvurderinger, hvordan slammet "oppførte seg" ved etterfølgende behandling, lagring og disponering. Det viste seg dessverre i praksis at det var svært vanskelig å følge de ulike slamporsjonene som testene representerte, og foreta luktvurderinger i den videre håndteringen av slammet. Dette gjaldt spesielt de anleggene hvor slammet ble tørket etter utrånningen.

#### 3.3.1. Gassproduksjonstest

Selv om denne testen både er anbefalt av Bruce & Fischer (1984) og av Switzenbaum (1997), har det ikke vært mulig å finne noen detaljerte beskrivelser av utstyr og testprosedyrer. Bruce & Fischer (1984) angir imidlertid at det er den spesifikke gassproduksjonen som må bestemmes, d.v.s. volum gass utviklet pr. mengde organisk stoff i det utrånnete slammet.

Som en første del av prosjektet måtte derfor Aquateam utvikle et testopplegg som kunne gjøre det mulig å måle gassproduksjon fra en slamprøve under anaerobe forhold og ved konstant temperatur i 24 timer. Det ble tatt utgangspunkt i egne og andres erfaringer med å bygge opp og drifte små labskala enheter for anaerob stabilisering av slam. Testoppsettet (se kap. 3.3.1.1) ble først prøvd ut i Aquateams laboratorium, og deretter ble det etter hvert anskaffet tilsvarende utstyr hos prosjektdeltakerne.

##### 3.3.1.1 Beskrivelse av testutstyr og –metodikk

Det endelig testoppsettet, som ble benyttet av alle anleggene i utprøvsperioden, er vist i figur 3.1. En mer detaljert beskrivelse av testutstyr og –metodikk finnes i vedlegg 1.



**Figur 3.1 Testoppsett for måling av gassproduksjon ved anaerob lagring av utråtnet slam**

Testoppsettet består av 3 hoveddeler:

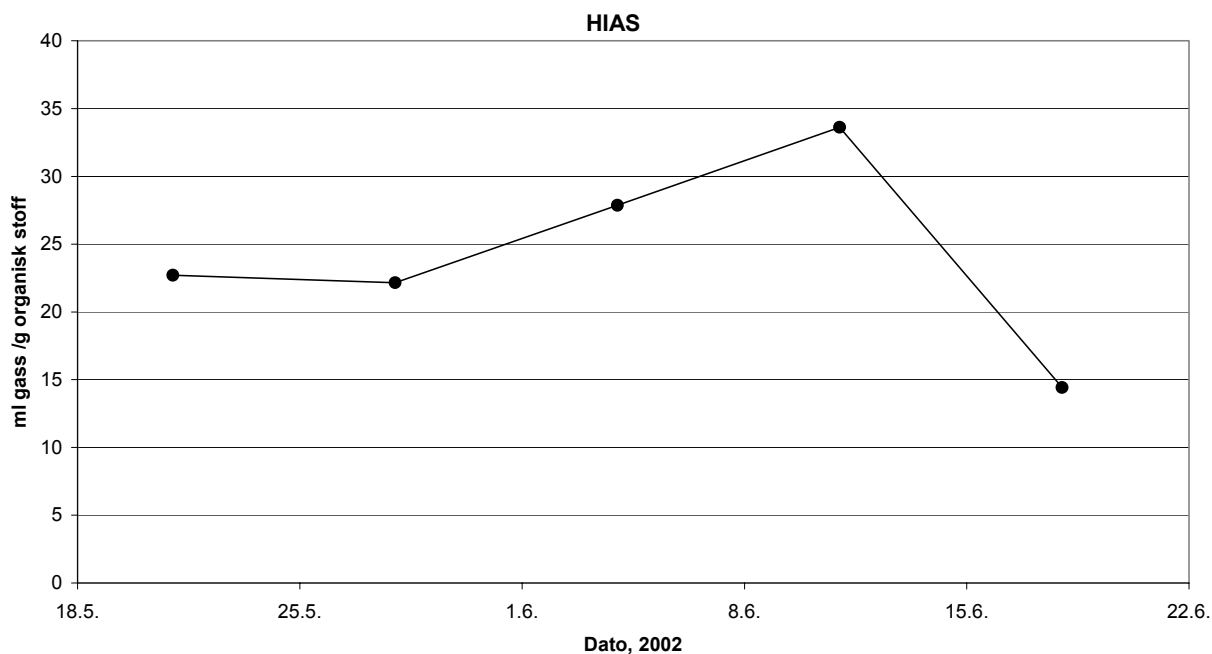
- Anaerob reaktor (500ml glassflaske) med omrøring ved hjelp av magnetrører og oppvarming (35°C) ved hjelp av termostatstyrt plate på røreverket.
- Gasslås ved hjelp av en gassvaskeflaske fylt med en væske som hindrer at CO<sub>2</sub> i biogassen løser seg i gasslåsen og derved reduserer gassproduksjonen.
- Oppsamlingsflaske for væske fra gasslåsen. Den fortrente væskemengden representerer mengde gass produsert i testperioden.

Det ble opprinnelig lagt opp til at man skulle korrigere volumet av fortrent væske i forhold til varierende lufttrykk (se vedlegg 1), men i praksis viste det seg at denne korreksjonen ga minimalt utslag ved aktuelle atmosfæriske trykk.

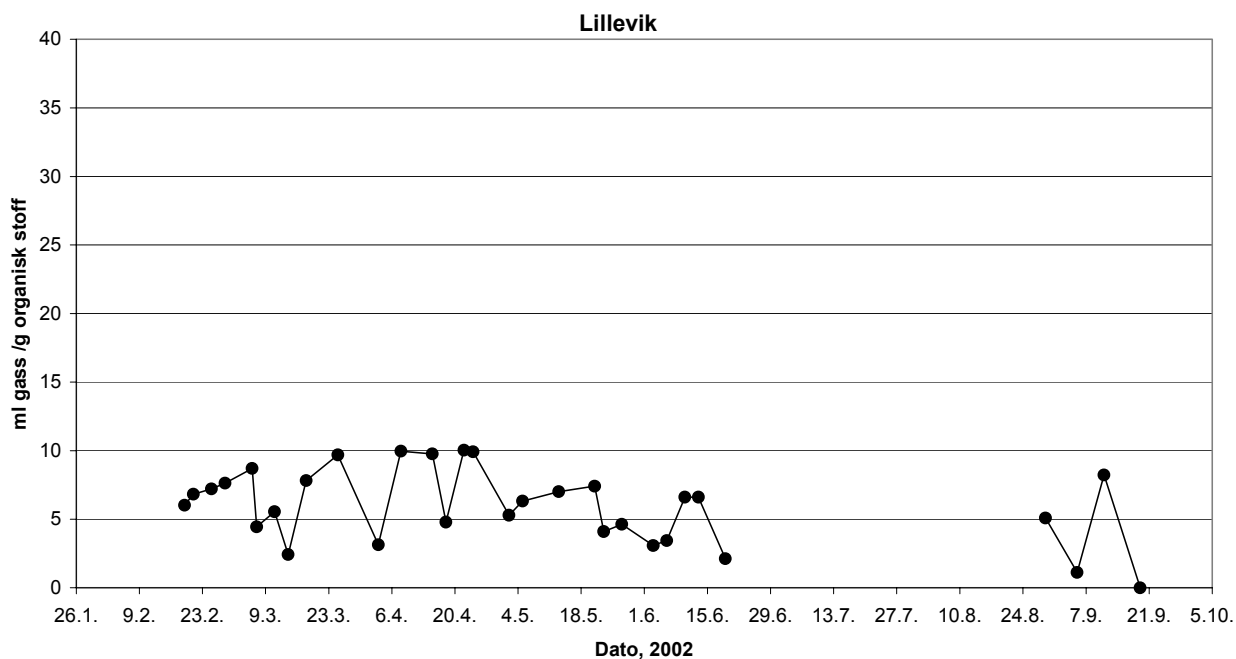
### 3.3.1.2 Sammenstilling og vurdering av testresultater

Figurene 3.2 – 3.6 viser resultatene fra samtlige gassproduksjonstester som er utført ved rensanleggene i prosjektperioden, og i vedlegg 2 finnes grunnlagsmaterialet i tabeller. For alle anleggene ser vi at gassproduksjonen (ml gass pr. gram organisk stoff i utråtnet slam) varierer betydelig over tid, og dette skulle bety at stabiliteten på det utråtnete slammet varierte i tilsvarende grad, dersom denne parameteren skal kunne brukes som et mål for slamstabilitet ved råtnetankanlegg. Med de lange oppholdstidene man har i de aktuelle råtnetankanleggene (>15 døgn), er det imidlertid veldig usannsynlig at man skal ha store variasjoner i slamstabiliteten fra uke til uke. Dersom man sammenligner resultatene fra de fem anleggene, skiller HIAS og Rambekk seg ut ved at gassproduksjonen er vesentlig høyere enn ved de andre anleggene, og ved Rambekk er også variasjonene over tid svært store (faktor på ca. 10). Dette siste kunne for så vidt ha hatt en naturlig forklaring, da anlegget mottar store mengder eksternt slam, og det hadde også en del driftsproblemer (lav

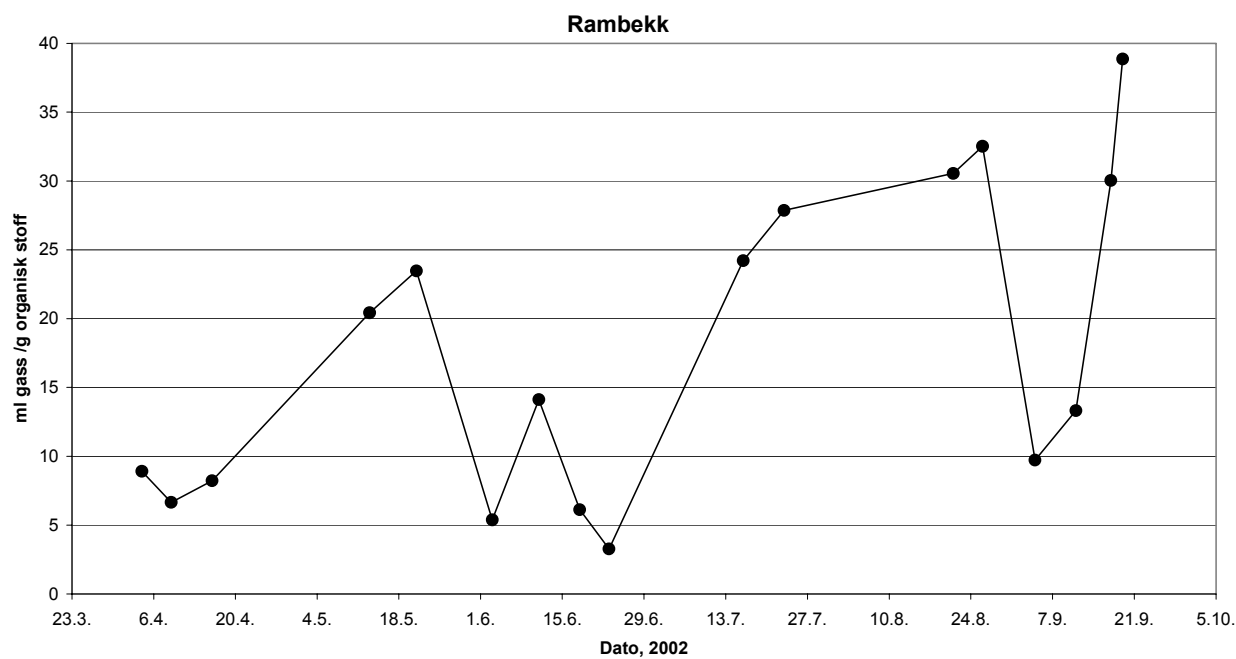
temperatur, skumming, dårlig omrøring) i prosjektperioden. Resultatene fra VEAS er imidlertid vanskeligere å forklare, da de flere ganger i løpet av prosjektperioden ikke kunne registrere noen gassproduksjon i det hele tatt, tross for at utstyret ble kontrollert flere ganger, og det ble også kjørt parallelle tester med Aquateams basisutstyr. De avgjørende resultatene for vurdering av gassproduksjonstestens egnethet som stabilitetsparameter fikk man fra de parallelle testene som ble utført på VEAS. Dette anlegget var utstyrt med to like testoppsett, og det ble tatt ut parallelle slamprøver (2 x 500 ml fra en fellesprøve av utråtnet slam) som ble testet i hvert sitt apparatur under nøyaktig like testbetingelser. Resultatene er sammenstilt i fig. 3.7, og disse viser at repeterbarheten til målingene er til dels svært dårlige.



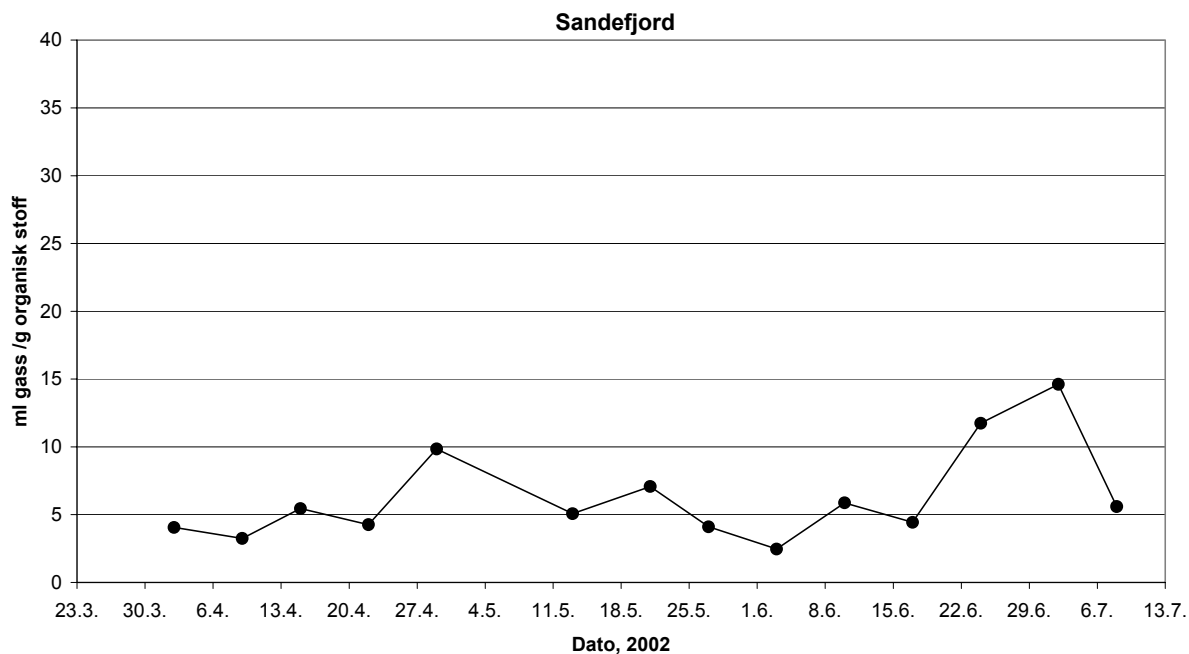
**Figur 3.2**      **Resultater fra gassproduksjonstest ved HIAS**



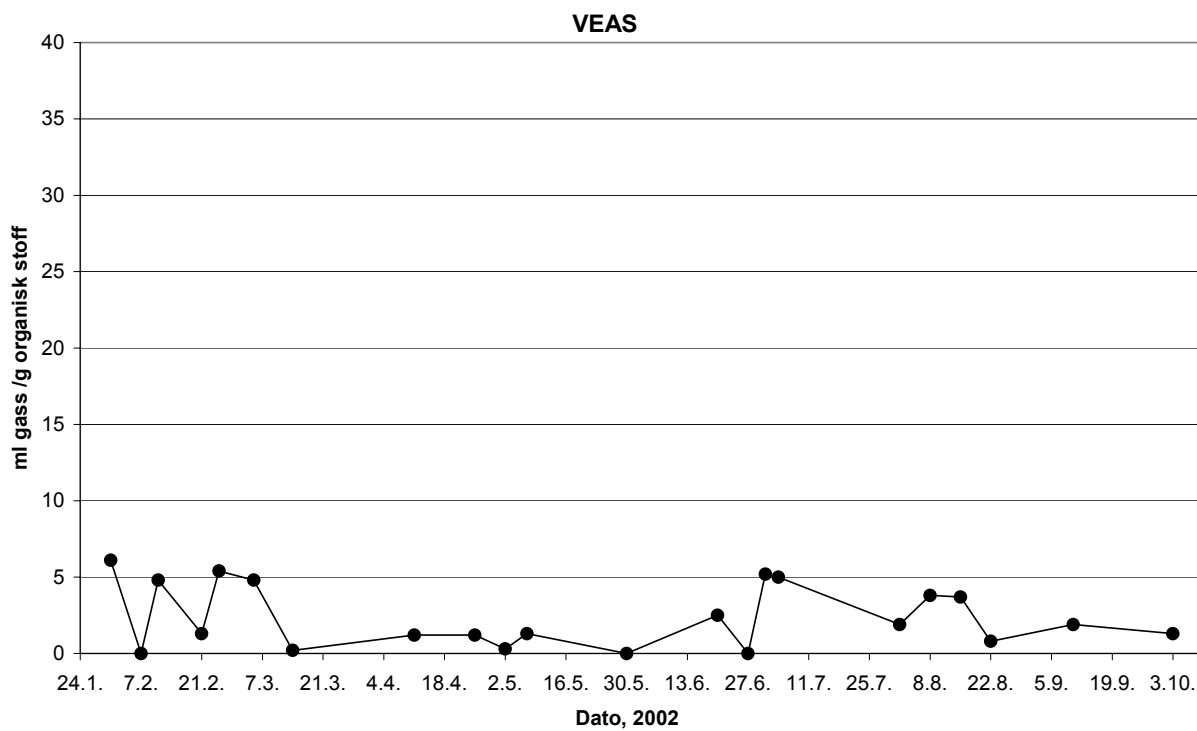
**Figur 3.3** Resultater fra gassproduksjonstest ved Lillevik rensanlegg



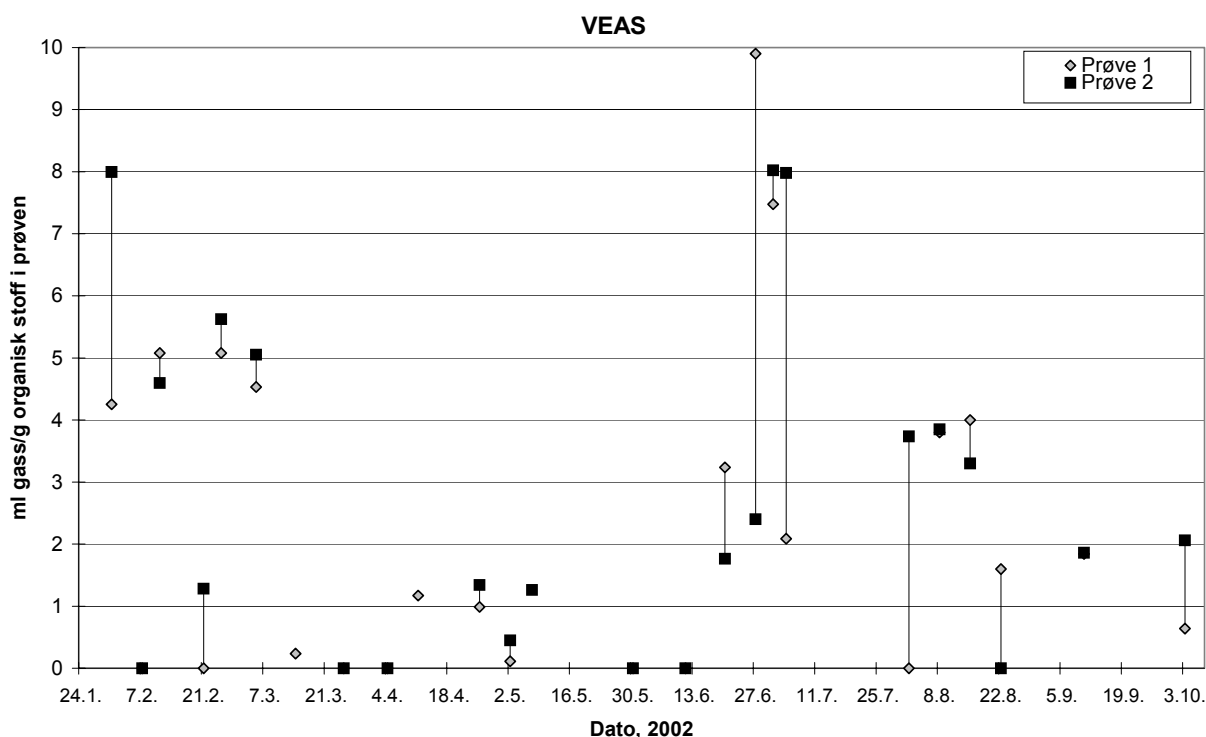
**Figur 3.4** Resultater fra gassproduksjonstest ved Rambekk rensanlegg



**Figur 3.5** Resultater fra gassproduksjonstest ved Sandefjord renseanlegg



**Figur 3.6** Resultater fra gassproduksjonstest ved VEAS. Verdiene for hver dag er middelerverdi av to parallelle målinger



**Figur 3.7** Resultater fra to parallelle gassproduksjonstester av de samme slamprøver ved VEAS

På grunnlag av den relativt omfattende utprøvingen som har funnet sted i dette prosjektet, og spesielt basert på resultatene fra VEAS, hvor det også ble gjort parallelltesting av slamprøvene, må en bare konkludere med at gassproduksjonstesten ikke er egnet for å måle stabiliteten av utrånnet slam. Det er vanskelig å finne en enkel forklaring på dette resultatet, men det er åpenbart at det er for mange faktorer som avgjør hvor mye gass som frigjøres fra en prøve av utrånnet slam når denne inkuberes ved 35°C i 24 timer. Omdanningen av gjenværende organisk stoff i slammet til bl.a. biogass er en komplisert bio-kjemisk prosess, og det er mulig at man kunne fått en bedre presisjon og repeterbarhet dersom prøvolumet hadde vært vesentlig større enn 400-500 ml for derved å øke sjansene for at alle prøvene inneholder de viktigste grupper av mikroorganismer som er ansvarlige for omdanningen. På den annen side ville større prøvolumer skape problemer med omrøring av prøvene under testen. Et annet forhold som kan påvirke resultatene i denne testen, er innholdet av oppløst gass i prøvene som tas ut fra ulike steder etter rånnetankene.

### 3.3.2. Reduksjon av organisk stoff gjennom rånnetanken(e)

Denne metoden for å bestemme stabiliteten av slam som har gjennomgått aerob eller anaerob stabilisering, har vært i bruk i lang tid (se tabell 3.1). Metoden er angitt som alternativ nr. 1 når det gjelder å dokumentere at slammet tilfredsstillende stabilitetskriteriene (VAR-kravene) i det amerikanske slamregelverket (se kap. 3.2). Den største ulempen som er registrert for denne parameteren, er at den varierer med innholdet av organisk stoff (flyktig tørrstoff) i råslammet. Fra USA har man erfaringer med at slam fra renseanlegg uten forsedimentering og med lang oppholdstid i biotrinnet (langtidsluftere), har et så lavt innhold av lett nedbrytbart organisk stoff i råslammet at man ikke oppnår minimumskravet på 38% reduksjon av organisk stoff gjennom en aerob eller anaerob stabiliseringsprosess. Det at slammet er delvis stabilisert allerede i avløpsbehandlingen, skal selvfølgelig ikke være en negativ faktor i forhold til overholdelse av myndighetskrav, og for slike anlegg har man

alternative parametre for å dokumentere hvorvidt VAR-kravene er overholdt (U.S. EPA, 1992).

I Norge har vi ingen renseanlegg uten forsedimentering og med delvis stabilisering av slammet i det biologiske rensetrinnet, som samtidig er av en slik størrelse at det er aktuelt å bruke råtnetanker for stabilisering av slammet. Dette betyr at reduksjon av organisk stoff er en bedre parameter for slamstabilitet her enn i mange andre land, men fortsatt har man den ulempen at reduksjonen av organisk stoff gjennom råtnetanken(e) vil være avhengig av mengde organisk stoff i råslammet inn til råtnetanken(e), og følgelig kan man ikke bruke denne parameteren til å sammenligne stabiliteten i slammet fra forskjellige anlegg. Avløpsrenseanlegg med biologisk rensetrinn i tillegg til kjemisk og evt. mekanisk rensing (forsedimentering) vil produsere et råslam (blandslam) som har høyere innhold av organisk stoff enn råslammet fra mekanisk-kjemiske renseanlegg. En stor del av det organiske stoffet i biologisk slam er også lett nedbrytbart, og dette innebærer at råtnetankanlegg som mottar et råslam som inneholder biologisk slam, vil ha en høyere reduksjon av organisk stoff enn de som bare behandler mekanisk-kjemisk slam.

### 3.3.2.1 Bestemmelse av reduksjon av organisk stoff (flyktig tørrstoff)

For å kunne bruke reduksjonen av organisk stoff gjennom et fullskala råtnetankanlegg som en indikasjon på stabiliteten av utråtnet slam, må følgende forhold være ivarettatt:

- a. Representativ prøvetaking av slammet inn og ut av råtnetanken(e)
  - b. Bruk av riktig beregningsmetode for å bestemme reduksjonen av organisk stoff
  - c. Bruk av middelveier over en lengre periode (ca. 4 uker) for analyser av tørrstoffinnhold og innhold av organisk stoff i inngående råslam og i utråtnet slam
- a. Representativ prøvetaking av slam inn til råtnetanken(e) krever normalt at man har en automatisk prøvetaker eller prøvetakingsventil på pumpeledningen og at denne styres av slampumpen. Siden sammensetningen av råslammet vanligvis varierer mye i løpet av et døgn, vil noen stikkprøver av innpumpet råslam i løpet av arbeidsdagen kunne gi svært misvisende resultater (Paulsrud, 1995).

For ferdig utråtnet slam vil kvaliteten være jevnere over døgnet så sant man har god omrøring i råtnetanken(e), og det innebærer at man kan klare seg med stikkprøvetaking på denne slamstrømmen, men det beste vil være å ha automatiske prøvetakere også her.

- b. Det er to litt forskjellige metoder som har vært benyttet opp gjennom årene for å beregne reduksjonen av organisk stoff:
  - van Kleecks metode (Van Kleeck, 1945)
  - Tilnærmet massebalansemetode (Fischer, 1984)

van Kleecks metode benytter følgende formel for beregning av prosent reduksjon av organisk stoff:

$$ORG_{red} = 100 \left( \frac{FTS_{inn} - FTS_{ut}}{FTS_{inn} - FTS_{inn} \cdot FTS_{ut}} \right) = 100 \left( 1 - \frac{FTS_{ut} (1 - FTS_{inn})}{FTS_{inn} (1 - FTS_{ut})} \right)$$

hvor:

$ORG_{red}$  = prosent reduksjon av organisk stoff gjennom råtnetanken(e)

$FTS_{inn}$  = andelen flyktig tørrstoff (organisk stoff) av totalt tørrstoff i inngående slam

$FTS_{ut}$  = andelen flyktig tørrstoff (organisk stoff) av totalt tørrstoff i utgående slam

Denne formelen tar bare hensyn til forholdet mellom innholdet av flyktig tørrstoff (FTS) og totalt tørrstoff (TS) i inn- og utgående slam og ikke til selve innholdet av flyktig tørrstoff i de to slamstrømmene. Dette innebærer at metoden gir for lave reduksjoner av organisk stoff dersom uorganisk materiale (sand etc.) sedimenterer i råtnetanken(e), og dersom en eller flere råtnetanker benyttes til oppkonsentrering av slam ved dekantering av slamvann før uttapping av utråtnet slam. Det siste er ikke vanlig ved norske råtnetankanlegg, mens akkumulering av sand og annet tyngre materiale ikke er til å unngå ved de fleste anlegg.

Ved den tilnærmete massebalansemetoden benyttes konsentrasjonene av flyktig tørrstoff i inn- og utgående slam, og disse konsentrasjonene bestemmes ved å multiplisere tørrstoffkonsentrasjonen med andelen av flyktig tørrstoff. I tillegg forutsetter metoden at mengde slam inn ( $m^3/d$ ) = mengde slam ut ( $m^3/d$ ), d.v.s. at råtnetankene drives med tilnærmet konstant mengde slam i tankene til enhver tid, og dette er tilfelle ved alle norske anlegg under normale driftsforhold. Formelen for beregning av prosent reduksjon av organisk stoff blir da:

$$ORG_{red} = 100 \left( 1 - \frac{ORG_{ut}}{ORG_{inn}} \right) = 100 \left( 1 - \frac{TS_{ut} \cdot FTS_{ut}}{TS_{inn} \cdot FTS_{inn}} \right)$$

hvor:

- $ORG_{red}$  = prosent reduksjon av organisk stoff gjennom råtnetanken(e)  
 $TS_{inn}, TS_{ut}$  = konsentrasjonen av totalt tørrstoff i hhv. inn- og utgående slam ( $kg/m^3$  eller %)  
 $FTS_{inn}, FTS_{ut}$  = andelen av flyktig tørrstoff av totalt tørrstoff i hhv. inn- og utgående slam.  
 $ORG_{inn}, ORG_{ut}$  = konsentrasjonen av organisk stoff (flyktig tørrstoff) i hhv. inn- og utgående slam ( $kg/m^3$  eller %)

Det er gjort en omfattende vurdering av formlene for bestemmelse av reduksjon av organisk stoff gjennom råtnetanker både i England (Fischer, 1984) og i USA (U.S. EPA, 1992), og anbefalingene er at man bør bruke den tilnærmede massebalansemetoden. Det foreslås derfor at denne metoden også brukes på alle norske råtnetankanlegg i stedet for van Kleeck's formel som vi har registrert er lagt inn i driftsoppfølgingsprogrammet ved noen anlegg. Et eksempel på beregning av prosent reduksjon av organisk stoff ved hjelp av den tilnærmede massebalansemetoden er vist i Vedlegg 3.

- c. En del anlegg som allerede beregner reduksjonen av organisk stoff gjennom råtnetanken(e), benytter seg av enkeltverdier for tørrstoffinnhold og innhold av flyktig tørrstoff i inn- og utgående slam, og gjerne analyseverdier fra prøver som er tatt på samme dag av både råslam og utråtnet slam. Dette gir voldsomme svingninger i prosent reduksjon av organisk stoff, dersom innholdet av flyktig tørrstoff varierer en del i råslammet, og i tillegg har man da ikke tatt hensyn til at slammet har en lang oppholdstid i råtnetanken(e) (i praksis kan beregnet oppholdstid være 2-6 uker).

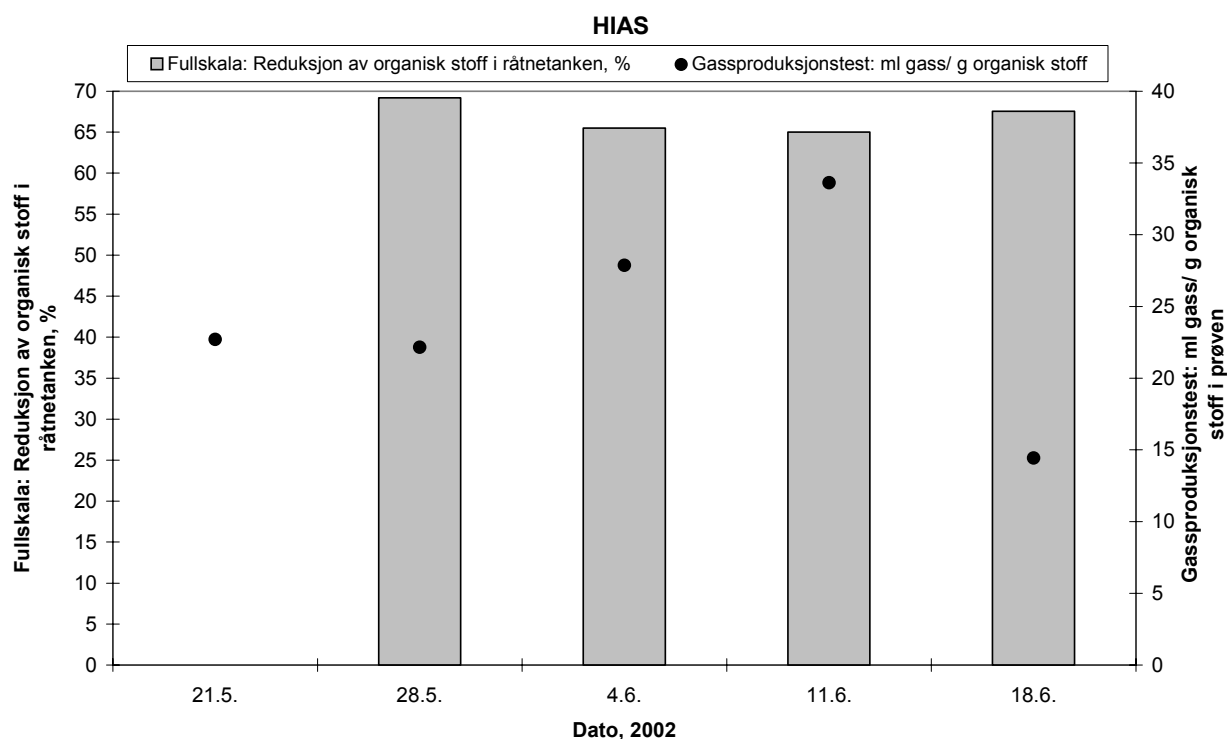
For å få et riktigst mulig bilde av redusert mengde organisk stoff i råtnetanker må man benytte middelverdiene av alle analyser over f.eks. 4 uker, og det forutsettes også at det tas representative prøver av både inn- og utgående slam 1-2 ganger pr. uke. Videre bør man benytte såkalte "glidende" middelverdiene ved beregningene, d.v.s. for hvert nytt sett med analyseresultater man får, så strykes det eldste settet av resultater, og middelverdiene for råslam og utråtnet slam beregnes av det samme antall prøver hele tiden (se Vedlegg 3). På denne måten unngår man å få de store variasjonene i beregnet reduksjon av organisk stoff over kort tid, da dette ikke er tilfelle i råtnetankene i praksis.

### 3.3.2.2 Sammenstilling og vurdering av fullskala resultater

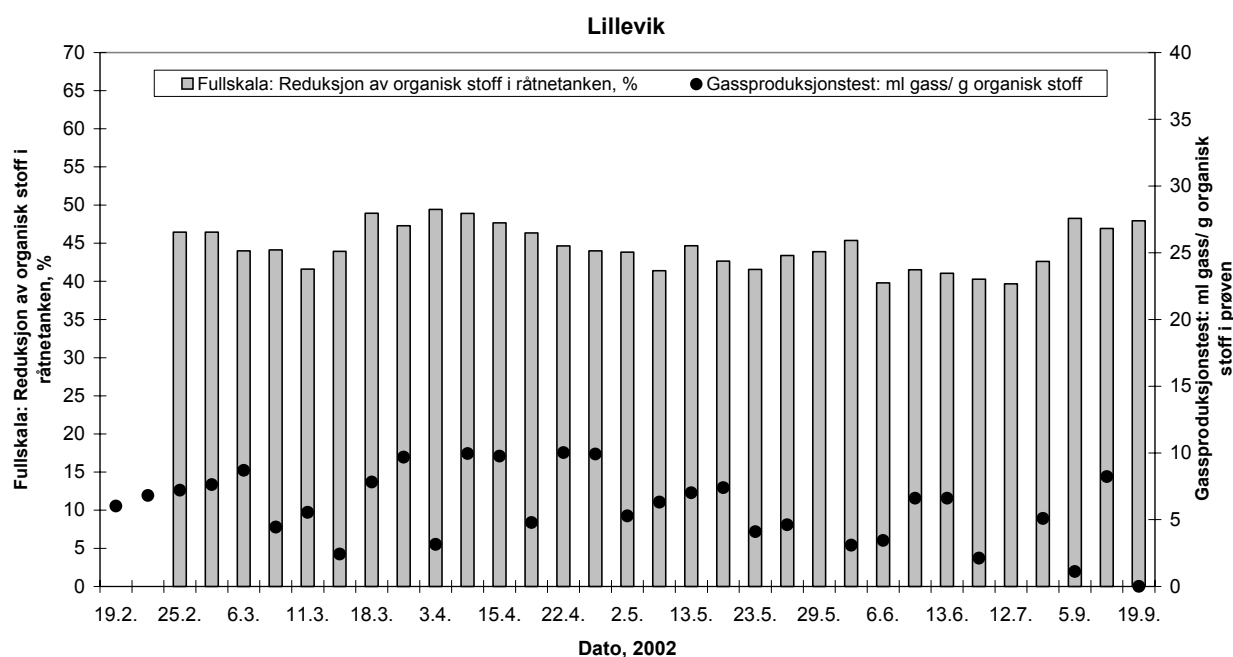
I de samme periodene som det ble utført gassproduksjonstester ved renseanleggene, ble det også samlet inn analysedata for tørrstoffinnhold og innhold av organisk stoff (flyktig tørrstoff) i råslam (inngående slam) og i utrånnet slam (utgående slam). Flesteparten av anleggene hadde et opplegg for rutinemessig prøvetaking og analyser av inn- og utgående slam 1-2 ganger pr. uke, og disse dataene er brukt til å beregne prosentvis reduksjon av organisk stoff gjennom de aktuelle rånnetankene. Reduksjonen av organisk stoff er beregnet etter den tilnærmete massebalansemetoden (se kap. 3.3.2.1), og i beregningene er det benyttet glidende middelerverdier fra de siste 3-4 uker før den angitte datoen (med unntak av HIAS, som bare hadde 4 stikkprøver i løpet av testperioden). Bare ett av anleggene (Sandefjord) benytter automatiske prøvetakingsventiler på slamstrømmene inn og ut av rånnetankene, mens de andre bruker manuelle stikkprøver. Resultatene er vist i figurene 3.8-3.12, og i disse figurene er det også lagt inn resultatene fra gassproduksjonstestene (se fig. 3.2-3.6). I tillegg er alle rådata for tørrstoffinnhold og innhold av organisk stoff sammenstilt i vedlegg 2.

For de to anleggene som har biologisk rensetrinn (VEAS og HIAS), ligger reduksjonen av organisk stoff i området 50-65%, og dette er som forventet høyere enn ved de tre anleggene med bare mekanisk-kjemisk rensing. Resultatene fra HIAS er imidlertid usikre p.g.a. de få prøvene som er tatt der, men med Cambi-prosessen foran rånnetankene, bør man få en høy reduksjon av organisk stoff. Rambekk r.a. som også mottar slam fra bl.a. Lillehammer r.a. (med biologisk rensing) samt mye septikslam med høyt innhold av organisk stoff, har en periode med høy organisk stoff fjerning (ca. 60%), men p.g.a. diverse driftsproblemer med rånnetankene utover i testperioden (lav temperatur, dårlig omrøring, skumming etc.) falt reduksjonen av organisk stoff til ca. 35%. Det er dessverre ingen observasjoner av luktforholdene ved slammet fra denne seneste perioden, men det er sannsynlig at en så lav reduksjon av organisk stoff gjennom rånnetankene, vil gi et slam med betydelig luktpotensiale.

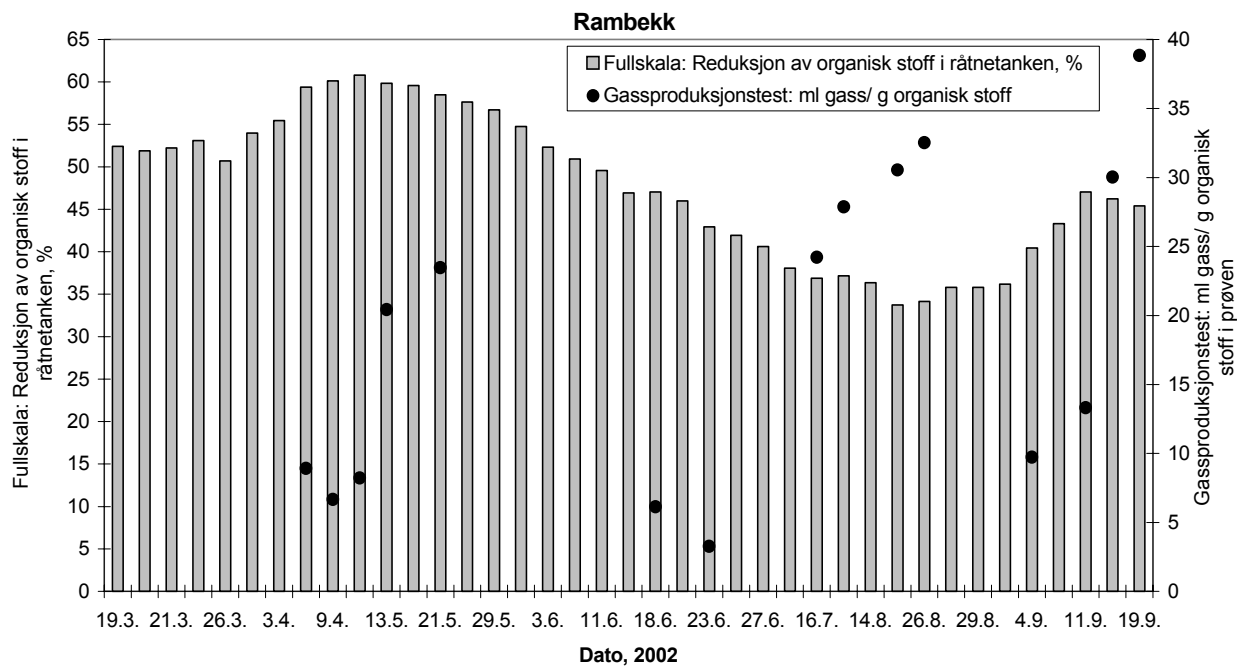
For Sandefjord og Lillevik renseanlegg (mekanisk-kjemiske anlegg) varierer reduksjonen av organisk stoff i området 40-55%. Variasjonene er størst for Sandefjord r.a., og dette skyldes trolig at omrøringssystemet i rånnetankene var ganske nedslitt etter mer enn 10 års drift. Nytt gassomrøringssystem er installert etter at prosjektperioden ble avsluttet. Lillevik r.a. som ble satt i drift i 2001, viser en relativt stabil nedbrytning av organisk stoff (40-50%), og dette er helt normale verdier for anaerob stabilisering av mekanisk-kjemisk slam.



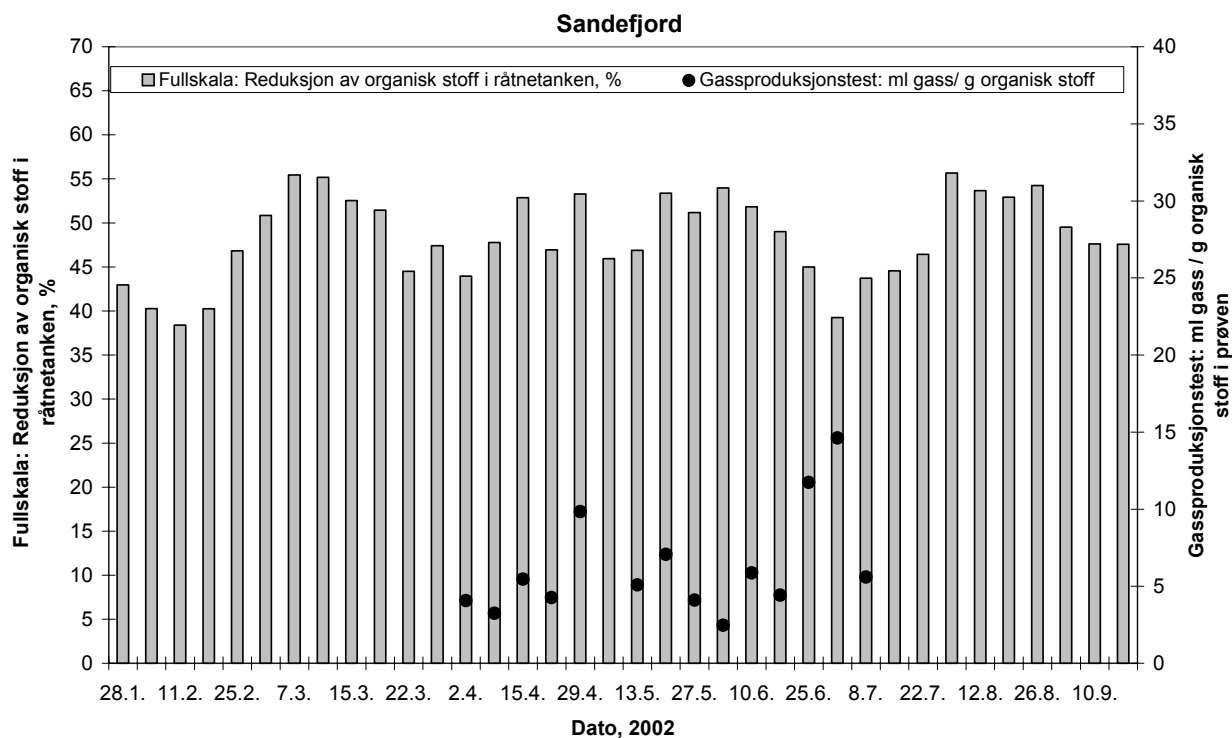
**Figur 3.8** Reduksjon av organisk stoff gjennom råtnetankene ved HIAS, samt resultatene fra gassproduksjonstestene



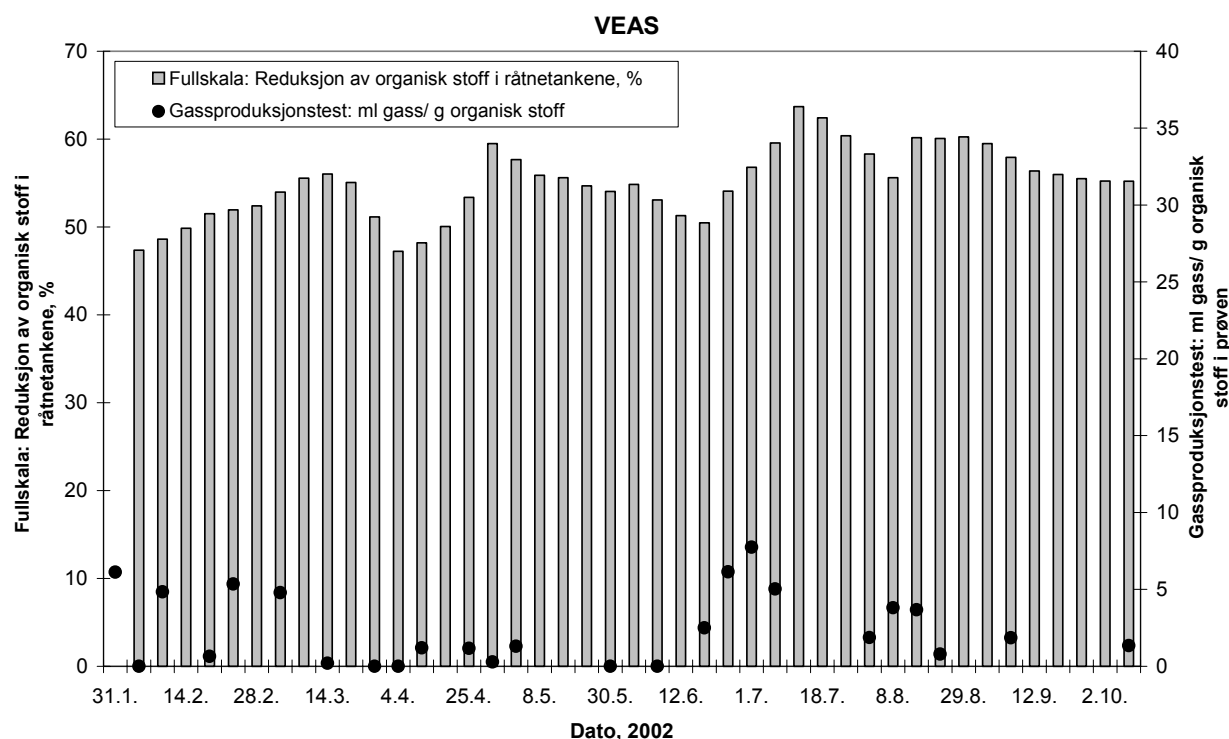
**Figur 3.9** Reduksjon av organisk stoff gjennom råtnetankene ved Lillevik r.a., samt resultatene fra gassproduksjonstestene



**Figur 3.10** Reduksjon av organisk stoff gjennom råtnetankene ved Rambekk r.a., samt resultatene fra gassproduksjonstestene



**Figur 3.11** Reduksjon av organisk stoff gjennom råtnetankene ved Sandefjord r.a., samt resultatene fra gassproduksjonstestene



**Figur 3.12** Reduksjon av organisk stoff gjennom råtnetankene ved VEAS r.a., samt resultatene fra gassproduksjonstestene

## 4. Kalkbehandling (ORSA-metoden)

### 4.1. Generelt

Denne kalkbehandlingsmetoden innebærer tilsetning av ulesket (brent) kalk til avvannet råslam slik at man i tillegg til pH-økningen til pH ca. 12,5 også får en kraftig temperaturstigning i slammene. Dette skyldes den energien som frigjøres når ulesket kalk kommer i kontakt med vann. Temperaturøkningen i slammene vil i første rekke avhenge av tilsatt kalkmengde, TS-innholdet i det avvannede slammene samt hvor godt kalken blir blandet inn i slammene (type blandeutstyr). I tillegg vil isoleringen av lagertanken (siloen) for det kalkbehandlede slammene avgjøre hvor raskt temperaturen faller igjen under lagring. Det er laget en teoretisk beregning av hvor mye temperaturen og TS-innholdet i slammene øker ved økende kalkmengder (Roediger, 1987). Et slam med for eksempel 25% TS etter avvanning trenger teoretisk en kalktilsetning på ca. 480 kg CaO/tonn TS for å oppnå en temperatur på over 55°C (forutsatt 15°C i slammene før kalktilsetning). Sammen med kalkens pH-effekt (inkl. ammoniakkeffekten) vil en slik temperaturøkning gi en god hygienisering av slammene. Stabilisering av slammene skjer ved at den høye pH-verdien hindrer at slammene utsettes for mikrobiell nedbrytning, og stabiliseringseffekten varer så lenge pH holdes over pH ca. 11,0 (midlertidig stabilisering).

En del av vannet i slammene vil bindes kjemisk til kalken, og samtidig vil noe vann fordampe p.g.a. temperaturøkningen. Dette vil, sammen med den tørrstofftilførselen som kalken representerer, medføre at man får en betydelig økning av TS-innholdet i slammene. Slam med TS-innhold på 25% før kalktilsetning vil for eksempel oppnå 35-40% TS ved en kalkdosering på ca. 480 kg CaO/tonn TS (Roediger, 1987).

Tyske retningslinjer for hygienisering av slam (ATV/VKS, 1988) angir at kalkbehandlingen må medføre at slammet varmes opp til minimum 55°C, og at denne temperaturen holdes i minimum 2 timer. Denne temperatur-tid kombinasjonen stemmer også bra med norske resultater fra forsøk med kalkbehandling av slam som er tilsatt parasittegg (Paulsrud et al., 2003).

Det er i dag ca. 10 anlegg av forskjellig størrelse som benytter kalkbehandling i Norge. Kalkdoseringene varierer mye fra anlegg til anlegg, men ligger stort sett i området 300-600 kg brent kalk pr. tonn TS. Dette medfører en pH-verdi på 12,0-12,5 og temperaturer på  $\geq 55^{\circ}\text{C}$ , men oppholdstiden ved ulike temperaturer blir sjelden registrert systematisk (Nybruket et al., 2003).

#### 4.2. Erfaringer med ulike stabilitetsparametre for kalkbehandling

For kalkbehandling av slam, hvor stabiliseringen skjer ved at man hindrer mikrobiell omsetning av organisk stoff for en viss periode, er det få stabilitetsparametre som er foreslått/utprøvd. Foruten å måle luktutviklingen direkte fra det kalkbehandlede slammet ved hjelp av luktpanel eller gasskromatografi (se tabell 3.1), er det bare pH-verdi etter kalktilsetning og endring av pH-verdien ved lagring som det finnes noe erfaringer med.

Allerede i syttiårene ble det gjort omfattende studier av kalkstabilisert slam i Norge (tilsetning av lesket kalk ( $\text{Ca}(\text{OH})_2$ ) til uavvannet slam) for å finne ut hvor mye kalk som måtte tilsettes for at man skulle unngå luktproblemer ved mellomlagring og spredning av slam (Eikum & Paulsrud, 1974; Paulsrud & Eikum, 1975). Det ble prøvd ut en rekke metoder for å bestemme stabiliteten av det kalkete slammet (bl.a. ATP-innhold, endring i nitrogeninnhold i slam og slamvann og endring i filtreringsegenskaper), men det var bare pH-endring under lagring som ble ansett for å være en brukbar metode. Det ble også foreslått å sette som et kriterium for et kalkstabilisert slam, at pH-verdien holdt seg over 11 i mer enn 14 dager ved innendørs lagring ved 20°C.

I en dansk laboratorieundersøkelse av kalkbehandlet slam (tilsetning av ulesket kalk til avvannet slam, Orsa-metoden) ble det dosert forskjellige kalkmengder til biologisk-kjemisk slam, og endringen av pH og luktutvikling ble registrert ved lagring av slammet i ca. 4 måneder (Andreasen & Pedersen, 1994). En av konklusjonene fra forsøkene var at det måtte doseres minst 60 kg kalk/tonn slam eller 250 kg/tonn TS for å unngå at det oppsto råtten lukt fra slamprøvene under lagringsperioden.

I forprosjektet (litteraturstudiet) til WERF-prosjektet vedrørende slamstabilitets-parametre (Switzenbaum et al., 1997) blir det konkludert med at for kalkbehandling av slam eller ved tilsetning av andre alkaliske kjemikalier til slam, vil det være pH-verdi etter tilsetning og endring av pH-verdi under lagring som er de mest relevante parametre.

I WERF-prosjektet (Switzenbaum et al., 2002) er det fokusert på om renseanlegg med tilsetning av ulike alkaliske stoffer (kalk, cementstøv etc.) til slammet, tilfredsstillende krav til "Vector Attraction Reduction" (VAR-krav). Det mest aktuelle kravet for alkalibehandlet slam (av totalt 12 alternative VAR-krav) er som følger (U.S. EPA, 1992):

- Øke pH-verdien i slammet til pH 12 eller høyere ved tilsetning av et alkalisk stoff (f.eks. kalk)
- Opprettholde pH  $\geq 12$  i slammet i minst 2 timer uten ytterligere alkalitilsetning
- Opprettholde pH  $\geq 11,5$  i slammet de etterfølgende 22 timer uten ytterligere alkalitilsetning

VAR-kravene i det amerikanske slamregelverket er ikke spesielt knyttet opp mot luktproblematikken, men har til hovedhensikt å unngå at ulike "vektorer" (smågnagere, insekter, fugler etc.) kan transportere patogene mikroorganismer vekk fra slamlagerplasser og spredearealer for slam.

### 4.3. Forsøk med pH-målinger og reduksjon av pH under lagring

#### 4.3.1. Forsøksopplegg

Forsøkene ble utført i fullskala ved at kalkbehandlet slam fra TAU ble lagt ut i separate hauger (ca. 3 - 5m<sup>3</sup> pr. haug) på anleggets mellomlagerplass på Taranrød fyllplass. Det ble lagt ut i alt 9 hauger i perioden 25. februar – 26. mars 2002, og alle haugene ble fulgt opp med målinger og registreringer i 6-7 måneder fram til 26. september 2002. Hver haug representerte en viss kalkdosering til slammet (kg/tonn TS), og denne spesifikke doseringen ble beregnet ut fra hastigheten på kalkdoseringsskruen og TS-innholdet i det avvannede slammet før kalktilsetningen. Temperaturene i slamsiloen (min. og max.) ble også lest av for den aktuelle kalkdoseringen som ble benyttet de dagene hvor det ble lagt ut forsøkshauger av det kalkbehandlede slammet.

Etter at alle de 9 forsøkshaugene var lagt ut, ble det gjort målinger/registreringer ca. hver 14. dag i lagringsperioden (noe sjeldnere i juli og august). Ved hvert besøk ble det tatt ut prøver fra ytterkant hauger og inne i haugene (ca. 30 – 50 cm inn), og prøvene ble analysert for tørrstoffinnhold og pH. På noen av prøvedagene ble det også tatt prøver for analyse av termotabile koliforme bakterier. Det ble også målt temperatur i prøvetakingspunktene, og det ble gjort en kvalitativ vurdering av lukt fra slamprøvene og fargen på dem.

Siden pH-målinger er sentrale i vurderingen av stabiliteten til kalkbehandlet slam, er det svært viktig at disse målingene blir gjort på en riktig måte og med en pH-elektrode som er beregnet på et sterkt alkalisk miljø (standard elektroder for måling av pH på avløpsrensaneanlegg er normalt ikke velegnet for kalkbehandlet slam). I tillegg kommer det forhold at man her skal måle pH i et medium som har en fast (kornete eller pastalignende) struktur, og prøvene må fortynnes med destillert vann før pH-målingen kan utføres.

Det er ganske ofte man ser rapporterte pH-verdier i kalkbehandlet slam som overskrider pH = 12,5, og siden en mettet kalkløsning ikke har høyere pH-verdi enn pH 12,4 – 12,5 ved 25°C (Switzenbaum et al., 2002), må de høye verdiene enten skyldes mangelfullt utstyr, feil kalibrering eller manglende temperaturkorrigering ved måling ved andre temperaturer enn ca. 25°C. I forbindelse med dette prosjektet har Aquateam testet utstyr for pH-målinger i kalkbehandlet slam, og det er også oversatt en detaljert veiledning for slike pH-målinger (se vedlegg 4).

#### 4.3.2. Sammenstilling og vurdering av forsøksresultater

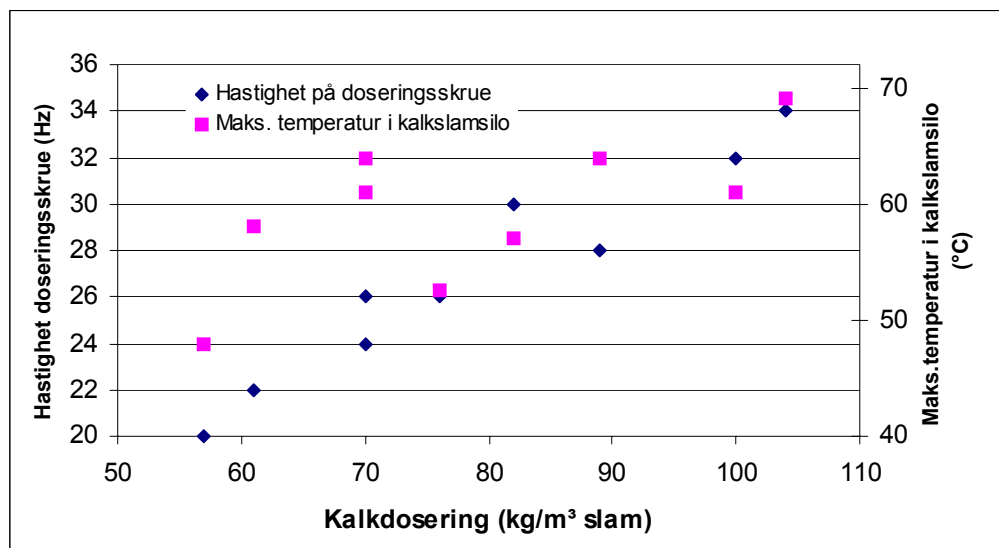
Basisdata for slammet som ble lagt ut i de 9 haugene, er sammenstilt i tabell 4.1, mens samtlige resultater fra oppfølgingen av slamhaugene er vist i vedlegg 5.

**Tabell 4.1** Basisdata for de 9 haugene med kalkbehandlet slam som ble lagt ut på mellomlager på Taranrød

Haug nr.	TS-innhold i avvannet slam før kalktilsetning <sup>1)</sup> (%)	Hastighet kalkdos.-skruen (Hz)	Kalkdosering		Temperatur i silo for kalkbehandlet slam (°C)		Tidspunkt for produksjon og utlegging (dato)
			(kg/m <sup>3</sup> slam)	(kg/tonn TS)	Maks.	Min.	
1	26	26	70	270	61	51	25.02.02
2	27	30	82	305	57	46	27.02.02
3	23	34	104	450	69	62	06.03.02
4	27	32	100	370	61	55	11.03.02
5	27	28	89	330	64	60	13.03.02
6	27	24	70	260	64	60	15.03.02
7	27	22	61	225	58	48	19.03.02
8	27	20	57	210	48	44	21.03.02
9	27	26	76	280	52,5	47	26.03.02

<sup>1)</sup> TS-verdiene i avvannet slam er stipulert på grunnlag av 2 analyser pr. uke (tirsdag og torsdag).

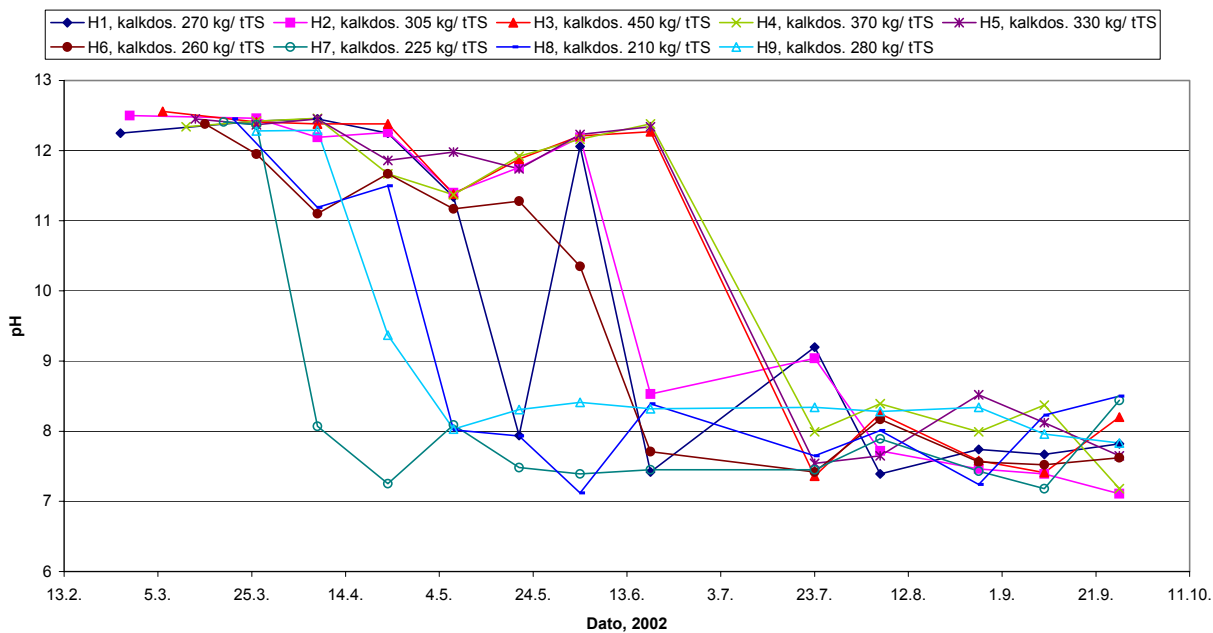
Kalkdoseringene (kg kalk/m<sup>3</sup> slam) er bestemt ved at tilført kalkmengde leses av som vektta på hovedsiloen for kalk (det korrigeres ikke for varierende innhold i dagsiloen (0-350kg)), mens mengde slam beregnes ut fra antall pumpe­slag på tørrslampumpa multiplisert med et erfaringstall for mengde slam pr. pumpe­slag. De spesifikke kalkdoseringene (kg kalk/tonn TS) beregnes ut fra TS-analyser av to slamprøver som tas av det avvannede slammet ukentlig. Ved varierende TS-innhold i slamkaken fra sentrifugene i løpet av uken vil de angitte spesifikke kalkdoseringer kunne avvike noe fra virkelige verdier. For å få en kontroll på de angitte kalkdoseringer (kg kalk/m<sup>3</sup> slam), er disse sammenholdt med de oppgitte hastigheter for kalkdoseringsskruen i de døgnene som kalkslammet til forsøkshaugene ble produsert (se figur 4.1). I den samme figuren er det også plottet inn maksimums­temperaturen som er registrert i kalkslamsiloen for de aktuelle kalkdoseringer.



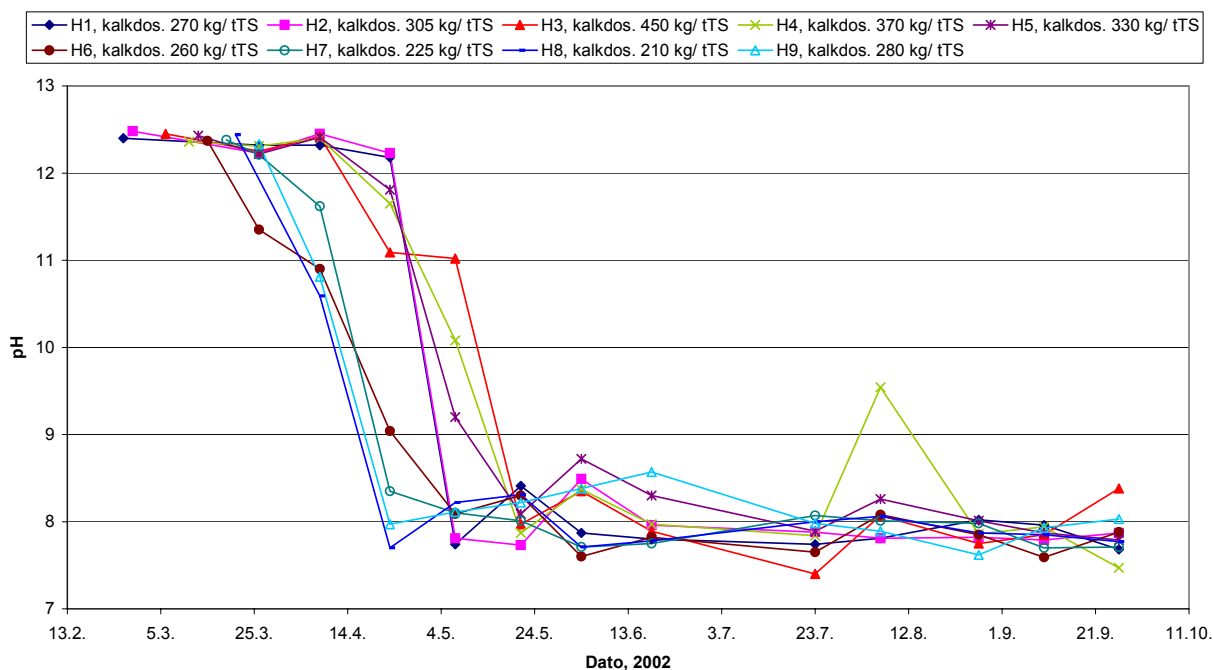
**Figur 4.1** *Hastighet på kalkdoseringsskrue og maksimumstemperatur i kalkslamsilo som funksjon av kalkdoseringen (kg/m<sup>3</sup> slam)*

Figur 4.1 viser at det er en god lineær regresjon ( $r^2 = 0,93$ ) mellom hastigheten på kalkdoseringsskruen og den oppgitte kalkdoseringen (basert på vektta­pet i hovedsiloen for kalk). Dette betyr at kalkdoseringene, som er utgangspunkt for hver av forsøkshaugene med kalkslam, kan anses for å være tilstrekkelig nøyaktige for fullskala lagringsforsøk. Sammenhengen mellom angitte kalkdoseringer og resulterende temperaturer i kalkslamsiloen (maks-verdier) er imidlertid vesentlig dårligere ( $r^2 = 0,44$ ). Dette bekrefter bare de erfaringene vi har fra flere kalkbehandlingsanlegg om at det kan være vanskelig å registrere temperaturer og oppholdstider i kalkslamsiloer hvor slammet oppfører seg nesten som et granulat. Dette problemet er i første omgang knyttet til å kunne dokumentere en hygienisering av slammet, da det normalt kreves en oppholdstid på minimum 2 timer ved minimum 55°C for alt slam før det går til mellom­lager/­anvendelse (Paulsrud et al., 2003).

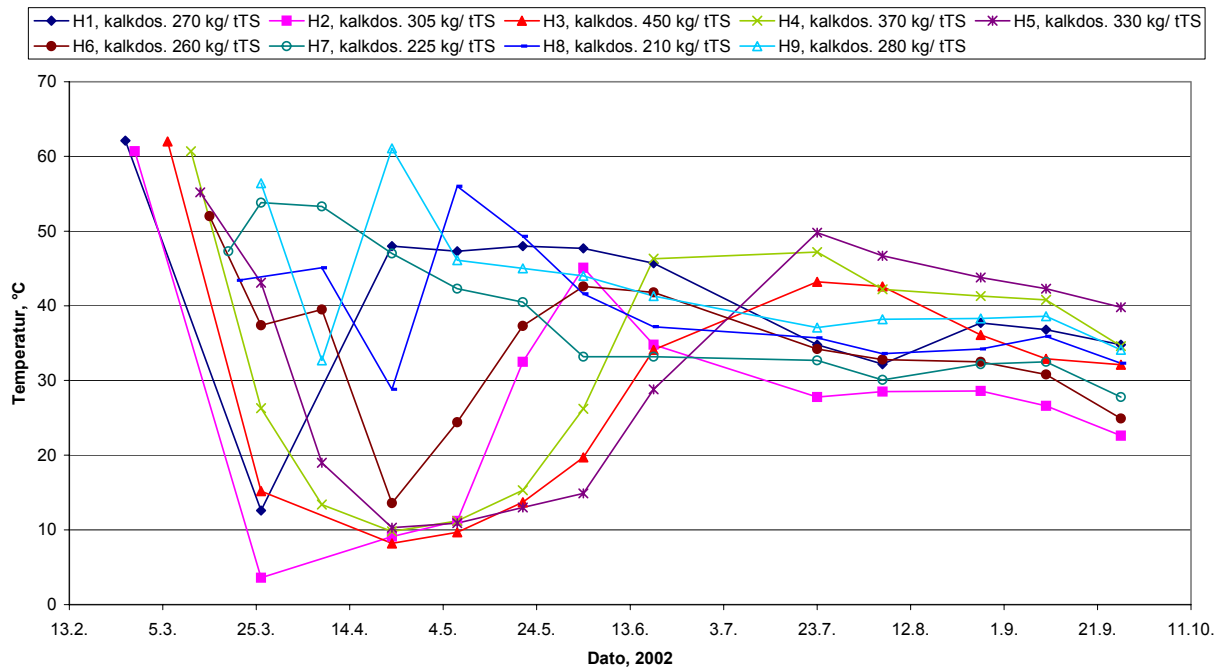
Figurene 4.2 og 4.3 viser hhv. pH-verdiene inne i haugene og på overflaten av haugene i løpet av lagringsperioden på 6-7 måneder. Figurene 4.4 og 4.5 viser på tilsvarende måte endringer i temperaturen i de 9 haugene.



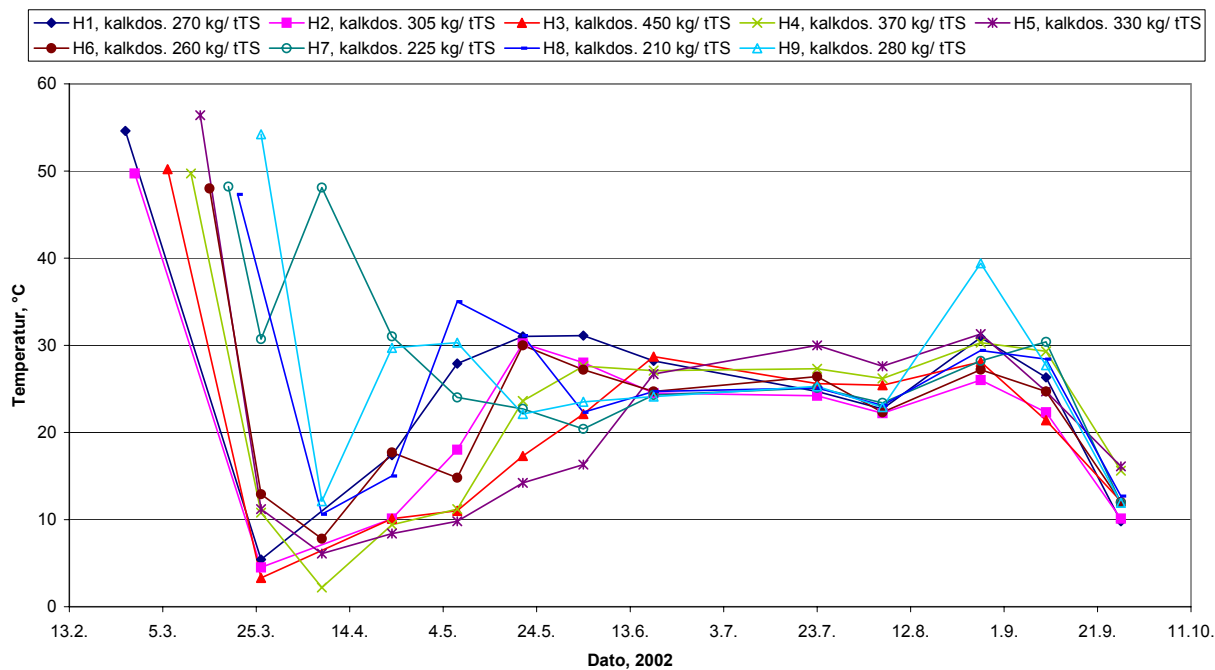
**Figur 4.2** Endring av pH-verdien inne i haugene i løpet av lagringsperioden



**Figur 4.3** Endring av pH-verdien på overflaten av haugene i løpet av lagringsperioden



**Figur 4.4** Endring av temperaturen inne i haugene i løpet av lagringsperioden



**Figur 4.5** Endring av temperaturen på overflaten av haugene i løpet av lagringsperioden

Som forventet skjer det en senkning av pH-verdien for alle haugene etter hvert som lagringstiden øker, og denne pH-senkningen starter først i overflaten på haugene. Årsaken til dette er at CO<sub>2</sub> fra luften nøytraliserer kalken i overflaten på haugene, og pH-verdien reduseres etter hvert så mye at mikroorganismene i slammet kan starte omsetningen av organisk stoff. Disse nedbrytningsprosessene resulterer i bl.a. organiske syrer og CO<sub>2</sub> som ytterligere reduserer pH-verdien i slammet (Paulsrud & Eikum, 1975; Switzenbaum et al., 2002).

Temperaturforløpene i slamhaugene er styrt av lufttemperaturen og den varmen som utvikles i slammet når pH har sunket så mye at den biokjemiske omdanningen av organisk materiale kan starte. Siden alle slamhaugene ble lagt ut i februar-mars, skjedde det en kraftig temperatursenkning i overflaten av haugene umiddelbart etter utlegging og så steg temperaturen igjen, delvis p.g.a. nedbrytningen av organisk materiale, men mest fordi lufttemperaturen økte utover våren og sommeren. Temperaturforløpet inne i haugene var noenlunde tilsvarende for de haugene som ble lagt ut først (kaldest vær) og som også opprettholdt høy pH lenger p.g.a. høyere kalkdosering, mens for de øvrige haugene var det bare en kort eller ingen temperatursenkning inne i haugene før pH-verdien sank så mye at nedbrytningen av organisk stoff startet, og temperaturen økte for en kortere periode. Det er imidlertid verdt å merke seg at temperaturene inne i alle haugene stort sett lå under 50°C i hele lagringsperioden. Det betyr at lagringsperioden alene ikke utgjør noen hygienisk barriere mot parasittegg, og det er viktig at hygieniseringen skjer på anlegget ved en tilstrekkelig tid-temperatur kombinasjon for kalkslammet der (Paulsrud et al., 2003).

For å se om pH-verdien i kalkslam og pH-endringene under lagring kan benyttes til å vurdere stabiliteten av slam med ulike kalkdoseringer, er de viktigste dataene sammenstilt i tabell 4.2.

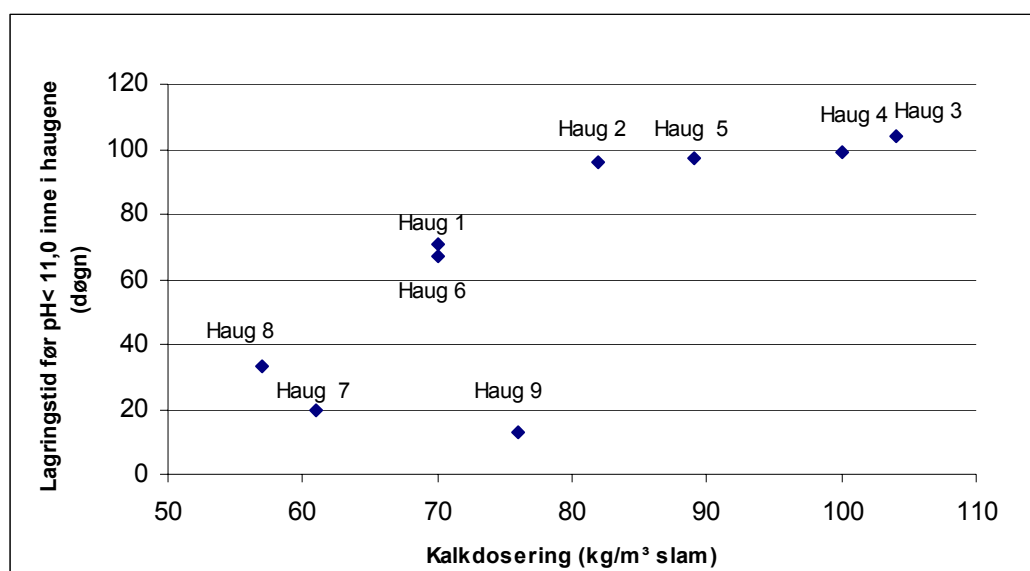
**Tabell 4.2 Kalkdoseringer og resulterende pH-verdier ved utkjøring av slammet samt lagringstid før pH faller under 11**

Haug nr.	Kalkdosering		pH i kalkslam ved utlegging av haugene <sup>1)</sup>	Lagringstid før pH <11,0 inne i haugene (døgn)
	(kg/m <sup>3</sup> slam)	(kg/tonn TS)		
1	70	270	12,25	71
2	82	305	12,50	96
3	104	450	12,50	104
4	100	370	12,34	99
5	89	330	12,45	97
6	70	260	12,38	67
7	61	225	12,41	20
8	57	210	12,45	33
9	76	280	12,28	13

<sup>1)</sup> Prøvene er tatt inne i haugene og pH-verdiene er ikke korrigert for temperatur

Tabell 4.2 viser at pH-verdien i slammet ved utlegging på mellomlagerplass er noenlunde den samme for alle kalkdoseringene og er tilnærmet den pH-verdi som man maksimalt kan oppnå ved bruk av kalk (pH 12,4-12,5). Selv den laveste kalkdoseringen (210 kg/tonn TS) gir maks. pH-verdi kort tid etter innblanding av kalk, og dette viser at pH-måling rett etter kalktilsetning ikke gir noen informasjon av betydning.

En mer interessant parameter med tanke på slamstabilitet er den tiden det tar før slammets pH har sunket så mye at nedbrytningen av organisk stoff kan starte. Det er vanlig å bruke pH 11 som en grense for dette (se kap. 4.2), og observasjonene av lukt og utseende (farge) på slammet i haugene i lagringsperioden underbygger dette (se vedlegg 5). I tabell 4.2 er det sammenstilt den tiden det tok før pH inne i haugene sank under 11, og det er relativt stor usikkerhet knyttet til tallene p.g.a. målefrekvensen (ca. hver 14. dag). Ved å plote lagringstiden før pH sank under 11 mot opprinnelig kalkdosering (kg/m<sup>3</sup> slam), får vi en sammenheng som vist på figur 4.6.



**Figur 4.6** Lagringstid før pH synker under 11,0 som funksjon av opprinnelig kalkdosering

Det fremgår av denne figuren at kalkdoseringene må være minst ca. 80 kg/m<sup>3</sup> slam (tilsvarende ca. 300 kg/tonn TS) for at pH skal holde seg over 11 i ca. 100 døgn. Det er også interessant å se at økende kalkdoseringer utover dette, kun medfører en marginal økning av lagringstiden før pH-verdien synker under pH 11.

Siden lagringsforsøkene viser at det klarer seg med kalkdoseringer på ca. 80 kg/m<sup>3</sup> slam eller ca. 300 kg/tonn TS for å opprettholde stabiliteten i slammet i vel 3 måneder, så er det trolig at det er nødvendig kalkdosering for å oppnå hygienisering av slammet (min. 55°C i min. 2 timer), som blir avgjørende for valg av kalkdoseringsmengde ved anlegg som benytter Orsa-metoden for stabilisering og hygienisering av slam.

## 5. Kompostering

### 5.1. Generelt

Kompostering er igjen en aktuell slambehandlingsmetode i Norge, etter at interessen for slamkompostering avtok på slutten av åttitallet p.g.a. mange dårlig drevne anlegg med tilhørende luktproblemer. Den fornyete interessen skyldes at metoden både kan gi et stabilisert og hygienisert sluttprodukt og derved tilfredsstilles Slamforskriften. Mange mindre anlegg er basert på rankekompostering (frilandskompostering), mens større anlegg er utformet som reaktoranlegg (bingekompostering, trommelkompostering). Det er i alt 6 reaktorkomposteringsanlegg i drift i Norge, og flere av disse behandler både avløpslam og våtorganisk avfall i separate linjer. Driftserfaringer fra disse anleggene er sammenstilt av Nybruket et al. (2003).

Det er også en god del anlegg for langtidslagring av slam som vender slamhaugene en til to ganger pr. år (uten tilsetning av strukturmateriale). Det blir da ingen temperaturutvikling i slammet, men etter 3-4 år vil slammet få en jordlignende konsistens og luktulempene er betydelig redusert (Nedland & Paulsrud, 1999).

### 5.2. Erfaringer med ulike stabilitetsparametre for kompostering

Det er publisert mange omfattende sammenstillinger av erfaringer med metoder for å bestemme stabilitet eller modenhet av kompost (Jiménez et al., 1989; Inbar et al., 1990;

Mathur et al., 1993; Switzenbaum et al., 1997). Metodene kan stort sett deles inn i tre hovedgrupper: fysiske, biologiske og kjemiske metoder (se tabell 5.1).

**Tabell 5.1** Oversikt over metoder for bestemmelse av stabilitet og modenhet i kompost (Switzenbaum et al., 1997)

Fysiske metoder	Biologiske metoder	Kjemiske metoder
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Temperaturutvikling</li> <li>• Farge</li> <li>• Lukt</li> <li>• Nedbrytning av organisk stoff</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Respiratoriske metoder               <ul style="list-style-type: none"> <li>– spesifikt oksygenoptak</li> <li>– CO<sub>2</sub>-produksjon</li> </ul> </li> <li>• Mikrobiologisk karakterisering</li> <li>• Biokjemiske analyser               <ul style="list-style-type: none"> <li>– ATP-målinger</li> <li>– måling av enzymaktivitet</li> </ul> </li> <li>• Spire-og veksthemmingstester</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Oksygeninnhold</li> <li>• Oksygenforbruk (BOF- og KOF-analyser)</li> <li>• C/N-forhold</li> <li>• pH</li> <li>• "Carbon Exchange Capacity"</li> <li>• Innhold av N-forbindelser</li> <li>• Analyser av nedbrutt organisk materiale</li> </ul>

Av metodene som er sammenstilt i tabell 5.1, er det særlig de biologiske metodene som har fått størst utbredelse i praksis. I tillegg kommer temperaturutvikling i komposten (selvoppvarmingstest) som også egentlig er en biologisk metode, siden den måler temperaturen som skyldes biologisk aktivitet i komposten. I følge Asdal et al. (2002) har kompost med stor biologisk aktivitet egenskaper som kan føre til problemer ved behandling og bruk, f.eks. vond lukt, varmeutvikling og skader på planter (fytotoksisitet). Typiske kjennetegn ved uferdig kompost er:

- Vond lukt
- Varmeutvikling
- Mye ammonium/lite nitrat
- Høy CO<sub>2</sub>-produksjon og høyt O<sub>2</sub>-forbruk
- Anaerobe forhold ved lagring og bruk
- Lav pH
- Høyt innhold av organiske syrer

I det etterfølgende er det gitt en kortfattet beskrivelse av de mest aktuelle stabilitetstestene for kompost, basert på Asdal et al. (2002) og Switzenbaum et al. (1997) der hvor ikke annen referanse er gitt.

#### Selvoppvarmingstest (Dewar-test, "Rottegrad")

Dette er den mest brukte metoden for måling av stabilitet i kompost i Norge. To liter kompost plasseres i en termosflaske med temperaturføler ved romtemperatur, og maksimumstemperaturen i flasken registreres i løpet av vanligvis 3-10 døgn. Registrert maksimumstemperatur gir grunnlag for en klassifisering av komposten som vist i tabell 5.2.

**Tabell 5.2** Stabilitetsindeks for kompost basert på Dewar-testen (Brinton et al., 1995)

Maksimumstemperatur (°C) <sup>1)</sup>	Stabilitetsklasse ("Rottegrad") <sup>2)</sup>	Beskrivelse av komposten
> 60	I	Fersk, rå kompost
50 – 60	II	Umoden, aktiv kompost
40 – 50	III	Kompost som fortsatt nedbrytes
30 – 40	IV	Ferdig, stabil kompost
< 30	V	Ferdig, meget stabil kompost

<sup>1)</sup> I originalartikkelen og andre steder er maksimumstemperaturen angitt som økning i forhold til romtemperatur (ca. 20°C), som er starttemperaturen i komposten før testen

<sup>2)</sup> Det tyske begrepet "Rottegrad" er allment brukt i Europa for inndeling i stabilitetsklasser

En mer detaljert beskrivelse av testen er presentert i vedlegg 6.

Oksygenopptakshastighet (SOUR = Specific oxygen uptake rate)

Ved aerob nedbrytning av organisk materiale i kompost forbrukes oksygen. Mengde forbrukt oksygen i en kompostprøve er proporsjonalt med mengde nedbrytbart organisk stoff i prøven. En lite stabil kompost har mye biotilgjengelig organisk materiale som resulterer i et høyt oksygenforbruk. I SOUR-testen måles den maksimale hastigheten som oksygenet forbrukes med i løpet av ett døgn i en blanding av kompost og vann. Kompostblandingen må tilføres oksygen (luft) regelmessig for å sikre at det hele tiden er nok oksygen tilstede for å bryte ned tilgjengelig organisk stoff, og det maksimale oksygenforbruket beregnes som mg O<sub>2</sub>/time. Den spesifikke oksygenopptakshastigheten angis enten pr. gram tørrstoff, eller mer korrekt pr. gram flyktig tørrstoff (FTS). En mer detaljert prosedyre for gjennomføring av testen er gjengitt i vedlegg 7. Tabell 5.3 viser et eksempel på bruk av SOUR-testen for å angi stabiliteten av kompost.

**Tabell 5.3 Stabilitetsindeks for kompost basert på SOUR-test (lanotti et al., 1994)**

Spesifikk oksygenopptakshastighet, SOUR (mg O <sub>2</sub> /time/g FTS)	Stabilitet	Beskrivelse av komposten
< 0,5	Meget stabil	Meget moden kompost, uten lukt og uten ytterligere nedbrytning.
0,5 – 1,0	Stabil	Moden kompost med begrenset luktpotensiale. Minimal påvirkning av jordens karbon- og nitrogenomsetning.
1,0 – 1,5	Moderat stabil	Umoden kompost som kan medføre nitrogenbinding i jord. Stort potensiale for spire- og veksthemming (fytotoksisk).
1,5 – 2,0	Ustabil kompost	Meget umoden kompost med sterk lukt- og fyto toksisk potensiale.
> 2,0	Ustabilisert materiale	Ekstremt umoden kompost, svært høyt lukt- og fyto toksisk potensiale. Anbefales ikke for bruk.

CO<sub>2</sub>-produksjon

På samme måte som oksygenforbruket (SOUR) kan brukes som en parameter for stabiliteten av kompost, kan vi også bruke CO<sub>2</sub>-mengden som produseres ved nedbrytning av organisk stoff. Denne metoden har i følge Switzenbaum et al. (1997) minst en fordel framfor SOUR-metoden, og det er at den kan registrere både aerob og anaerob biologisk aktivitet i komposten. I tillegg er det en relativt enkel og billig metode, hvor man fanger opp produsert CO<sub>2</sub> i en alkalisk løsning, og deretter bestemmer CO<sub>2</sub>-mengden ved titrering med saltsyre. Hele testen tar 7 døgn. Det er nylig gjennomført en ganske omfattende sammenstilling av erfaringer med testen i USA (Switzenbaum et al., 2002), og det ble også gjort en interkalibrering mellom 5 laboratorier. Dette arbeidet har medført en del endringer i testprosedyren, og denne er nå publisert i revidert form sammen med en skala for å vurdere stabiliteten av en kompost (Switzenbaum et al., 2002).

Solvita-test

Dette er en hurtig-test for kompost-stabilitet utviklet av Woods End Research Laboratory i USA. Testen baseres på at man måler CO<sub>2</sub>-produksjonen ved hjelp av gel-belagte pinner som settes ned i kompostprøven og som gir fargereaksjoner avhengig av CO<sub>2</sub>-innholdet. Avlesning skjer etter bare 4 timer, og stabiliteten angis i en skala med 8 klasser fra "Ikke ferdig" til "Meget stabil", relatert til fargen på test-gelen. Ved måling på ferske og ustabile komposter benyttes det også en test-gel som reagerer på ammoniakk, og denne kan benyttes til å korrigere testresultatet fra den første testen.

### 5.3. Resultater fra norske forsøk med ulike stabilitetstester for kompost

I prosjektet "Utvikling av kompostprodukter", utført av Planteforsk, Norges Landbruks-høgskole og Jordforsk i perioden 1998 – 2001 er det bl.a. gjort en utprøving og vurdering av metoder for å bestemme stabiliteten av kompost fra 13 behandlingsanlegg for biologisk avfall i Norge. Det er også gjort en uttesting av metoder for å bestemme spire- og vektsthemming (fytotoksisk effekt) ved bruk av forskjellige komposter, da dette er viktig å få klarlagt i tillegg til kompostens stabilitet.

For stabiliteten av kompost har man testet ut selvoppvarmingstesten (Dewar-test), Solvita-testen og oksygenopptakstesten (SOUR-test).

De to første testene er basert på ferdigprodusert utstyr fra leverandør og kan brukes på komposteringsanleggene, mens oksygenopptakstesten krever at et laboratorium bygger opp testutstyret og gjennomfører målingene. Denne testen er derfor, i tillegg til utprøvingen hos Planteforsk, avd. Landvik, også blitt utført ved Aquateams laboratorium på noen parallelle kompostprøver som har vært nedfrosset.

Sluttrapporten fra prosjektet "Utvikling av kompostprodukter" (Asdal et al., 2002) konkluderer med at både Dewar-testen og Solvita-testen kan anbefales til rutinetesting av kompost på selve anleggene. Det sies videre at Dewar-testen med angivelse av målt maksimumstemperatur (og ikke bare opplysninger om "Rottegrad") gir pålitelige resultater for alle typer komposter, men den tar lang tid (opptil 14 dager) og er derfor mindre egnet som aktivt verktøy for å styre og utvikle komposteringsprosessen på anlegg. Metoden skiller heller ikke mellom de mest aktive og ustabile kompostene, men det er sjelden et praktisk behov for opplysninger om dette.

Rapporten (Asdal et al., 2002) konkluderer videre med at Solvita-testen kan anbefales som et verktøy for å følge forløpet av komposteringsprosessen, og da spesielt i ettermodningsfasen. Det knytter seg imidlertid en del usikkerhet til testen ved bruk på ferske og ustabile komposter. Det anbefales derfor at brukerne skaffer seg erfaring og etablerer gode rutiner med testen samt sammenligner resultatene med øvrige tester ved behov.

For SOUR-testen sies det at den er godt egnet for testing på sentrale laboratorier (sammen med Dewar-testen). Resultatene foreligger etter bare ett døgn og i følge rapporten har SOUR-testen vist seg å gi gode og pålitelige resultater for alle stabilitetsgrader hos komposter. Med testutstyret som er etablert hos Planteforsk, avd. Landvik ble det også gjort en del parallelltester på de samme kompostene (ikke frosset på forhånd), og disse viste god overensstemmelse. I parallelltesten som Aquateam utførte på 5 frosne kompostprøver, var imidlertid overensstemmelsen mellom resultatene ganske dårlig (se tabell 5.4), og dette kan tyde på at detaljoppbyggingen og – gjennomføringen av testen kan påvirke testresultatene. Det er derfor viktig at det blir utarbeidet en detaljert testprotokoll som alle laboratorier må følge, slik at man kan sammenligne tall fra forskjellige teststeder.

**Tabell 5.4 Sammenligning av SOUR-resultater fra Planteforsk og Aquateam**

Kompost nr.	Oksygenopptakshastighet (mg O <sub>2</sub> /time/g TS)	
	Planteforsk	Aquateam
1	8,12	5,18
2	0,29	1,48
3	0,45	0,25
4	0,30	1,34
5	6,75	3,04

På grunnlag av erfaringene fra prosjektet samt andre undersøkelser har Asdal et al. (2002) foreslått retningslinjer for bruk av kompost basert på stabilitetsmålinger (se tabell 5.5). Det understrekes imidlertid at stabilitetstester må suppleres med kjemiske analyser og opplysninger om eventuell spire- og veksthemming.

**Tabell 5.5      Anbefalinger om bruk av kompost med ulik grad av stabilitet (Asdal et al., 2002)**

<b>Kompostbruk</b>	<b>Solvita-indeks</b>	<b>Dewar-test ("Rottegrad")</b>	<b>Oksygenopptakshastighet (mg O<sub>2</sub>/time/g TS)</b>
Uegnet for bruk. Må ettermodnes	1	I	> 1,0
Egnet til landbruksformål	2-8	I – V	< 1,0
Egnet til hagebruk, grøntanlegg	4-8	II – V	< 0,65
Egnet til jordblandinger (opptil 50% kompost)	6-8	V	< 0,35

## 6. Referanser

Andreasen, P. og Pedersen, H. (1994) Kalkbehandling av slam. *Stads- og havneingeniøren*, 4, s. 73-77.

Asdal, Å., Breland, T.A., Herrero, M.L. og Nordgaard, E. (2002) Kompostkvalitet – Dokumentasjon og anbefalinger, Planteforsk Grønn forskning 16/2002, Planteforsk, avd. Landvik, Grimstad.

ATV/VKS-Arbeitsgruppe 3.2.2 (1988) Entseuchung von Klärschlamm. Zweiter Arbeitsbericht, *Korrespondenz Abwasser* 1/88.

Brinton, W.F. Jr., Evans, E., Droffner, M.L. and Brinton, R.B. (1995) Standardized test for evaluation of compost self heating. *BioCycle*, **36**, (11), 64-69.

Bruce, A.M. (1984) Assessment of sludge stability. In: *Methods of Characterization of Sewage Sludge*, T.J. Casey (Editor) D. Reidel Publishing Company, 131-143.

Bruce, A.M. and Fisher, W.J. (1984) Sludge stabilization-methods and measurements. In: *Sewage Sludge Stabilization and Disinfection*. A.M. Bruce (Editor), Ellis Horwood Ltd., Chichester, UK.

Eikum, A.S. and Paulsrud, B. (1974) Characterization of the degree of stability of waste water sludges. Lime stabilized sludges. Progress report No. 3, EUROCCP-COST 68/2/4, 0-14/73. Norwegian Institute for Water Research, Oslo.

Eikum, A.S. and Paulsrud, B. (1977) Methods for measuring the degree of stability of aerobic stabilized sludges. *Water Research* 11:763-770.

Fischer, W.J. (1984) Calculation of volatile solids destruction during sludge digestion. In: *Sewage Sludge Stabilization and Disinfection*. Bruce, A., (Editor), Ellis Horwood Ltd., Chichester, England.

Iannotti, D.A., Grebus, M., Totu, B., Madden, L. and Hoitink, H. (1994) Oxygen respirometry to assess stability and maturity of composted municipal solid waste. *J. Env. Quality*, **23**, 1177-1183.

Inbar, Y., Chen, Y., Hadar, Y. and Hoitink, H.A.J. (1990) New approaches to compost maturity. *BioCycle* **31**, (12) 64-69.

Jiménez, E.I., and Garcia, V.P. (1989) Evaluation of city refuse compost maturity. A review. *Biological Wastes*, **27**, (2) 115-142.

Krishnamoorthy, R. (1987) Evaluation of parameters to measure sludge aerobic stabilization. PhD Dissertation, Dept of Agricultural Engineering, Cornell University, Ithaca, NY.

Mathur, S.P., Owen, G., Diné, H. and Schnitzer, M. (1993) Determination of compost biomaturity. I. Literature review. *Biological Agriculture and Horticulture*, **10**, 65-85.

Nedland, K.T. og Paulsrud, B. (1999) Driftserfaringer fra anlegg med rankekompostering og langtidslagring av avløpsslam. Veiledning. Aquateam-rapport 99-038. Aquateam AS, Oslo.

Nybruket, S., Paulsrud, B. og Nedland, K.T. (2003) Erfaringer med hygienisering av slam i Norge, VA-Forsk rapport 2003-?, Svensk Vatten AB, Stockholm.

Paulsrud, B. (1995) Veiledning for prøvetaking av slam. Veiledning 95:10, Statens Forurensningstilsyn, Oslo.

Paulsrud, B. and Eikum, A.S. (1975) Lime stabilization of sewage sludges, *Water Research*, 9. pp 297-305.

Roediger, H. (1987) Using Quicklime. Hygienization and solidification of dewatered sludge. *Operations Forum*, Vol. 4, No. 4, April 1987.

Switzenbaum, M.S.; Moss, L.H.; Epstein, E.; Pincince, A.B. and Donovan, J.F. (1997) Defining Biosolids Stability: A Basis for Public and Regulatory Acceptance. Project 94-REM-1, Water Environment Research Foundation, Alexandria, VA., USA.

Switzenbaum, M.S.; Pincince, A.B.; Donovan, J.F.; Epstein, E. and Farrell, J.B. (2002) Developing Protocols for Measuring Biosolids Stability. Project 99-PUM-3, Water Environment Research Foundation, Alexandria, VA., USA.

U.S. EPA (1992) Control of Pathogens and Vector Attraction in Sewage Sludge. EPA/625/R-92/013, Office of Research and Development, Washington DC.

U.S. EPA (1993) Standards for the Use or Disposal of Sewage Sludge. 40 CFR Part 503, 58 FR 9248, February 19, 1993.

U.S. EPA (1999) Control of Pathogens and Vector Attraction in Sewage Sludge. EPA/625/R-92-013 Revised October 1999, Office of Research and Development, Washington DC.

van Kleeck, L.W. (1945) Operation of sludge drying and sludge gas utilization units, *Sew. Wks. J.*, 17(6), 1240-1255.

## Vedlegg 1. Laboratorieutstyr og metodikk for måling av gassproduksjon ved anaerob lagring av utråtnet slam

### Gjennomføring

Utråtnet slam overføres til en 500 ml Duran flaske eller 500 ml Erlenmeyerkolbe. Nøyaktig volum noteres. Det tilføres en stykk røremagnet som må være tilstrekkelig kraftig til å holde slammene i god omrøring. Kolben/flasken lukkes med en tilpasset gummipropp. I proppen er det hull med glassrør som via en silikongummislange er forbundet med gassfasen i en gassvaskeflaske (Drechsel-flaske). I tillegg bores det ett tynt hull for temperaturføler, ca. 2 mm. Flasken er fylt med 1000 ml surgjort løsning av natriumsulfat. Vannfasen i flasken er forbundet med en oppsamlingsflaske for væsken gjennom røret som går helt ned mot bunnen i gassvaskeflasken. Denne flasken kan være en vanlig flaske med lås tildekking av åpningen. Når gassproduksjonen starter, vil væske fra gassvaskeflasken fortrennes over i oppsamlingsflasken. Fortrent væskemengde vil være proporsjonal med utviklet gassmengde.

Ettersom trykket i flasken er i likevekt med det atmosfæriske trykket skal volumet korrigeres for dette i forhold til denne formel:  $V_0 = V_1 * (P_1 / P_0)$ , hvor  $P_0$  er standard atmosfære 760 mm Hg og  $P_1$  er trykket ved avlesing. Det er likegyldig hvilken trykkenhet som benyttes.

Flasken med slam settes på et magnetrøreverk med oppvarming. Røreverket settes i gang og maksimaltemperaturen på varmeplaten settes til ca. 70°C. Sett-punktet for temperatur settes til 35°C. Erfaring vil vise om maksimaltemperaturen for varmeplaten skal settes høyere eller lavere enn 70°C. Temperaturreguleringen vil nå styre varmetilførselen til platen slik at den ønskete temperaturen i flasken opprettholdes, dog slik at platen aldri kan bli varmere enn f.eks. 70°C. Det vil kun gå strøm til platen når temperaturreguleringen gir beskjed om det. Se *figur 1*. for forsøkkoppsett. Erfaringsmessig tar det ca. 1 – 1,5 time før temperaturen stabiliserer seg på innstilt verdi for slam rett fra kjøleskap. For slam direkte fra råtnetanken er forsinkelsen ubetydelig.

Etter 24 timers reaksjonstid avbrytes forsøket. Ved demontering av utstyret er det viktig at væske fra oppsamlingsflasken ikke renner tilbake i gassvaskeflasken. Den fortrenkte væskemengden måles med målesylindere og noteres sammen med lufttrykket.



Figur 1: Forsøkoppsett for måling av gassproduksjon

### Oppskrift for løsning til gassvaskeflaske (barriereløsning)

Denne løsningen skal bidra til at karbondioksid ikke løser seg i væsken og dermed redusere den faktiske gassproduksjonen.

Til 1000 ml destillert vann tilsettes 88 g natriumsulfat, vannfri ( $\text{Na}_2\text{SO}_4$ , anhydrous), eller 200 gram natriumsulfat med 10 krystallvann ( $\text{Na}_2\text{SO}_4 \cdot 10 \text{H}_2\text{O}$ )

Til slutt tilsettes forsiktig 30 ml konsentrert svovelsyre ( $\text{H}_2\text{SO}_4$ )

Som en bekreftelse på at riktig pH er nådd, kan man tilsette noen dråper metyloransje indikator. Løsningen skal da bli klart rød.

### Utstyrbehov

Beskrivelse	Betegnelse	Mulig leverandør	Antatt pris eks. mva.
Magnetrøreverk med varme	IKA RCT Basic	Tamro Med Lab	3.400,-
Digital temp. styring	IKA ETS D4 Fuzzy	Tamro Med lab	1.600,-
Gassvaskeflaske 1000ml	Drechsel flaske	Merck- Eurolab	100,-
Innsats til ovenfor	Drechsel innsats NS29	Merck - Eurolab	100,-
Flaske for slam	E-kolbe 500 ml, vid hals	Merck - Eurolab	100,-
Gummipropp til ovenst.	Propp med hull Ø 12 mm.	Merck - Eurolab	20,-
Røremagnet	Teflonbelagt magnet lengde 55 mm	Merck - Eurolab	
Slange Ø <sub>i</sub> 10 mm	Silikonslange, 2 m	Merck - Eurolab	
Natriumsulfat, vannfri	500 g	Merck - Eurolab	
Svovelsyre, 96%	1 l	Merck - Eurolab	
Barometer	1 st.	Lokalt	

## Vedlegg 2. Grunnlagsdata fra gassproduksjonstester og for beregning av organisk stoff reduksjon ved 5 råtnetankanlegg

HIAS	FULLSKALA RÅTNETANK						GASSPRODUKSJONSTEST								
	INN			UT			START			SLUTT			UTREGNET		
Dato	TS (%)	FTS (% avTS)	ORG (%)	TS (%)	FTS (% avTS)	ORG (%)	Merknad	Vekt av prøve (g)	TS (%)	FTS (% avTS)	ORG (%)	Gassprod (ml)	g organisk stoff i prøven	ml gass/ g org	Merknad
21.05.02								500,0	6,26	75,0	4,70	599	212	23,5	22,7
28.05.02	18,1	81	14,66	6,45	70,2	4,53		500,0	6,52	72,0	4,69	4,44	520	23,5	22,2
04.06.02	15,2	74	11,25	6,69	65,9	4,41		500,0	6,80	66,5	4,52	6,52	630	22,6	27,9
11.06.02	16,6	81	13,42	6,57	64,3	4,22		500,0	6,53	63,6	4,28	6,28	720	21,4	33,6
18.06.02	16,1	80	12,88	6,11	65,2	4,31		500,0	6,25	68,8	4,30	6,39	310	21,5	14,4
Gj. snitt:			13,05			4,37		Gj. snitt:	6,47	69,6	4,50	6,33	543	22,5	
Reduksjon av organisk stoff i råtnetankene: 66,5 %															
Gjennomsnittlig produksjon av gass i ml per gram organisk stoff i prøven 24,2															

Lillevik	FULLSKALA RÅTNETANK						GASSPRODUKSJONSTEST								
	INN			UT			START			SLUTT			UTREGNET		
	TS (%)	FTS (% av TS)	ORG (%)	TS (%)	FTS (% av TS)	ORG (%)	Vekt av prøve (g)	TS (%)	FTS (% av TS)	ORG (%)	Gassprod. (ml)	g organisk stoff i prøven	ml gass/ g org	Merknad	
19.02.02	6,2	69	4,28	3,4	55	1,87	400	3,4	55	1,87	45	7,48	6,0		
21.02.02							400	3,4	55	1,87	51	7,48	6,8		
25.02.02	4,3	60	2,58	3,4	53	1,80	400	3,4	53	1,80	52	7,21	7,2		
28.02.02							400	3,4	55	1,87	57	7,48	7,6		
06.03.02	4,9	64	3,14	3,5	55	1,93	400	3,5	55	1,93	67	7,70	8,7		
07.03.02	5,0	65	3,25	3,4	53	1,80	400	3,4	53	1,80	32	7,21	4,4		
11.03.02	5,7	63	3,59	3,4	53	1,80	400	3,4	53	1,80	40	7,21	5,5		
14.03.02	5,8	66	3,83	3,5	53	1,86	400	3,5	53	1,86	18	7,42	2,4		
18.03.02	6,3	68	4,28	3,5	53	1,86	400	3,5	53	1,86	58	7,42	7,8		
25.03.02	4,8	66	3,17	3,7	53	1,96	400	3,7	53	1,96	76	7,84	9,7		
03.04.02	5,8	69	4,00	3,6	53	1,91	400	3,6	53	1,91	24	7,63	3,1		
08.04.02	4,8	67	3,22	3,6	53	1,91	400	3,6	53	1,91	76	7,63	10,0		
15.04.02	5,0	69	3,45	3,7	54	2,00	400	3,7	54	2,00	78	7,99	9,8		
18.04.02	5,1	71	3,62	3,7	55	2,04	400	3,7	55	2,04	39	8,14	4,8		
22.04.02	5,4	70	3,78	3,6	54	1,94	400	3,6	54	1,94	78	7,78	10,0		
24.04.02	4,3	65	2,80	3,5	54	1,89	400	3,5	54	1,89	75	7,56	9,9		
02.05.02	6,1	64	3,90	3,5	54	1,89	400	3,5	54	1,89	40	7,56	6,3		
05.05.02	3,5	63	2,21	3,5	52	1,82	400	3,5	52	1,82	46	7,28	6,3		
13.05.02	6,9	66	4,55	3,5	56	1,96	400	3,5	56	1,96	55	7,84	7,0		
21.05.02	3,9	66	2,57	3,5	53	1,86	400	3,5	53	1,86	55	7,42	7,4		
23.05.02	4,8	69	3,31	3,5	54	1,89	400	3,5	54	1,89	31	7,56	4,1		
27.05.02	5,1	67	3,42	3,5	54	1,89	400	3,5	54	1,89	35	7,56	4,6		
29.05.02	6,2	66	4,09	3,5	54	1,89									
03.06.02	4,5	66	2,97	3,6	54	1,94	400	3,6	54	1,94	24	7,78	3,1		
06.06.02	3,3	76	2,51	3,5	54	1,89	400	3,5	54	1,89	26	7,56	3,4		
10.06.02	4,5	68	3,06	3,3	55	1,82	400	3,3	55	1,82	48	7,26	6,6		
13.06.02	4,6	66	3,04	3,3	55	1,82	400	3,3	55	1,82	48	7,26	6,6		
19.06.02	4,5	70	3,15	3,3	57	1,88	400	3,3	57	1,88	16	7,52	2,1		
12.07.02	5,8	68	3,94	3,3	58	1,91									
29.08.02	4,8	77	3,70	3,3	55	1,82	400	3,3	55	1,82	37	7,26	5,1		
05.09.02	6,4	69	4,42	3,3	54	1,78	400	3,3	54	1,78	8	7,13	1,1		
11.09.02	3,6	69	2,48	3,2	56	1,79	400	3,2	56	1,79	59	7,17	8,2		
19.09.02	4,7	71	3,34	3,2	55	1,76	400	3,2	55	1,76	0	7,04	0,0		
<b>Gj.snitt:</b>			<b>3,38</b>			<b>1,88</b>	<b>Gj.snitt:</b>	<b>3,5</b>	<b>54,2</b>	<b>1,87</b>	<b>45,0</b>	<b>7,50</b>			
<b>Reduksjon av organisk stoff i råttetanken: 44,5 %</b>															
<b>Gjennomsnittlig produksjon av gass l/ml per gram organisk stoff i prøven 6,0</b>															

Rantebøkk	FULLSKALA RÅTNE TANK				GASSPRODUKSJONSTEST				Merknad										
	TS (%)	FTS (% av TS)	ORG (%)	UT (% av TS)	TS (%)	FTS (% av TS)	ORG (%)	Gassprod. (mg)		UTREGNET mg gass/ g org									
05.03.02	6,00	75,50	6,04	4,25															
13.03.03	7,00	72,50	5,08	4,10	61,70	2,53													
14.03.02	7,00	72,50	4,84																
19.03.02	6,50	74,40		4,20	61,60	2,59													
20.03.02	6,50			4,20	59,50	2,50													
21.03.02	7,00			4,00	59,80	2,39													
25.03.02	6,00	65,80	5,26																
26.03.02	6,00	67,10	6,15	4,53															
02.04.02	9,00	4,15	56,60	2,35															
04.04.02	9,17	66,83	6,13	4,21	56,75	2,39													
09.04.02	9,17	67,14	6,16	4,53	57,75	2,62													
16.04.02	9,24	70,45	6,51	4,43	53,38	2,36													
13.05.02	6,97	71,24	6,39	4,81	55,60	2,67													
16.05.02	9,00	71,30	6,42	4,80	57,70	2,77													
21.05.02	9,00		4,84	53,20	2,57	4,79	56,20	2,69	281	11,97	23,5								
24.05.02	9,00	67,30	6,00	4,93	56,50	2,84						24 ml. Lekkasje ved kork?							
29.05.02	6,91		6,00	4,93	55,30	2,62													
31.05.02	9,00	5,00	5,95	5,00	56,50	2,85													
03.06.02	6,21	65,11	5,95	5,13	54,50	2,80													
06.06.02	6,00	73,14	6,12	5,20	57,20	2,97													
11.06.02	6,37	73,14	6,12	5,38	56,50	3,04													
12.06.02	6,00	73,10	5,85	5,50	57,60	3,18													
18.06.02	6,74	69,03	6,03	5,77	57,44	3,31													
20.06.02	7,50		6,00	5,80	55,70	3,23													
23.06.02	7,85	70,63	5,54	5,84	58,21	3,40													
25.06.02	6,00	70,60	5,65	5,80	58,20	3,38													
27.06.02	6,00		5,90	5,90	58,60	3,46													
02.07.02	7,01	75,22	5,27	5,63	59,80	3,37													
18.07.02	7,80	65,20	5,09	5,77	56,80	3,28													
23.07.02			5,84	58,47	3,41														
14.08.02	7,50		5,80	60,30	3,50														
21.08.02	6,95	73,53	5,11	5,57	59,50	3,94													
26.08.02	7,11	73,11	5,20	5,40	61,20	3,30													
27.08.02	7,50	73,10	5,48																
29.08.02	7,00		5,20	5,20															
04.09.02	6,23	74,40	6,12	5,37	62,60	3,37													
10.09.02	6,50	76,30	6,49	5,50	62,20	3,42													
11.09.02	6,82	76,28	6,73	5,54	62,20	3,45													
17.09.02	8,10	76,80	6,22	5,52	64,96	3,59													
19.09.02	6,26	76,80	6,34	5,45	64,20	3,50													
<b>Gj. snitt:</b>			<b>5,84</b>			<b>3,02</b>				<b>5,27</b>	<b>56,37</b>	<b>3,08</b>	<b>5,18</b>	<b>58,90</b>	<b>3,03</b>	<b>266,0</b>	<b>14,37</b>		
<b>Reduksjon av organisk stoff i råmatanløse:</b>																			<b>17,9</b>
																			<b>Gjennomsnittlig reduksjon av gass i ml per gram organisk stoff i prøven</b>
04.04.02	TS på tanker ligger ca 1 % under det normale p.g.a. skum på overflaten av mediet. Skum dempes med vann.																		
09.04.02	TS på tanker ligger ca 0,7 % under det normale p.g.a. skum på overflaten av mediet. Skum dempes med vann.																		
16.04.02	TS på tanker ligger ca 0,8 % under det normale p.g.a. skum på overflaten av mediet. Skum dempes med vann.																		

Sandefjord	FULLSKALA RÅTNETANKER										GASSPRODUKSJONSTEST								
	INN					UT					START			SLUTT			UTREGNET		
	TS (%)	FTS (% av TS)	ORG (%)	TS (%)	FTS (% av TS)	ORG (%)	TS (%)	FTS (% av TS)	ORG (%)	Merknad	Vekt av prøve (g)	TS (%)	FTS (% av TS)	ORG (%)	Gassprod. (ml)	g organisk stoff i prøven	ml gass/ g org	Merknad	
07.01.02	4,0	75,0	3,00	2,9	60,2	1,75													
14.01.02	4,3	67,0	2,88	2,7	61,9	1,67													
21.01.02	5,3	59,0	3,13	3,3	56,0	1,85													
28.01.02	4,6	70,0	3,22	3,3	52,0	1,72													
05.02.02	4,2	63,0	2,65	3,4	54,0	1,84													
11.02.02	3,4	63,4	2,16	3,1	46,6	1,44													
18.02.02	4,5	64,3	2,89	3,1	48,5	1,50													
25.02.02	6,6	66,9	4,42	3,1	53,4	1,66													
04.03.02	4,4	73,4	3,23	3,0	54,5	1,64													
07.03.02	5,1	75,4	3,85	2,8	57,7	1,62													
11.03.02	4,4	68,5	3,01	3,0	53,2	1,60													
15.03.02	5,0	70,7	3,54	2,8	57,3	1,60													
18.03.02	4,5	71,5	3,22	3,2	54,9	1,76													
22.03.02	3,9	67,1	2,62	3,2	58,6	1,88													
25.03.02	5,9	68,5	4,04	3,2	55,6	1,78													
02.04.02	4,1	73,3	3,01	3,2	55,8	1,79				400	3,2	55,8	1,79	29	7,14	4,1	Ukeblanprøve		
09.04.02	5,1	75,4	3,85	2,8	57,7	1,62				400	2,8	57,7	1,62	21	6,46	3,2	Ukeblanprøve		
15.04.02	5,0	70,7	3,54	2,8	57,3	1,60				400	2,8	57,3	1,60	35	6,42	5,5	Ukeblanprøve		
22.04.02	3,9	67,1	2,62	3,2	58,6	1,88				400	3,2	58,6	1,88	32	7,50	4,3	Ukeblanprøve		
29.04.02	5,1	74,3	3,79	3,1	42,9	1,33				405	3,1	42,9	1,33	53	5,39	9,8	Ukeblanprøve		
06.05.02	3,7	59,1	2,19	3,3	52,8	1,74													
13.05.02	5,5	69,9	3,84	3,0	55,8	1,67				400	3,0	55,8	1,67	34	6,70	5,1	Ukeblanprøve		
21.05.02	5,5	74,9	4,12	3,5	50,5	1,77				400	3,5	50,5	1,77	50	7,07	7,1	Ukeblanprøve		
27.05.02	5,8	70,0	4,06	3,3	54,4	1,80				400	3,3	54,4	1,77	29	7,07	4,1	Ukeblanprøve		
03.06.02	4,9	66,4	3,25	3,3	55,3	1,82				400	3,3	55,3	1,82	18	7,30	2,5	Ukeblanprøve		
10.06.02	5,0	70,0	3,50	3,4	53,9	1,83				400	3,4	53,9	1,83	43	7,33	5,9	Ukeblanprøve		
17.06.02	5,6	68,1	3,81	3,7	54,9	2,03				400	3,7	54,9	2,03	36	8,13	4,4	Ukeblanprøve		
24.06.02	4,0	69,0	2,76	3,1	52,9	1,64				400	3,1	52,9	1,64	77	6,56	11,7	Stikkprøve		
02.07.02	2,4	75,0	1,80	3,0	57,0	1,71				400	3,0	57,0	1,71	100	6,84	14,6	Stikkprøve		
08.07.02	6,1	71,6	4,37	3,1	57,7	1,79				400	3,1	57,7	1,79	40	7,15	5,6	Stikkprøve		
15.07.02	5,2	70,0	3,64	3,0	61,0	1,83													
22.07.02	4,5	70,5	3,17	3,0	54,2	1,63													
05.08.02	5,9	70,2	4,14	3,1	50,0	1,55													
12.08.02	4,6	77,0	3,54	2,9	59,0	1,71													
19.08.02	5,2	71,7	3,73	3,3	60,0	1,98													
26.08.02	5,5	69,0	3,80	3,3	52,0	1,72													
02.09.02	4,6	71,6	3,29	3,2	57,5	1,84													
10.09.02	6,1	66,0	4,03	3,8	59,0	2,24													
16.09.02	5,6	63,9	3,58	3,4	56,8	1,90													
<b>Gj. snitt:</b>			<b>3,37</b>			<b>1,74</b>				<b>Gj. snitt:</b>	<b>3,2</b>	<b>54,6</b>	<b>1,73</b>	<b>42,6</b>	<b>6,93</b>				
<b>Reduksjon av organisk stoff i rånetankene:</b>										<b>Gjennomsnittlig produksjon av gass i ml per gram organisk stoff i prøven</b>									
										<b>48,4 %</b>									
										<b>6,3</b>									

VEAS	FULLSKALARÅTNETTANRER									
	INN					UT				
Dato	TS (%)	FIS (% av TS)	ORG (%)	TS (%)	FIS (% av TS)	ORG (%)	TS (%)	FIS (% av TS)	ORG (%)	
31.jan	5,35	78,2	4,18	3,51	54,6	1,92				
07.feb	4,67	63,8	2,98	3,39	54,7	1,85				
14.feb	5,57	71,7	3,99	3,47	52,5	1,82				
21.feb	5,22	76,5	3,99	3,35	52,3	1,75				
28.feb	5,53	75,8	4,19	3,32	53,8	1,79				
07.mar	5,16	74,8	3,86	3,23	54,7	1,77				
14.mar	5,53	72,4	4,00	3,26	53,8	1,75				
21.mar	5,49	65,35	3,59	3,24	53,15	1,72				
04.apr	4,75	75,2	1,70	3,29	51,6	1,70				
11.apr	5,26	74,5	3,92	3,15	53,1	1,67				
18.apr	5,66	76,4	4,34	3,16	52,9	1,67				
25.apr	5,63	73,9	4,31	3,00	53,7	1,61				
02.mai	6,15	63,1	3,88	3,16	54,1	1,71				
08.mai	3,78	74,12	2,80	3,52	50,31	1,77				
16.mai	5,64	74,61	4,21	3,25	50,96	1,66				
23.mai	6,69	67,44	4,51	3,46	53,19	1,84				
30.mai	6,00	61,39	3,68	3,32	51,75	1,72				
06.jun	4,28	73,58	3,15	3,67	49,21	1,81				
12.jun	4,8	64,49	3,10	3,39	49,23	1,67				
20.jun	5,47	71,53	3,91	3,31	50,22	1,66				
27.jun	6,49	71,4	4,63	3,28	50,51	1,66				
04.jul	7,63	63,7	4,86	3,36	50,2	1,69				Kun 25 °C i RÅT
11.jul	7,38	66,7	4,92	3,22	51,2	1,65				
18.jul	4,65	72,6	3,37	3,39	50,0	1,70				
25.jul	6,00	60,8	3,65	3,29	49,5	1,63				
01.aug	5,64	69,9	3,94	3,44	48,1	1,65				
08.aug	4,81	77,3	3,73	3,12	49,6	1,65				
15.aug	7,79	62,2	4,65	3,2	50,29	1,61				
22.aug	5,06	73,6	3,73	3,26	51,2	1,66				
29.aug	5,36	74,5	4,01	3,24	50,9	1,65				
05.sep	4,90	76,3	3,74	3,16	53,1	1,68				
12.sep	5,59	69,6	3,89	3,20	53,1	1,70				
18.sep	4,69	76,3	3,58	3,18	52,5	1,67				
26.sep	4,88	74,9	3,73	3,06	52,3	1,60				
02.okt	4,5	77,7	3,50	3,04	52,9	1,61				
<b>GI. snitt:</b>			<b>3,84</b>			<b>1,70</b>				
<b>Reduksjon av organisk stoff i råtnetanken: 56,7 %</b>										

VEAS	GASPRODUKSJONSTEST										
	START			SLUTT			UTREGNET			Merknad	
Dato	Vekt av prøve (g)	TS (%)	FTS (% av TS)	ORG (%)	TS (%)	FTS (% av TS)	ORG (%)	g org i prøven	g org i fullskala		m³ gass/ g org (snitt)
31.jan	503,14	3,51	54,6	1,92	3,47	46,6	1,62	41,0	9,64	4,3	Prøve 1, sannsynligvis gasslekkasje
31.jan	505,71	3,51	54,6	1,92	3,46	46,8	1,62	77,5	9,63	6,1	Prøve 2
07.feb	496,65	3,39	54,7	1,85	3,44	53,2	1,83	0,0	9,21	0,0	Prøve 1, Oppstuvning i tunnelen
07.feb	503,29	3,39	54,7	1,85	3,35	53,9	1,80	0,0	9,33	0,0	Prøve 2, Oppstuvning i tunnelen
11.feb	491,78	3,51	53,6	1,88	3,47	52,2	1,81	47,0	9,25	5,1	Prøve 2
11.feb	503,14	3,51	53,6	1,88	3,46	52,4	1,82	43,5	9,47	4,8	Prøve 1, sannsynligvis gasslekkasje
21.feb	512,55	3,35	52,3	1,75	3,33	53,2	1,77	0,0	8,97	0,0	Prøve 2
21.feb	489,91	3,35	52,3	1,75	3,34	52,4	1,75	11,0	8,68	1,3	Prøve 1
25.feb	490,52	3,47	54,4	1,89	3,48	52,6	1,83	47,0	9,26	5,1	Prøve 2
05.mars	500,03	3,19	54,0	1,72	3,21	54,6	1,75	39,0	8,61	4,5	Prøve 1
05.mars	500,30	3,19	54,0	1,72	3,23	54,5	1,76	43,5	8,81	5,1	Prøve 2
14.mars	498,62	3,26	51,7	1,69	3,24	53,4	1,73	2	8,40	0,2	Prøve 1, Oppstuvning i tunnelen. Lav gassproduksjon i fullskala
25.mars	498,92							0		0,0	Prøve 2, Oppstuvning i tunnelen. Lav gassproduksjon i fullskala
500,51								0		0,0	Prøve 1
510,96								0		0,0	Prøve 2
498,68								0		0,0	Prøve 1
11.apr	510,48	3,15	53,1	1,67	3,11	52,1	1,62	10	8,54	1,2	Prøve 1, (Prøve 2 mistet korken.)
25.apr	490,57	3,01	54,8	1,85	3,00	53,5	1,60	8	8,09	1,0	Prøve 1
25.apr	496,86	3,01	54,8	1,85	2,98	53,5	1,59	11	8,19	1,3	Prøve 2
02.mai	507,40	3,27	53,9	1,76	3,21	53,4	1,71	1	8,93	0,1	Prøve 1
02.mai	502,97	3,27	53,9	1,76	3,24	53,2	1,72	4	8,86	0,5	Prøve 2
07.mai	500,63	3,41	51,1	1,74	3,40	50,3	1,71	11	8,73	1,3	Prøve 2, (Lekkasje i prøve 1.)
30.mai	507,59	3,32	51,8	1,72				0	8,72	0,0	Prøve 1
30.mai	498,19	3,32	51,8	1,72				0	8,56	0,0	Prøve 2
11.jun	495,93	3,49						0	0,0	0,0	Prøve 1, Dørlig gassprod i fullskala
11.jun	504,56	3,49						0	0,0	0,0	Prøve 2, Dørlig gassprod i fullskala
11.jun	503,49	3,49						0	0,0	0,0	Aquateams utstyr
20.jun	504,33	3,29	50,3	1,65	3,24	50,0	1,62	27	8,34	3,2	Prøve 1
20.jun	514,16	3,29	50,3	1,65	3,25	49,7	1,60	15	8,50	1,8	Prøve 2
27.jun	514,16	3,26	50,5	1,66	3,25	50,0	1,63	84	8,52	9,9	Prøve 1, Prøve 1 og 2 hadde gassprod hele døgnet. Det er uvanlig. Vanligvis er gassprod borte etter 3 - 4 h.
27.jun	496,20	3,28	50,5	1,66	3,28	49,8	1,63	20	8,22	2,4	Prøve 2, Kan evt. noe lavere ammoningshausholdet være årsak???
27.jun	503,56	3,28	50,5	1,66	3,32	49,5	1,64	0	8,34	0,0	Aquateams utstyr
01.jul	514,79	3,22	56,1	1,87	3,20	49,1	1,57	72	9,63	7,5	Prøve 1, Prøve 1 og 2 hadde gassprod hele døgnet. Det er uvanlig. Vanligvis er gassprod borte etter 3 - 4 h.
01.jul	499,79	3,22	56,1	1,87	3,20	49,5	1,58	75	9,35	8,0	Prøve 2
01.jul	507,36	3,22	58,1	1,87	3,21	49,7	1,60	0	9,49	0,0	Aquateams utstyr
04.jul	511,22	3,36	50,2	1,69	3,31	50,3	1,66	18	8,62	2,1	Prøve 1, NBI Kun 25 °C i R.AT.
04.jul	505,33	3,36	50,2	1,69	3,30	50,0	1,65	68	8,52	8,0	Prøve 2
01.aug	496,19	3,44	48,1	1,65	3,38	47,9	1,62	31	8,21	0,0	Prøve 1, Lekkasje??
01.aug	501,33	3,44	48,1	1,65	3,13	49,4	1,55	30	8,30	3,7	Prøve 2
08.aug	504,15	3,12	49,6	1,55	3,15	49,4	1,55	30	7,79	3,8	Prøve 1
08.aug	501,39	3,12	49,6	1,55	3,16	49,1	1,55	30	7,75	3,8	Prøve 2
15.aug	510,21	3,20	50,3	1,61	3,24	50,6	1,64	33	8,21	4,0	Prøve 1
15.aug	503,55	3,20	50,3	1,61	3,26	50,2	1,64	27	8,10	3,3	Prøve 2
22.aug	512,75	3,28	56,3	1,85	3,33	51,1	1,70	15	9,47	1,6	Prøve 1
22.aug	505,85	3,28	56,3	1,85	3,33	51,2	1,70	0	9,34	0,0	Prøve 2
10.sep	508,88	3,19	53,5	1,71	3,23	53,2	1,72	16	8,69	1,8	Prøve 1, (Filmet)
10.sep	503,72	3,19	53,5	1,71	3,18	52,9	1,68	16	8,80	1,9	Prøve 2
18.sep	512,64	3,13			3,12	51,9	1,62	24			Prøve 1, Glødetap savnes.
18.sep	502,84	3,13			3,14	52,4	1,64	20			Prøve 2, Glødetap savnes.
26.sep	506,95	2,96			3,10	52,5	1,63	0			Prøve 1, Lekkasje?
26.sep	507,95	2,96			3,13	52,3	1,64	20			Prøve 2
03.okt	490,74	2,92	54,7	1,60	2,92	53,2	1,55	5	7,83	0,6	
03.okt	517,21	2,92	54,7	1,60	2,93	52,7	1,54	17	8,25	2,1	
<b>Gj.snitt</b>		<b>3,27</b>	<b>52,9</b>	<b>1,73</b>	<b>3,25</b>	<b>51,4</b>	<b>1,67</b>	<b>20,6</b>			<b>2,3</b>

Gjennomsnittlig produksjon av gass i ml per gram organisk stoff i prøven

### Vedlegg 3. Eksempel på beregning av reduksjon av organisk stoff gjennom råtnetanker basert på "tilnærmet massebalanse metode"

Ved et råtnetankanlegg blir det tatt rutinemessige prøver av slammet inn og ut av råtnetanken to ganger pr. uke. Prøvene tas med automatiske prøvetakingsventiler, og det analyseres på totalt tørrstoff (TS) og flyktig tørrstoff (FTS). Resultatene fra januar 2003 er sammenstilt i tabellen nedenfor:

Dato Januar 2003	TS inn (%)	FTS inn (% av TS)	ORG <sub>inn</sub> (%)	TS ut (% av TS)	FTS ut (%)	ORG <sub>ut</sub> (%)
2	2,6	69,7	1,81	2,2	51,3	1,13
6	2,9	67,8	1,97	2,0	50,8	1,02
9	3,4	69,3	2,36	2,0	53,4	1,07
13	4,0	67,0	2,68	2,1	51,0	1,07
16	5,0	60,7	3,04	2,5	49,3	1,23
20	5,4	55,0	2,97	2,7	60,0	1,62
23	4,9	58,0	2,84	2,7	56,0	1,51
27	4,5	64,5	2,90	2,8	58,6	1,64
30	4,3	62,8	2,70	2,8	57,4	1,61
<b>Middelverdi</b>			<b>2,59</b>			<b>1,32</b>

ORG<sub>inn</sub> og ORG<sub>ut</sub> beregnes ved å multiplisere det respektive TS-innholdet med andelen av flyktig tørrstoff.

Eksempel for den 2/1-03:

$$ORG_{inn} = 2,6 \cdot 69,7/100 = 1,81\%$$

$$ORG_{ut} = 2,2 \cdot 51,3/100 = 1,13\%$$

For å bestemme den gjennomsnittlige reduksjonen av organisk stoff gjennom råtnetanken i januar 2003, beregnes middelverdien av alle ORG<sub>inn</sub> og ORG<sub>ut</sub> for hele måneden (se tabellen). Disse middelverdiene settes så inn i ligningen for reduksjon av organisk stoff:

$$ORG_{red} = 100 \left( 1 - \frac{ORG_{ut}}{ORG_{inn}} \right) = 100 \left( 1 - \frac{1,32}{2,59} \right) = 49\%$$

## Vedlegg 4. Måling av pH i kalkbehandlet slam

Metode oversatt fra Switzenbaum et al., 2002

### A. Instrumentet

#### 1. Krav til instrumentet

Begge metodene betinger bruk av potentiometrisk måling som krever bruk av et pH-meter med et elektrodesystem. En elektrode beregnet for måling i sterkt alkalisk miljø skal benyttes. Standardelektroder for måling i vannfaser på renseanlegg er normalt ikke velegnet.

Opplysning: Alle målere må være i stand til å måle til nærmeste 0,1 pH-enhet.

Kalibrering: Alle målere må kunne kalibreres med minimum topunkts kalibrering.

#### 2. Anbefalinger

Automatisk temperaturkompenserte elektroder er sterkt å anbefale.

### B. Vedlikehold av elektroder

Sett elektroden i bløt i 0,1-N saltsyre (HCl) i 15 minutter én gang i uken eller slik produsenten anbefaler.

Oppbevar elektroden i en lagringsløsning (vanligvis kaliumklorid, KCl) når den ikke er i bruk. Elektroder skal aldri lagres i destillert vann!

Hold elektroden ren.

### C. Kalibrering av pH-måleren

pH måleren må kalibreres daglig eller hver gang det skal benyttes for målinger.

#### 1. Om måleren har 2-punkts kalibrering:

Bruk buffere med verdiene 7,00 og 10,0

#### 2. Om måleren har 3-punkts kalibrering:

Bruk buffere med verdiene 4,00; 7,00 og 10,0 for trepunkts kalibrering.

#### 3. Om det benyttes buffere i pulverform:

Bland ut pulveret med oppgitt volum destillert eller avionisert vann (vanligvis 50 eller 100 ml). Buffere som er blandet på denne måten har en lagringsdyktighet på 2 – 3 dager. Pass på å dekke til beholderen når løsningen ikke er i bruk.

#### 4. Om bufferløsningen er ferdigblandet:

Om bufferløsningen er ferdigblandet, hell opp 50 ml i et lite begerglass til kalibrering.

Hell aldri noe tilbake i flasken!

Lagringsdyktighet til bufferløsning i begerglass er 2 – 3 dager. Holdes tildekket når de ikke er i bruk.

## D. Målerens steilhet (slope)

Målerens steilhet er en viktig del av kalibreringsprosessen. Den vil bekrefte nøyaktigheten til den gjennomførte kalibreringen.

### 1. Dersom måleren viser steilheten:

Instrumenter som viser målerens steilhet skal ha verdier mellom  $-57,0$  og  $-62,0$  mV/pH eller  $57,0$  til  $62,0$  mV/pH eller  $95$  til  $105$  %. Steilhetsverdier varierer fra meter til meter og er også avhengig av målekjedens konstruksjon

### 2. Dersom måleren ikke viser steilhet:

Med instrumenter som ikke viser steilhet må man bekrefte nøyaktigheten til kalibreringen med følgende metode:

- Tilsett 5 gram hydratkalk til 100 – 300 ml romstemperert kranvann ( $25^{\circ}\text{C}$ )
- Bland godt
- Mål pH. Avlesningen skal være mellom  $12,4$  og  $12,5$ . Dersom pH er utenfor dette området er steilheten unøyaktig og kalibrering må foretas på nytt.

## E. Temperaturkompensering

Bufferløsninger må ha en temperatur på ca.  $25^{\circ}\text{C}$  når kalibrering gjennomføres.

## F. pH måling i en prøve

### 1. Instrumenter med automatisk temperaturkompensering

Med instrumenter som har automatisk temperaturkompensering, kan brukeren måle pH ved forskjellige temperaturer. Imidlertid må avlesningen korrigeres til  $25^{\circ}$ . Korreksjon for temperaturer som avviker fra  $25^{\circ}\text{C}$  gjøres med følgende formler:

- Korreksjonsfaktor =  $0.03 \text{ pH-enheter} \times (T^{\circ}\text{C}_{\text{målt}} - 25^{\circ}\text{C})$  (Ligning 1)
- Faktisk pH = målt pH + korreksjonsfaktor (Ligning 2)

Vær oppmerksom på at den automatiske temperaturkompenseringen til pH-måleren ikke kompenserer for løsnings konsentrasjon som følge av løselighet i forhold til temperaturen. Utstyret kompensere bare for elektrodens ledningsevne i forhold til temperaturforandringer. Av denne grunn må avlesningen bli justert til  $25^{\circ}\text{C}$  (om de ikke er gjort ved  $25^{\circ}\text{C}$ ).

### 2. Instrumenter uten automatisk temperatur kompensering

Bufferløsningene må ha en temperatur på tilnærmet  $25^{\circ}\text{C}$  under kalibrering.

Slamprøvene må måles ved tilnærmet  $25^{\circ}\text{C}$

Slutt-pH ved kalkstabilisering skal alltid være  $> 12,0$

### 3. Flytende prøver

Det henvises til Standard Methods, metode 4500 H<sup>+</sup>

Denne metode benyttes for å måle pH i flytende prøver. Alle opplysninger ovenfor gjelder for denne metoden.

Benytt kontinuerlig omrøring ved avlesning av pH.

### 4. Fast prøvemateriale

Det henvises til EPA-SW-9045 og The White House Document (USEPA, 1999)

Denne metoden gjelder slam i fast form. Alle opplysninger ovenfor gjelder for denne metoden.

Prøvene måles ved å benytte følgende prosedyre:

Vei opp 20 gram slam og plasser det i et lite begerglass. Tilsett en like stor mengde avionisert vann som det er slam i begerglasset (1:1 vann/slam). NB! Om slammet er hygroskopisk og absorberer alt vannet, gjenta prosedyren med samme mengde slam men tilsett dobbelt så mange ml avionisert vann (det vil si et 2:1 forhold mellom vann og slam)

Bland kraftig i 5 minutter, deretter sporadisk i ytterligere 25 minutter. La prøven sedimentere dersom det er nødvendig. Prøven må dekkes til: Det er veldig viktig at man lar kalkbehandlet avvannet slam komme i likevekt med vannet.

La tuppen på pH elektroden så vidt berøre toppen av slamfasen og les av pH. Ta målinger på flere steder i prøven. Om pH-verdiene er ustabile kan du blande løsningen forsiktig å foreta ny måling.

## Vedlegg 5. Resultater fra fullskala lagringsforsøk med kalkbehandlet slam (Orsa-metoden)

### TØNSBERGFJORDENS AVLØPSUTVALG

#### STABILITETSPARAMETERE FOR SLAM - FORSØK

Oppfølging av hauger med behandlet TAU-slam på mellomlager Taranrød

År: 2002

Luktregistreringer:

- 1 = Amoniakk
- 2 = Svakt amoniakk
- 3 = Nøytralt
- 4 = Svakt ubestemt
- 5 = Svakt slam
- 6 = Slam (råttent)

Fargeregistreringer:

- a = Brunt
- a1=Brunt+muggdannelse i skorpe
- b = Brunt/svart (brunt dominerer)
- c = Svart/brunt (svart dominerer)
- d = Svart

HAUG NR 1 (Ikke Lillevik-slam)	Dato utlegging	Prøve-dato	Prøve- dato	Prøve- dato	Prøve- dato	Prøve- dato	Prøve- dato	Prøve- dato	Prøve- dato	Prøve- dato	Prøve- dato	Prøve- dato	Prøve- dato
	25. feb.	26. mar.	8. apr.	23. apr.	7. mai.	21. mai.	3. jun.	18. jun.	23. jul.	6. aug.	27. aug.	10. sep.	26. sep.
Kalkdosering, kg/tTS	270												
Hastighet doseringsskrue, Hz	26												
Temperatur i silo maks, °C	61												
Temperatur i silo min, °C	51												
Temperatur ytterst i haug, °C	54,6	5,4		17,4	27,9	31	31,1	28,2	24,7	22,7	30,9	26,3	9,8
Temperatur inne i haug, °C	62,1	12,6		48	47,3	48	47,7	45,7	34,8	32,2	37,7	36,8	34,8
TS i slam ytterst i haug, %	42,3	39,9			42,4	48,7			37	54,2		49,8	
TS i slam inne i haug, %	40,9	39,5				47,9			28,1	39,3		48,5	
pH ytterst i haug	12,4	12,32	12,32	12,18	7,74	8,41	7,87	7,8	7,74	7,81	8,02	7,96	7,68
pH inne i haug	12,25	12,42	12,45	12,25	11,34	7,94	12,06	7,42	9,2	7,39	7,74	7,67	7,82
Coliforme bakterier ytterst i haug, stk					>38000					35			<10
Coliforme bakterier inne i haug, stk				<10						<10			730
Lukt slam ytterst i haug	1	2	4	4	3	3	3	3	3	3	3	3	3
Lukt slam inne i haug	1	2	1	2	1	2	2	2	4	3	3	4	5

Farge slam ytterst i haug	a	a	a	a1	a1	a1	a	a	a	a	a	a	a
Farge slam inne i haug	a	a	a	a	a	c	c	d	b	b	a	b	b

HAUG NR 2 (Ikke Lillevik-slam)	Dato utlegging	Prøve-dato	Prøve-dato	Prøve-dato	Prøve-dato	Prøve-dato	Prøve-dato	Prøve-dato	Prøve-dato	Prøve-dato	Prøve-dato	Prøve-dato	Prøve-dato
	27. feb.	26. mar.	8. apr.	23. apr.	7. mai.	21. mai.	3. jun.	18. jun.	23. jul.	6. aug.	27. aug.	10. sep.	26. sep.
Kalkdosering, kg/tTS	305												
Hastighet doseringsskrue, Hz	30												
Temperatur i silo maks, °C	57												
Temperatur i silo min, °C	46												
Temperatur ytterst i haug, °C	49,7	4,5		10,1	18	30,2	28	24,5	24,2	22,2	26	22,3	10,1
Temperatur inne i haug, °C	60,7	3,6		9,1	11,2	32,5	45,1	34,8	27,8	28,5	28,6	26,6	22,6
TS i slam ytterst i haug, %	38,5	39,3			39,3	25,8			40	51,9		50,6	
TS i slam inne i haug, %	39,2	40,1				40,6			37,1	37		41,8	
pH ytterst i haug	12,48	12,23	12,45	12,23	7,81	7,73	8,49	7,96	7,88	7,81	7,82	7,79	7,87
pH inne i haug	12,5	12,46	12,19	12,26	11,4	11,76	12,19	8,53	9,04	7,72	7,46	7,39	7,11
Coliforme bakterier ytterst i haug, stk					51					30			41
Coliforme bakterier inne i haug, stk				<10						880			<10
Lukt slam ytterst i haug	1	2	4	4	3	3	3	3	3	3	3	3	3
Lukt slam inne i haug	1	2	1	1	2	2	2	4	5	5	5	4	5
Farge slam ytterst i haug	a	a	a	a1	a1	a1	a	a	a	a	a	a	a
Farge slam inne i haug	a	a	a	a	a	a	b	d	b	b	b	b	b

HAUG NR 3 (Noe Lillevik.slam)	Dato utlegging	Prøve-dato	Prøve-dato	Prøve-dato	Prøve-dato	Prøve-dato	Prøve-dato	Prøve-dato	Prøve-dato	Prøve-dato	Prøve-dato	Prøve-dato	Prøve-dato
	6. mar.	26. mar.	8. apr.	23. apr.	7. mai.	21. mai.	3. jun.	18. jun.	23. jul.	6. aug.	27. aug.	10. sep.	26. sep.
Kalkdosering, kg/tTS	450												
Hastighet doseringsskrue, Hz	34												
Temperatur i silo maks, °C	69												
Temperatur i silo min, °C	62												
Temperatur ytterst i haug, °C	50,2	3,3		10,1	11	17,3	22,1	28,7	25,6	25,4	28,1	21,4	12,1

Temperatur inne i haug, °C	62	15,2		8,2	9,7	13,7	19,7	34,1	43,2	42,6	36,1	32,9	32,1
TS i slam ytterst i haug, %	38,7	39,9				43,3			39	41,6		48,7	
TS i slam inne i haug, %	38	38,5				39,5			37,5	37,3		36,9	
pH ytterst i haug	12,45	12,25	12,42	11,09	11,02	7,97	8,35	7,89	7,4	8,07	7,75	7,85	8,38
pH inne i haug	12,56	12,41	12,38	12,38	11,38	11,88	12,21	12,27	7,36	8,25	7,58	7,41	8,2
Coliforme bakterier ytterst i haug, stk					<10					160			42
Coliforme bakterier inne i haug, stk				<10						<10			<10
Lukt slam ytterst i haug	1	2	4	4	3	3	3	3	3	3	3	3	3
Lukt slam inne i haug	1	2	1	1	2	2	2	1	3	4	3	5	5
Farge slam ytterst i haug	a	a	a	a1	a1	a1	a	a	a	a	a	a	a
Farge slam inne i haug	a	a	a	a	a	a	a	a	b	c	b	c	b

HAUG NR 4 (Ikke Lillevik-slam)	Dato utlegging	Prøve-dato	Prøve- dato	Prøve- dato	Prøve- dato	Prøve- dato	Prøve- dato	Prøve- dato	Prøve- dato	Prøve- dato	Prøve- dato	Prøve- dato	Prøve- dato	Prøve- dato
	11. mar.	26. mar.	8. apr.	23. apr.	7. mai.	21. mai.	3. jun.	18. jun.	23. jul.	6. aug.	27. aug.	10. sep.	26. sep.	
Kalkdosering, kg/tTS	370													
Hastighet doseringsskrue, Hz	32													
Temperatur i silo maks, °C	61													
Temperatur i silo min, °C	55													
Temperatur ytterst i haug, °C	49,7	10,8	2,2	9,4	11,2	23,6	27,6	27,1	27,3	26,2	30,3	29,3	15,6	
Temperatur inne i haug, °C	60,7	26,3	13,4	9,8	11,2	15,3	26,2	46,3	47,2	42,2	41,3	40,8	34,6	
TS i slam ytterst i haug, %	40,4	41,9				29,5			42,8	48		46		
TS i slam inne i haug, %	39,2	38,6				39,9			40,7	37,7		43,1		
pH ytterst i haug	12,36	12,31	12,4	11,65	10,08	7,87	8,37	7,97	7,84	9,54	7,86	7,94	7,47	
pH inne i haug	12,34	12,42	12,46	11,67	11,37	11,92	12,16	12,38	7,99	8,39	7,99	8,37	7,18	
Coliforme bakterier ytterst i haug, stk					<10					41			<10	
Coliforme bakterier inne i haug, stk				<10						56			<10	
Lukt slam ytterst i haug	1	1	4	2	3	3	3	3	4	3	3	3	3	
Lukt slam inne i haug	1	1	1	1	2	2	1	2	5	5	6	6	5	
Farge slam ytterst i haug	a	a	a	a1	a1	a1	a	a	a	a	a	a	a	
Farge slam inne i haug	a	a	a	a	a	a	a	a	c	d	d	c	d	

HAUG NR 5 (Mye Lillevik-slam)	Dato utlegging	Prøve-dato	Prøve- dato	Prøve- dato	Prøve- dato	Prøve- dato	Prøve- dato	Prøve- dato	Prøve- dato	Prøve- dato	Prøve- dato	Prøve- dato	Prøve- dato
	13. mar.	26. mar.	8. apr.	23. apr.	7. mai.	21. mai.	3. jun.	18. jun.	23. jul.	6. aug.	27. aug.	10. sep.	26. sep.
Kalkdosering, kg/tTS	330												
Hastighet doseringskrue, Hz	28												
Temperatur i silo maks, °C	64												
Temperatur i silo min, °C	60												
Temperatur ytterst i haug, °C	56,4	11,2	6,1	8,4	9,8	14,2	16,3	26,7	30	27,6	31,3	24,7	16,1
Temperatur inne i haug, °C	55,2	43,1	19	10,3	10,9	13	14,9	28,8	49,8	46,7	43,8	42,3	39,8
TS i slam ytterst i haug, %	39,9	40,8				33,6			44,2	45,9		52,2	
TS i slam inne i haug, %	39,2	39,8				38,3			39,9	40,3		39,7	
pH ytterst i haug	12,43	12,22	12,41	11,81	9,2	8,09	8,72	8,3	7,89	8,26	8,01	7,87	7,79
pH inne i haug	12,45	12,37	12,45	11,86	11,98	11,74	12,23	12,34	7,54	7,65	8,52	8,12	7,65
Coliforme bakterier ytterst i haug, stk					<10					120			<10
Coliforme bakterier inne i haug, stk				<10						<10			<10
Lukt slam ytterst i haug	1	1	3	2	2	3	3	3	3	3	3	3	3
Lukt slam inne i haug	1	1	1	1	1	1	2	2	4	4	2	4	5
Farge slam ytterst i haug	a	a	a	a	a1	a1	a	a	a	a	a	a	a
Farge slam inne i haug	a	a	a	a	a	a	a	a	a	d	b	c	b

HAUG NR 6	Dato utlegging	Prøve-dato	Prøve- dato	Prøve- dato	Prøve- dato	Prøve- dato	Prøve- dato	Prøve- dato	Prøve- dato	Prøve- dato	Prøve- dato	Prøve- dato	Prøve- dato
	15. mar.	26. mar.	8. apr.	23. apr.	7. mai.	21. mai.	3. jun.	18. jun.	23. jul.	6. aug.	27. aug.	10. sep.	26. sep.
Kalkdosering, kg/tTS	260												
Hastighet doseringskrue, Hz	24												
Temperatur i silo maks, °C	64												
Temperatur i silo min, °C	60												
Temperatur ytterst i haug, °C	48	12,9	7,8	17,7	14,8	30	27,2	24,7	26,4	22,3	27,2	24,7	12

Temperatur inne i haug, °C	52	37,4	39,5	13,6	24,4	37,3	42,6	41,8	34,2	32,8	32,5	30,8	24,9
TS i slam ytterst i haug, %	37,8	38,8				45,3			41,9	47,4		29,2	
TS i slam inne i haug, %	35,9	37,3				38,4			36,5	39,5		38	
pH ytterst i haug	12,37	11,35	10,9	9,04	8,09	8,3	7,6	7,82	7,65	8,08	7,85	7,59	7,88
pH inne i haug	12,38	11,95	11,1	11,67	11,17	11,28	10,35	7,71	7,42	8,17	7,56	7,52	7,62
Coliforme bakterier ytterst i haug, stk					<10					<10			<10
Coliforme bakterier inne i haug, stk				<10						<10			<10
Lukt slam ytterst i haug	1	1	3	3	3	3	4	3	3	3	3	3	3
Lukt slam inne i haug	1	1	2	1	2	2	5	5	4	4	4	5	5
Farge slam ytterst i haug	a	a	a	a1	a1	a1	a1	a	a	a	a	a	a
Farge slam inne i haug	a	a	b	a	b	a	b	b	a	b	b	d	d

HAUG NR 7	Dato utlegging	Prøve-dato	Prøve-dato	Prøve-dato	Prøve-dato	Prøve-dato	Prøve-dato	Prøve-dato	Prøve-dato	Prøve-dato	Prøve-dato	Prøve-dato	Prøve-dato
	19. mar.	26. mar.	8. apr.	23. apr.	7. mai.	21. mai.	3. jun.	18. jun.	23. jul.	6. aug.	27. aug.	10. sep.	26. sep.
Kalkdosering, kg/tTS	225												
Hastighet doseringsskrue, Hz	22												
Temperatur i silo maks, °C	58												
Temperatur i silo min, °C	48												
Temperatur ytterst i haug, °C	48,2	30,7	48,1	31	24	22,7	20,4	24,3	25,1	23,4	28,2	30,4	11,9
Temperatur inne i haug, °C	47,3	53,8	53,3	47	42,3	40,5	33,2	33,2	32,7	30,1	32,2	32,5	27,8
TS i slam ytterst i haug, %	35,1	36,7				49,1			42,1	54,1		51,9	
TS i slam inne i haug, %	36,1	36,1				41			39,4	35,7		39,9	
pH ytterst i haug	12,38	12,21	11,62	8,35	8,1	8,01	7,71	7,75	8,07	8,01	7,98	7,7	7,71
pH inne i haug	12,41	12,37	8,07	7,25	8,09	7,48	7,39	7,45	7,45	7,89	7,43	7,18	8,44
Coliforme bakterier ytterst i haug, stk					<10					150			40
Coliforme bakterier inne i haug, stk				<10						<10			<10
Lukt slam ytterst i haug	1	1	5	4	4	3	3	3	3	3	3	3	3
Lukt slam inne i haug	1	1	6	5	5	5	6	5	5	5	5	5	5
Farge slam ytterst i haug	a	a	a	a1	b	a	a1	a	a	a	a	a	a
Farge slam inne i haug	b	b	b	d	d	d	d	c	d	d	d	d	c

HAUG NR 8	Dato utlegging	Prøve-dato	Prøve-dato	Prøve-dato	Prøve-dato	Prøve-dato	Prøve-dato	Prøve-dato	Prøve-dato	Prøve-dato	Prøve-dato	Prøve-dato	Prøve-dato
	21. mar.		8. apr.	23. apr.	7. mai.	21. mai.	3. jun.	18. jun.	23. jul.	6. aug.	27. aug.	10. sep.	26. sep.
Kalkdosering, kg/tTS	210												
Hastighet doseringsskrue, Hz	20												
Temperatur i silo maks, °C	48												
Temperatur i silo min, °C	44												
Temperatur ytterst i haug, °C	47,3		10,6	15	35	31,1	22,3	24,7	25,1	23,1	29,4	28,4	12,7
Temperatur inne i haug, °C	43,4		45,1	28,8	56	49,3	41,6	37,2	35,7	33,6	34,2	35,9	32,3
TS i slam ytterst i haug, %	36					54,4			41,2	48,3		53,4	
TS i slam inne i haug, %	36,7					42,6			41	35,6		39,2	
pH ytterst i haug	12,44		10,59	7,7	8,22	8,31	7,71	7,78	8	8,06	7,87	7,85	7,77
pH inne i haug	12,45		11,19	11,5	8,02	7,93	7,12	8,39	7,65	8,01	7,24	8,23	8,5
Coliforme bakterier ytterst i haug, stk					<10					<10			42
Coliforme bakterier inne i haug, stk				<10						<10			<10
Lukt slam ytterst i haug	1		3	3	5	4	4	3	3	3	3	3	3
Lukt slam inne i haug	1		1	1	5	5	6	6	3	5	5	6	5
Farge slam ytterst i haug	a		b	a1	b	a	a1	a1	a	a	a	a	a
Farge slam inne i haug	b		a	a	c	d	d	c	a	b	b	d	d

HAUG NR 9	Dato utlegging	Prøve-dato	Prøve-dato	Prøve-dato	Prøve-dato	Prøve-dato	Prøve-dato	Prøve-dato	Prøve-dato	Prøve-dato	Prøve-dato	Prøve-dato	Prøve-dato
	26. mar.		8. apr.	23. apr.	7. mai.	21. mai.	3. jun.	18. jun.	23. jul.	6. aug.	27. aug.	10. sep.	26. sep.
Kalkdosering, kg/tTS	280												
Hastighet doseringsskrue, Hz	26												
Temperatur i silo maks, °C	52,5												
Temperatur i silo min, °C	47												
Temperatur ytterst i haug, °C	54,2		12,1	29,7	30,3	22,1	23,5	24,1	25,3	22,9	39,4	27,7	11,9
Temperatur inne i haug, °C	56,4		32,7	61,1	46,1	45	44	41,3	37,1	38,2	38,3	38,6	34,1

TS i slam ytterst i haug, %	39,4			40,2	51,1			43,5	50,7		49	
TS i slam inne i haug, %	38,9				46,9			41	38,3		42,4	
pH ytterst i haug	12,33	10,81	7,97	8,11	8,22	8,38	8,57	7,98	7,89	7,62	7,93	8,03
pH inne i haug	12,28	12,29	9,37	8,03	8,31	8,41	8,32	8,34	8,28	8,34	7,96	7,83
Coliforme bakterier ytterst i haug, stk				40000					3200			<10
Coliforme bakterier inne i haug, stk			<10						250			<10
Lukt slam ytterst i haug	1	3	3	4	4	4	3	3	3	3	3	3
Lukt slam inne i haug	1	1	2	4	5	6	5	5	5	5	5	5
Farge slam ytterst i haug	a	a	a1	a1	a1	a	a	a	a	a	a	a
Farge slam inne i haug	a	a	b	c	d	d	c	d	c	b	d	d

6/8 Det gror ugras på haugene, løvetann, hestesyre, m.m.

27/08 Veksten tiltar og er frodig

10/9 Stadig frodigere ugrastilvekst. Observert meitemark i yttre skikt på flere hauger, til dels stor bestand.

16/9 Stadig frodigere ugrastilvekst. Observert meitemark i yttre skikt på flere hauger, til dels stor bestand.

## Vedlegg 6. Prosedyre for Dewar-test (selvoppvarmingstest)

To liter av tilsendt kompost benyttes til testen. Usiktet kompost siktes med 10mm såld.

1. Før fylling av DEWAR-flasken gjøres en vurdering av kompostens fuktighet ("Knyttnevetesten"). Hånden fylles med kompost og klemmes sammen i en knyttet hånd. Hvis massen deformeres og klemmes ut mellom fingrene er den for fuktig, hvis den smuldrer når hånden åpnes er den for tørr. Komposten fuktes hvis den er for tørr, eventuelt legges utover til lufttørking hvis den er for fuktig.\*
2. Etabler "omgivelsestemperatur" i komposten (18-22°C). Det kan f.eks. gjøres ved at komposten plasseres i romtemperatur dagen før testen starter.
3. Fyll opp DEWAR-flasken med kompost (~ 2 liter). Flasken dunkes lett et par ganger i bordet for å etterligne naturlig sammensynking. Sett inn termosensor i komposten omtrent 5 cm. fra bunnen av DEWAR-flasken (Dette ordnes praktisk ved at flasken fylles 5-10 cm. opp fra bunnen, termosensoren settes på plass og flasken etterfylles deretter til toppen).
4. Flasken plasseres i rom, skap e.l. som holder omgivelsestemperatur på 18-22°C gjennom hele testen.
5. Temperaturregistreringene kan gjøres automatisk med datalogger og PC, eller manuelt ved å lese av temperaturmålingene tre ganger i løpet av arbeidsdagen, f.eks. morgen – lunch – ettermiddag (eller 08:00 – 12:00 – 16:00).
6. Komposten oppnår vanligvis maksimumstemperatur i løpet av 3 – 10 døgn. For å sikre at maksimal temperatur er nådd holdes testen i gang i to døgn etter at max-temperatur er nådd, eller til temperaturen begynner å synke etter at høyeste temperatur er nådd.
7. Notert maksimumstemperatur relateres til Rottegrad (5 klasser). Registrert temperatur relateres til følgende kvalitetsklasser (Rottegrader):

Rottegrad	T <sub>max</sub> (°C)	Betegnelse
I	> 60	Rå kompost
II	50 – 60	Frisk kompost
III	40 – 50	Frisk kompost
IV	30 – 40	Ferdig kompost
V	< 30	Ferdig kompost

\*

I prosjektet er det tatt tørrstoffanalyser av analysert kompost og vi har funnet at kompost med TS-innhold mellom 20 og 40% er velegnet for testen. Merk at det er vanskelig å anslå TS-innhold ut fra knyttnevetesten. Konsistens på selve kompostmateriale varierer mye uavhengig av vanninnholdet.

## Vedlegg 7. Prosedyre for SOUR-test (oksygenopptakshastighet)

Ved aerob nedbrytning av organisk materiale forbrukes oksygen. SOUR-testen baseres på det faktum at den mengde oksygen som brukes under nedbrytningen er proporsjonal med mengde nedbrytbart stoff i en kompostprøve.

**Utstyr:** (glassbeholder, temperaturregulator og magnetrører er dimensjonert for tre parallelle prøver).

1. Glassbeholder/akvarium til vannbad med konstant temperatur, ca. 60 cm. (L) x 30 cm. (B) x 35 cm. (H).
2. Begerglass 2000ml. 24 cm. (H) x 13 cm. (D).
3. Temperaturregulator
4. Luftpumper, 2 stk. Med kapasitet ca. 50l/time, med slanger og akvariesteiner for fordeling av luft i vannbadet.
5. Tidsbryter for å styre luftinnblåsing i 15 minutters intervaller.
6. Magnettrører, f.eks. Variomag m/magnet.
7. Utstyr for måling av oksygenkonsentrasjoner i vann, f.eks. Mettler Toledo InPro 6000 med sensor.
8. Datalogger med program for innsamling av data om oksygenkonsentrasjon og tid.

Vedlagte skisse viser plassering og kobling av utstyret.

### Framgangsmåte

1. En homogen kompostprøve siktes med 10mm sikt.
2. Tørrstoffinnholdet i prøven bestemmes ved tørking, enten ved 80°C over to døgn eller ved 105°C over 3 timer.
3. Ca. 5g av komposten veies og blandes med springvann til 1 – 1,5 liter i et 2 liters begerglass.
4. Begerglass med suspensjon settes i vannbad som holder 30°C. (Kontroller temperaturen med jevne mellomrom).
5. Suspensjonen i begerglassene omrøres kontinuerlig ved magnetrøring (30 – 150 rpm).
6. Suspensjonen luftes i intervaller med 15 minutter innblåsing og 15 minutter uten innblåsing. Lufting skjer gjennom luftestein/akvariestein tilkoblet pumpe og tidsbryter.
7. Oksygenkonsentrasjoner måles ved hjelp av sensor neddykket i suspensjonen tilkoblet måleutstyr og datalogger.
8. Data om oksygeninnhold i suspensjonen overføres til PC for utregning av SOUR-verdi.

Målingene gjennomføres over natt, og maksimalt oksygenforbruk skjer typisk i de første 2-12 timene.

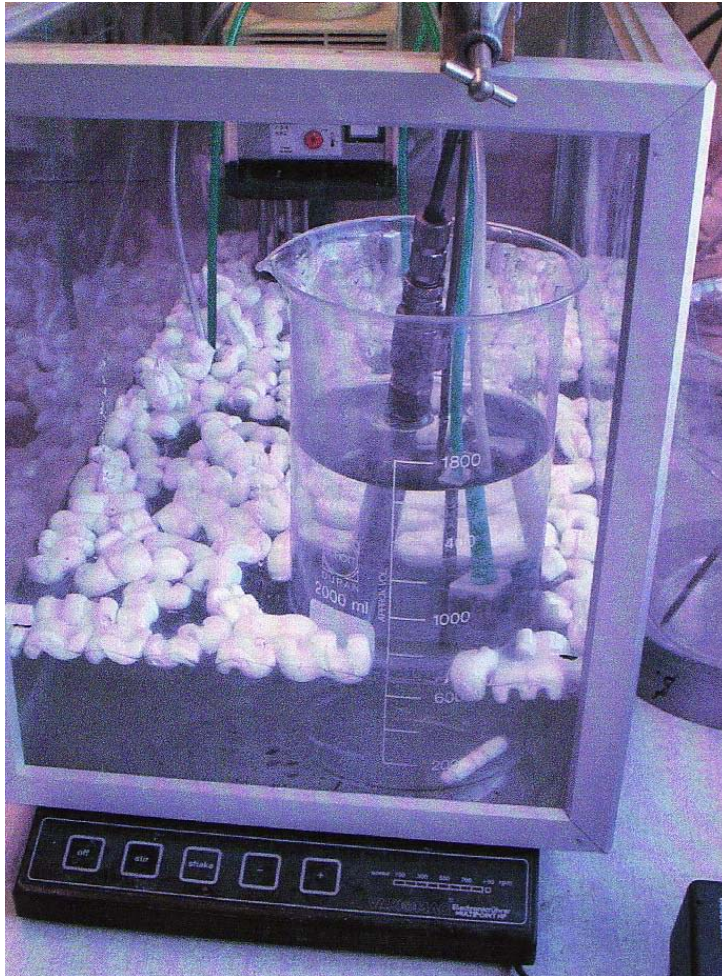
### Utregning av SOUR-verdi

Basis for utregning er reduksjon i oksygeninnhold i suspensjonen i perioder uten luftinnblåsing. Målinger fra de første og siste 3 minuttene i hvert 15-minutters intervall benyttes ikke fordi de kan være noen usikre. Verdier oppgis for oksygenforbruk det i 15-minutters intervall som har høyest verdi og som gjennomsnitt av de 10 verdien som ligger omkring høyeste verdi i tid (registrerte verdier omregnes i forhold til at luftintervallene er 15 minutter). SOUR-verdi oppgis som oksygenforbruk angitt som mg O<sub>2</sub>/g TS/time.

**Formel:**  $SOUR = (60 \times |s|) / (m \times DS)$

60 = faktor for å regne om minutter til timer  
 $|s|$  = målt fall i oksygeninnhold i prøven (mg O<sub>2</sub>/l/min)  
 m = vekt av prøven (g frisk vekt)  
 DS = tørrstoffinnhold i prøven

Dersom SOUR-verdi ønskes oppgitt relativt til innhold av organisk materiale i komposten benyttes VS = organisk tørrstoff i stedet for DS i formelen. Dette krever at komposten analyseres for glødetap, VS = organisk tørrstoff.



*Bildet viser utstyret som benyttes til måling av oksygenforbruk i kompost ved SOUR-test.*

*I begerglasset ligger en magnetstang og selve glasskaret står på en magnetrører som sørger for omrøring. I begerglasset som kompostprøven røres ut i henger to "akvariesteiner" som er tilkoblet en pumpe m/tidsbryter og en sensor som er koblet til måleinstrument og datalogger.*

*I bakgrunnen sees temperaturregulatoren som sørger for jevn temperatur i vannbadet. På vannflaten flyter isoporbiter for å redusere fordampingen fra vannbadet.*