

Reduksjon av organiske miljøgifter og smittestoffer ved ulike behandlingsmetoder for organisk avfall i Norge

Litteraturstudium

Aquateam - Norsk vannteknologisk senter A/S

Rapport nr: 02-033
Prosjekt nr: O-01158


Prosjektleder: Siv.ing. Bjarne Paulsrud
Medarbeider: Siv.ing. Elisabeth Lyngstad

aquateam RAPPORT

Postboks 6875 Rodeløkka
0504 Oslo

Telefon: 22 35 81 00
Telefaks: 22 35 81 10

Rapportnummer: 02-033
Tilgjengelighet: Åpen

Rapportens tittel	Dato
Reduksjon av organiske miljøgifter og smittestoffer ved ulike behandlingsmetoder for organisk avfall i Norge - Litteraturstudium	28.03.03
	Antall sider og bilag
	30
Forfatter(e) sign.	Ansv. sign.
Bjarne Paulsrud 	
	Prosjektnummer
	O-01158
Oppdragsgiver	Oppdr.givers ref.
ORIO-programmet v/Norsas AS	Tormod Briseid

Organiske miljøgifter

- For mange av de metodene som brukes for hygienisering av avløpsslam i Norge, finnes det lite eller ingen data i litteraturen om behandlingens effekt på organiske miljøgifter i slammet. Dette gjelder spesielt for pasteurisering, aerob termofil forbehandling, termisk hydrolyse, termisk tørking og kalkbehandling.
- Dersom det nye EU-direktivet for slam blir vedtatt med de foreslåtte grenseverdier for organiske miljøgifter, vil sannsynligvis flere norske avløpsrensplanlegg måtte redusere slammets innhold av ftalatet DEHP, nonylfenol/-etoksilater (NPE) og lineære alkylbensensulfonater (LAS) for å kunne bruke slammet i jordbruket. Vi vet i dag ikke hvordan dette kan gjøres på en kost-effektiv måte ved norske rensplanlegg.
- I våtorganisk avfall er det lave konsentrasjoner av organiske miljøgifter, og vi kjenner også relativt godt hvilke reduksjoner som kan oppnås ved de aktuelle behandlingsmetodene i Norge (kompostering og anaerob stabilisering).

Smittestoffer fra mennesker og dyr

- For de aller fleste slambehandlingsmetodene som brukes i Norge, har man nå kunnskaper om hvilke driftsbetingelser som er kritiske for å kunne tilfredsstille Slamforskriftens hygieniseringskrav. Dette gjelder imidlertid ikke for termofil anaerob stabilisering og rankekompostering/langtidslagring av avløpsslam.
- Dersom det nye EU-direktivet for slam blir vedtatt med de foreslåtte hygieniseringskrav (bl.a. en angitt reduksjon av visse indikatororganismer), finnes det ikke tilstrekkelig dokumentasjon på slike reduksjoner ved norske rensplanlegg i dag.
- Ved kompostering av våtorganisk avfall (reaktor- eller rankekompostering) har man i et nylig avsluttet nordisk prosjekt klarlagt kritiske driftsbetingelser for å oppnå tilfredsstillende hygienisering. Dette er ikke tilfelle for anlegg med termofil anaerob stabilisering av våtorganisk avfall.

Stikkord - norsk

Stikkord - engelsk

Avløpsslam	Sewage sludge
Våtorganisk avfall	Biowaste
Organiske miljøgifter	Organic micropollutants
Smittestoffer	Pathogens
Behandlingsmetoder	Treatment methods

Innholdsfortegnelse

0. SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER.....	4
1. INNLEDNING.....	5
2. REDUKSJON AV ORGANISKE MILJØGIFTER VED ULIKE BEHANDLINGSMETODER FOR ORGANISK AVFALL	6
2.1. Avløpsslam	6
2.1.1. Våtkompostering	7
2.1.2. Anaerob stabilisering (rånetanker)	8
2.1.2.1 Aerob, termofil forbehandling + anaerob stabilisering	10
2.1.2.2 Pasteurisering + anaerob stabilisering	10
2.1.2.3 Termisk hydrolyse + anaerob stabilisering.....	10
2.1.2.4 Anaerob stabilisering + termisk tørking	11
2.1.3. Kalkbehandling	11
2.1.4. Kompostering	11
2.1.5. Langtidslagring.....	12
2.2. Våtorganisk avfall	13
3. REDUKSJON AV SMITTESTOFFER VED ULIKE BEHANDLINGSMETODER FOR ORGANISK AVFALL.....	16
3.1. Avløpsslam	16
3.1.1. Norske hygieniseringskrav	16
3.1.2. Tyske hygieniseringskrav	17
3.1.2.1 Generelt	17
3.1.2.2 Metodekontroll	18
3.1.2.3 Driftskontroll (internkontroll)	19
3.1.3. Hygieniseringskrav i USA.....	20
3.1.3.1 Generelt	20
3.1.3.2 Alternativer for å dokumentere overholdelse av hygienekravene til klasse A slam.....	21
3.1.4. Hygieniseringskrav i forslag til nytt EU-direktiv for slam.....	24
3.2. Våtorganisk avfall	25
4. REFERANSER	27

0. Sammendrag og konklusjoner

Effekten av ulike behandlingstiltak på innholdet av organiske miljøgifter og smittestoffer i forskjellige typer organisk avfall (inklusive avløpsslam) er svært dårlig dokumentert i Norge. For å bedre denne situasjonen søkte Aquateam i samarbeid med Jordforsk og Veterinærhøgskolen i desember 2001 ORIO-programmet om delfinansiering av et prosjekt hvor målet var å dokumentere hvilke reduksjoner av organiske miljøgifter og smittestoffer som kan forventes ved norske behandlingsanlegg for avløpsslam og våtorganisk avfall under normale (definerte) driftsbetingelser og ved håndtering av typisk norske avfalls- og slamtyper. Prosjektforslaget var basert på at det skulle gjennomføres kontrollerte forsøk i benkeskala samt målinger og registreringer i fullskala anlegg. Det var planlagt at prosjektet skulle omfatte både kompostering, anaerob stabilisering (i kombinasjon med et hygieniseringstrinn) og kalkbehandling.

Prosjektsøknaden ble avslått i sin opprinnelige form, men det ble bevilget et mindre beløp til å gjennomføre det litteraturstudiet som var inkludert i søknaden. Dette litteraturstudiet har gitt grunnlag for følgende konklusjoner:

Organiske miljøgifter

- For mange av de metodene som brukes for hygienisering av avløpsslam i Norge, finnes det lite eller ingen data i litteraturen om behandlingens effekt på organiske miljøgifter i slammet. Dette gjelder spesielt for pasteurisering, aerob termofil forbehandling, termisk hydrolyse, termisk tørking og kalkbehandling.
- Dersom det nye EU-direktivet for slam blir vedtatt med de foreslåtte grenseverdier for organiske miljøgifter, vil sannsynligvis flere norske avløpsrensaneanlegg måtte redusere slammets innhold av ftalatet DEHP, nonylfenol/-etoksilater (NPE) og lineære alkylbensensulfonater (LAS) for å kunne bruke slammet i jordbruket. Vi vet i dag ikke hvordan dette kan gjøres på en kost-effektiv måte ved norske rensaneanlegg.
- I våtorganisk avfall er det lave konsentrasjoner av organiske miljøgifter, og vi kjenner også relativt godt hvilke reduksjoner som kan oppnås ved de aktuelle behandlingsmetodene i Norge (kompostering og anaerob stabilisering).

Smittestoffer fra mennesker og dyr

- For de aller fleste slambehandlingsmetodene som brukes i Norge, har man nå kunnskaper om hvilke driftsbetingelser som er kritiske for å kunne tilfredsstillende Slamforskriftens hygieniseringskrav. Dette gjelder imidlertid ikke for termofil anaerob stabilisering og rankekompostering/langtidslagring av avløpsslam.
- Dersom det nye EU-direktivet for slam blir vedtatt med de foreslåtte hygieniseringskrav (bl.a. en angitt reduksjon av visse indikatororganismer), finnes det ikke tilstrekkelig dokumentasjon på slike reduksjoner ved norske rensaneanlegg i dag.
- Ved kompostering av våtorganisk avfall (reaktor- eller rankekompostering) har man i et nylig avsluttet nordisk prosjekt klarlagt kritiske driftsbetingelser for å oppnå tilfredsstillende hygienisering. Dette er ikke tilfelle for anlegg med termofil anaerob stabilisering av våtorganisk avfall.

1. Innledning

I et forprosjekt innenfor ORIO-programmet (Amundsen et al., 2001a) er det gjort en sammenstilling av tilgjengelige data i Norge vedrørende miljøgifter og smittestoffer i organisk avfall (primært våtorganisk avfall og avløpsslam). I tillegg til statusrapporteringen er det fokusert på områder hvor det er behov for ytterligere kunnskap for å kunne bidra til en mer bærekraftig disponering av organiske restprodukter i Norge.

Effekten av ulike behandlingstiltak på innholdet av organiske miljøgifter og smittestoffer i forskjellige typer organisk avfall er svært dårlig dokumentert i Norge. For organiske miljøgifter er det stort sett bare analysert på innholdet i ferdigbehandlet slam og kompost fra våtorganisk avfall (Paulsrud et al., 1997a; Paulsrud et al., 1997b; Breivik, 2001 og Nedland & Paulsrud, 2002) og det finnes bare én undersøkelse hvor man har sett på nedbrytningen av slike stoffer ved én type behandling (kompostering) (Amundsen et al., 2001a). For smittestoffer er det også svært begrenset hva som finnes av informasjon fra norske anlegg om reduksjonen av patogener og indikatororganismer ved de vanlige brukte behandlingsmetodene for hygienisering av slam og våtorganisk avfall (Nedland & Paulsrud, 1996; Nedland & Paulsrud, 1999; Paulsrud et al., 2001; Nybruket et al., 2003). Ett unntak her er det nordiske prosjektet vedrørende kompostering av våtorganisk avfall og slam som omfatter ett norsk komposteringsanlegg for våtorganisk avfall (Christensen et al., 2001).

Aquateam i samarbeid med Jordforsk og Veterinærhøgskolen søkte i desember 2001 ORIO-programmet om delfinansiering av et prosjekt hvor målet var å dokumentere hvilke reduksjoner av organiske miljøgifter og smittestoffer som kan forventes ved norske behandlingsanlegg for avløpsslam og våtorganisk avfall under normale (definerte) driftsbetingelser og ved håndtering av typisk norske avfalls- og slamtyper.

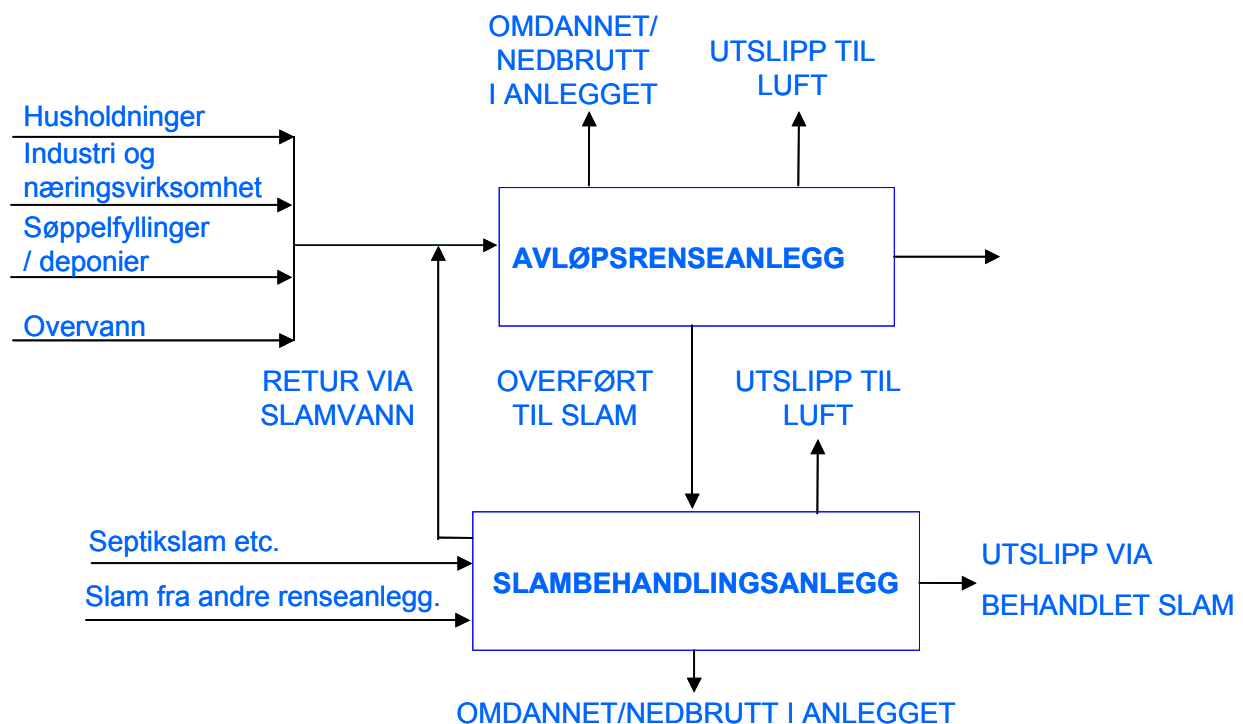
Prosjektforslaget var basert på at det skulle gjennomføres kontrollerte forsøk i benkeskala samt målinger og registreringer i fullskala anlegg. Det var planlagt at prosjektet skulle omfatte både kompostering, anaerob stabilisering (i kombinasjon med et hygieniseringstrinn) og kalkbehandling.

Prosjektsøknaden ble avslått i sin opprinnelige form, men det ble bevilget et mindre beløp (kr. 50.000,-) til å gjennomføre det litteraturstudiet som var inkludert i søknaden. Herværende rapport presenterer dette litteraturstudiet som er begrenset til å dekke nedbrytning/omdanning av organiske miljøgifter samt reduksjon av smittestoffer fra mennesker og dyr ved de vanligste behandlingsmetodene for slam og våtorganisk avfall i Norge.

2. Reduksjon av organiske miljøgifter ved ulike behandlingsmetoder for organisk avfall

2.1. Avløpsslam

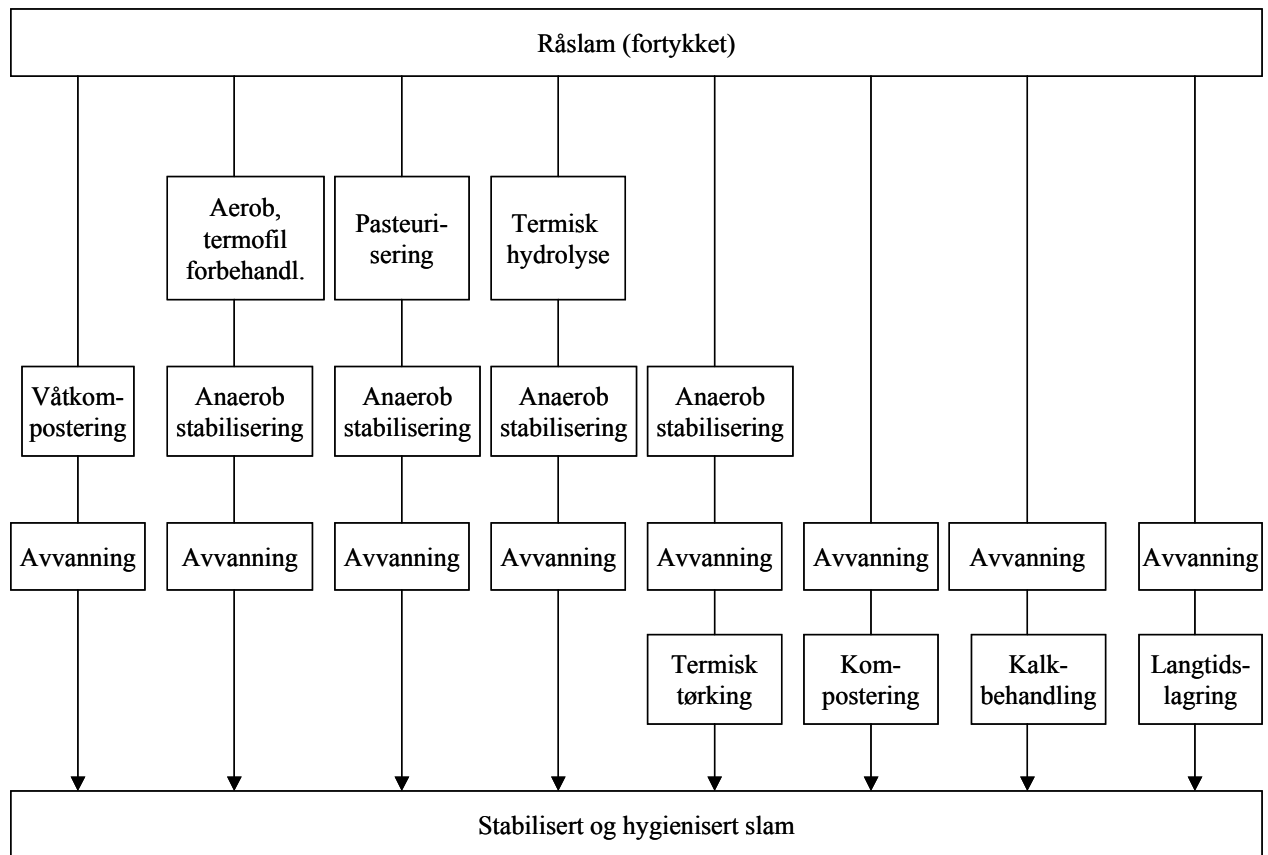
Behandling av avløpsslam skjer som oftest i tilknytning til et avløpsrenseanlegg, og det er mange forhold som avgjør hvor stor del av innkommende organiske miljøgifter i avløpssvannet som kan finnes igjen i det ferdigbehandlede slammet. Figur 1 viser en prinsippskisse av hva som kan skje med organiske miljøgifter som kommer med avløpssvannet til et renseanlegg eller som tilføres slambehandlingen direkte via eksternt slam. Som det fremgår av figuren, er det mange mulige "veier" for organiske miljøgifter gjennom avløpsrensing/slambehandling, og den endelige skjebnen for slike stoffer vil bl.a. avhenge av stoffenes egenskaper og hvilke prosesser som inngår i avløpsrensingen og slambehandlingen. Dette betyr at det er svært krevende å få pålitelige resultater fra fullskala anlegg når det gjelder å dokumentere effekten av slambehandlingen på organiske miljøgifter. I slike tilfeller bør det tas mengdeproporsjonale blandprøver av alle delstrømmer inn og ut av behandlingsprosessene slik at man kan sette opp en massebalanse som grunnlag for å beregne reduksjonen av de ulike stoffene. Siden dette normalt er veldig ressurskrevende, vil det ofte være bedre å foreta nedbrytningsforsøk under kontrollerte forhold i et pilotskala anlegg som har en realistisk driftsmodus.



Figur 1. Oversikt over mulige transportveier for organiske miljøgifter i et avløpsrenseanlegg med slambehandling

Litteratordata om reduksjoner av organiske miljøgifter ved ulike slambehandlingsmetoder har ofte mangelfull informasjon om prøvetakingsopplegg, massebalansevurderinger etc. og sammen med lite standardiserte analysemetoder, fører dette til store avvik i resultatene fra forskjellige kilder. I det etterfølgende har vi presentert litteratordata fordelt på de slambehandlingsmetodene som er representert i Norge i dag, for på den måten å synliggjøre hvilke kunnskaper man har på dette feltet for de ulike metodene.

Metodene som er vurdert, er sammenstilt i figur 2, og det henvises til f.eks. Nedland & Paulsrud (1996) for nærmere beskrivelse av de ulike metodene.



Figur 2. Metoder for stabilisering og hygienisering av slam i Norge.

2.1.1. Våtkompostering

Det finnes i dag bare ett våtkomposterings-anlegg i Norge som behandler slam fra et kommunalt avløpsrensaneanlegg (Vårnes rensaneanlegg, Stokke kommune – mekanisk/kjemisk rensing), men i tillegg er det ett anlegg for behandling av slam fra biologisk/kjemisk rensing av avløpsvann fra potetindustrien (Maarud fabrikker, Sør-Odal). Det finnes også en del mindre anlegg for behandling av husdyrgjødsel, og som også tar imot noe septikslam. Felles for alle disse norske anleggene er at det ikke er rapportert noen analyser av organiske miljøgifter.

Våtkomposteringsanlegg for avløpsslam er mer utbredt i Tyskland og Sveits, hvor det ble bygd en rekke anlegg på 80-tallet, og også i USA er det blitt bygd en god del anlegg etter at hygieniseringskravene for slam ble innført der i 1992. Det er imidlertid funnet lite data om nedbrytning av organiske miljøgifter ved våtkompostering av slam, til tross for at det er publisert en rekke artikler som omhandler denne metoden, men her har det i vesentlig grad vært fokusert på hygieniseringseffekten og på nedbrytning av organisk stoff, samt generelle driftsparametre for prosessen. Renner et al. (1994) har undersøkt reduksjonen av PAH (16 stk.) i slam ved våtkompostering. Forsøkene ble utført både i laboratorie- og i pilotskala, og det ble etablert massebalanse ved også å måle på ventilasjonsluften fra anleggene. Det ble funnet reduksjoner på 26-36% av sum PAH ved pilotforsøkene, mens man i laboratorieskala oppnådde en reduksjon på 32-70%.

I en undersøkelse som Giger et al. (1987) gjorde av slam fra 29 renseanlegg i Sveits, framgår det klart at anleggene med aerob stabilisering av slammet (ved 10-15°C) har et signifikant lavere innhold av nonylfenol i slammet enn anleggene med anaerob stabilisering. Undersøkelsen gir imidlertid ingen data for hvor stor andel av nonylfenol (eller andre organiske miljøgifter) som blir fjernet ved den aerobe slamstabiliseringen.

2.1.2. Anaerob stabilisering (råtnetanker)

I Norge er anaerob stabilisering av slam alltid kombinert med en hygieniseringsprosess (se figur 2) siden det er krav om både stabilisering og hygienisering av slam som skal brukes på jordarealer. Ved to anlegg (Bekkelaget i Oslo og Sellikdalen i Kongsberg) drives råtnetankene termofilt (ved 50-55°C) for å oppnå en bedre hygienisering (se kap. 3.1), mens de øvrige råtnetankanleggene drives i det mesofile området (35-40°C).

Det er ganske mye data i litteraturen om effekten av anaerob stabilisering på innholdet av organiske miljøgifter i slam, siden dette er den mest vanlige slambehandlingsmetoden i de fleste land.

Giger et al. (1987) har sett på nedbrytningen av tensider ved anaerob stabilisering av slam. For den anioniske tensiden lineær alkylbensulfonat (LAS), som dominerer i husholdningsvaskemidler internasjonalt, ble det konstatert 20-30% nedbrytning i råtnetankene ved et renseanlegg i Zürich. Den samme studien omfattet også nonioniske tensider av typen nonylfenolpolyetoksilater (NPnEO, $n = 3-20$), som er mye brukt i rengjøringsmidler innen industrien. Ved anaerob stabilisering blir NPnEO brutt ned til et mellomprodukt, nonylfenol, som er svært lite nedbrytbart under anaerobe forhold. Svenske undersøkelser (Granmo et al., 1986) har vist at i ubehandlet slam utgjorde nonylfenol 15% av de totale NPnEO, mens den tilsvarende andelen i utrånnet slam var 80%. Brunner et al. (1988) fant at ca. 50% av NPnEO i et mekanisk slam (primærslam) ble omvandlet til nonylfenol ved anaerob stabilisering.

For ftalater av typen di-2-etylheksylftalat (DEHP) er dataene motstridende når det gjelder nedbrytning under anaerobe forhold. Shelton et al. (1984) angir at det ikke skjedde noen signifikant biologisk omsetning av DEHP ved 10 ukers anaerob inkubasjon av slam, mens Kirsch & Wukasch (1985) oppnådde mer enn 99% reduksjon av DEHP og dimetylftalat ved anaerob stabilisering. I sistnevnte tilfelle ble imidlertid forsøkene gjort med akklimaliserte mikroorganismer. Dette indikerer at et råtnetankanlegg som mottar slam med sporadisk høyt DEHP-innhold, neppe vil gi noen reduksjon av innholdet, mens ved en jevn tilførsel av DEHP vil den anaerobe stabiliseringen kunne gi signifikante reduksjoner.

I Kirsch & Wukasch' forsøk med akklimaliserte mikroorganismer oppnådde man over 99% reduksjon av pentaklorfenol, og over 95% reduksjon av klorbensen, mens det for mono- og bi-sykliske aromater ble funnet 91% reduksjon av toluen og 95% reduksjon av naftalen.

Ring (1993) har gjennomført en fullskala undersøkelse av nedbrytningen av organiske miljøgifter i råtnetanken ved Katrineholms renseanlegg i Sverige. Driften av anlegget ble optimalisert før undersøkelsen startet, og dette innebar bl.a. kontinuerlig innpumping av råslam over hele døgnet og en tilnærmet konstant temperatur på 38°C i råtnetanken. I åtte påfølgende uker ble det tatt kontinuerlige prøver av innpumpet råslam, og med en tidsforskyvning på fem uker (tilsvarende teoretisk oppholdstid på 35 døgn) ble det tatt tilsvarende prøver av utrånnet slam. Ved hjelp av slammengdemålere, tørrstoffmålinger og analyser av organiske miljøgifter ble det gjort masseberegninger som viste en reduksjon på 13% av nonylfenol + nonylfenoletoksilater ($n = 3$), 12% reduksjon av sum PAH (5 stk.), 46% reduksjon av sum PCB (7 stk.) og ca. 70% reduksjon av di-n-butylftalat. Det ble merkelig nok ikke påvist DEHP verken i inngående eller utgående slam. Den store prosentvise reduksjonen i PCB skyldes et spesielt høyt innhold i en av ukeblandprøvene fra inngående slam, og denne kunne senere ikke spores i det utgående slammet.

I en kanadisk undersøkelse (Parker et al., 1995) har man sett på nedbrytningen av PAH (6 stk.) i avløpslam gjennom et to-trinns råtnetankanlegg i pilotskala. Oppholdstiden i hver av råtnetankene var 26,5 døgn, men det var bare den første tanken som hadde oppvarming (35°C) og omrøring. Forsøkene ble kjørt over en periode på 2,5 måned og de undersøkte PAH-isomerer (acenaften, acenaftylen, antracen, 2-metylnaftalen, naftalen og fenantren) ble tilført inngående slam i kjente konsentrasjoner. Basert på massebalanseberegninger ble det funnet reduksjoner på 63-84%, med den laveste reduksjonen for acenaften og den høyeste for acenaftylen.

Trably et al. (2002) har studert nedbrytning av PAH (13 stk.) ved anaerob stabilisering av slam i laboratorieskala ved 35°C (mesofil utråtning) og ved 55°C (termofil utråtning). Ved mesofil drift oppnådde man 45-58% reduksjon for de ulike PAH'ene, mens reduksjonene økte til 48-68% ved termofil drift. Det ble også vist at PAH-reduksjonene kunne økes ytterligere dersom man tilførte prosessen bakterier som på forhånd var tilpasset til nedbrytning av PAH.

Det er gjort diverse laboratorieundersøkelser av hvorvidt dioksiner/furaner kan dannes ved anaerob stabilisering av slam, og resultatene er motstridende. Hengstmann et al. (1990) viser til en økning av dioksiner/furaner under anaerobe forhold, mens nyere undersøkelser under mer kontrollerte betingelser og med tilsetning av pentaklorfenol og klorbenzen viser ingen økning i dioksin/furan-innholdet selv om de tilsatte stoffene ble brutt ned (Weber et al., 1995). Schramm et al. (1996) viste i laboratorieforsøk at konsentrasjonen av to dioksin kongener (OCDD og HpCDD) ble fordoblet under anaerob nedbrytning av avløpslam i en åpen beholder ved 20°C i 192 døgn. Det var da korrigert for den tilhørende nedbrytning av organisk stoff. Andre dioksiner eller furanforbindelser ble ikke oppkonsentrert. Tilsvarende forsøk under fullstendig anaerobe forhold ga ingen økning i noen dioksinforbindelser, og den praktiske konklusjonen var at ved lagring av slam i åpne beholdere (semi-anaerobe forhold) kan man få dannet dioksiner, men at dette ikke skjer i en normal råtnetank med fullstendig anaerobe forhold.

Etter at det i Danmark ble innført maksimalverdier (avskjæringsverdier) for LAS, PAH (9 stk.), NPE og DEHP i avfallsprodukter (inklusive slam og kompost) til jordbruksformål (Miljø- og Energiministeriet, 1996), er det gjennomført en rekke prosjekter for å dokumentere effektene på de aktuelle stoffene av ulike behandlingsmetoder for organisk avfall.

Miljøstyrelsen (1999) konkluderer på grunnlag av litteraturstudier og laboratorieforsøk med at LAS ikke kan brytes ned under anaerobe og metanogene betingelser. Langkjedete nonylfenoletoksilater (NPnEO) kan omsettes mikrobiologisk under slike forhold, ved at det dannes forbindelser med et lavere antall etoksilatgrupper (NP₁EO og NP₂EO) samt nonylfenol (NP). Disse stoffene vil imidlertid ikke nedbrytes videre under anaerobe forhold. PAH-forbindelser med en eller to ringer kan brytes ned anaerobt, mens dette ikke er tilfelle for PAH med fire eller flere ringer. Rapporten konkluderer også med at heller ikke DEHP blir nedbrutt under anaerobe betingelser.

I en annen dansk rapport (Miljøstyrelsen, 2002) har man fokusert spesielt på nedbrytning av nonioniske tensider (langkjedete nonylfenoletoksilater og langkjedete alkoholetoksilater) ved biologisk avløpsrensing og ved utråtning av slam. Det er gjort målinger ved to danske avløpsrensaneanlegg (Herning med mesofil utråtning og Hillerød med termofil utråtning), og man har klart å sette opp akseptable massebalanser for de aktuelle stoffene ved begge anlegg. Når det gjelder nedbrytning under anaerobe forhold i råtnetankene, er hovedkonklusjonen igjen at de langkjedete nonylfenoletoksilatene brytes ned til nonylfenol og nonylfenol med 1 og 2 etoksilatgrupper, og denne nedbrytningen er større ved termofil enn ved mesofil utråtning, men ytterligere nedbrytning av disse mellomproduktene kunne ikke dokumenteres.

2.1.2.1 Aerob, termofil forbehandling + anaerob stabilisering

Denne prosesskombinasjonen med en satsvis aerob behandling (våtkompostering) av slammet i ca. 1,5-2,5 timer ved 60-65°C (10-15 batcher pr. døgn er vanlig) foran en anaerob stabilisering er i drift ved 7 anlegg i Norge. Ett av anleggene (Fuglevik r.a. ved Moss) deltok med en månedsblandprøve av ferdigbehandlet slam i den undersøkelsen av organiske miljøgifter i slam som ble gjennomført i 1996-97 (Paulsrud et al., 1997a), men denne undersøkelsen ga ikke noe grunnlag for å vurdere en eventuell nedbrytning av organiske miljøgifter ved denne prosesskombinasjonen.

Det er ikke funnet noe data i litteraturen om hvordan en slik kortvarig satsvis våtkompostering vil påvirke organiske miljøgifter forut for en tradisjonell anaerob stabilisering, og spørsmålet er om oppholdstiden under aerobe betingelser er lang nok til at det kan skje en viss nedbrytning av de stoffene som er lettest nedbrytbare under aerobe forhold.

2.1.2.2 Pasteurisering + anaerob stabilisering

Ved denne prosesskombinasjonen blir slammet varmet opp til ca. 70°C i ca. 30-60 minutter ved hjelp av varmevekslere, før det avkjøles igjen og føres inn på etterfølgende råtnetank(er). Det er ikke funnet noe informasjon i litteraturen om effekten av pasteuriseringsprosessen på organiske miljøgifter, men det finnes ingen grunn for å anta at selve pasteuriseringen (uten luft/oksygen-tilførsel og med kort oppholdstid) skal ha noen innvirkning, med unntak av svært flyktige forbindelser som kan drives av ved 70°C.

2.1.2.3 Termisk hydrolyse + anaerob stabilisering

Termisk hydrolyse (basert på Cambi-metoden) innebærer at slammet utsettes for en temperatur på ca. 170°C ved 7-7,5 bar i 20 minutter. Slammet avkjøles deretter til 40°C før det pumpes inn på råtnetanken. Metoden benyttes ved ett renseanlegg i Norge (HIAS ved Hamar).

I litteraturen finnes det lite data om effekten av termisk hydrolyse på organiske miljøgifter i slam, men det er gjort noen undersøkelser i forbindelse med termisk kondisjonering for å bedre avvanningsegenskapene til slam. Denne prosessen benytter vanligvis temperaturer på ca. 180°C og trykk på 15-20 bar, og er dermed ganske lik Cambi-metoden. I følge Randall et al. (1980) vil termisk kondisjonering ikke gi noen vesentlig reduksjon av organiske miljøgifter i slam.

Abendt et al. (1994) har presentert resultater fra månedlige analyser av PCB og dioksiner/furaner (PCDD/F) ved renseanlegget i Nürnberg over en toårsperiode. Anlegget benyttet termisk kondisjonering av slammet (Porteous-prosessen) med opptil 200°C og 28 bar. Det viste seg at denne metoden ga en oppkonsentrering av PCDD/F og PCB i slammet med en faktor på hhv. 3,2 og 1,3 når en regner konsentrasjonene på tørrstoff-basis. For PCB blir dette forklart med en tilsvarende reduksjon av organisk stoff i slammet (overføring til væske- og gassfase), mens økningen i PCDD/F blir tilskrevet en nydannelse av dioksiner/furaner i prosessen. Anlegget for termisk kondisjonering er siden blitt lagt ned og erstattet med kjemisk kondisjonering, da man ikke klarte å overholde de tyske grenseverdiene for PCB og dioksiner/furaner i slam til jordbruket.

Analyser av ferdigbehandlet slam fra HIAS i 1996-97 (Paulsrud et al., 1997a) og i 2001-02 (Nedland & Paulsrud, 2002) viser at PCB-verdiene var noe høyere i dette slammet enn i slam fra de seks andre anleggene som var med i undersøkelsene, men verdiene var fortsatt vesentlig lavere enn svenske grenseverdier og forslag til EU-krav. Også dioksin/furan-verdiene i HIAS-slammet var blant de høyeste som ble målt, men igjen var nivået lavt i forhold til internasjonale grenseverdier. Resultatene fra HIAS gir imidlertid ikke grunnlag for å si noe om effekten av termisk hydrolyse på innholdet av organiske miljøgifter i slam, siden det bare ble analysert på ferdigbehandlet slam.

2.1.2.4 Anaerob stabilisering + termisk tørking

Denne prosesskombinasjonen benyttes ved 8 norske renseanlegg som til sammen produserer nesten halvparten av alt avløps slam i Norge. Det finnes en rekke forskjellige anleggstyper for termisk tørking av slam, men felles for flesteparten av disse er at slammet utsettes for temperaturer over 100°C og med relativt korte oppholdstider (< 30 minutter). Dette innebærer at eventuelle flyktige organiske forbindelser som fortsatt finnes i slammet (f.eks. flyktige aromater), vil kunne drives av i tørkeprosessen. Dette vil spesielt være tilfelle for slamtyper som ikke tidligere har vært utsatt for kraftig lufting (f.eks. i aktivslamanlegg eller i luftede slamlagertanker), og det gjelder mesteparten av slammet i Norge siden vi har få aktivslamanlegg av noe størrelse.

Det er ikke funnet noe data i litteraturen som dokumenterer fullskala-fjerning av organiske miljøgifter ved termisk tørking av slam.

2.1.3. Kalkbehandling

Tilsetting av ulesket kalk til avvannet slam (Orsametoden) brukes som hygieniseringsmetode ved ca. 10 anlegg i Norge. De fleste anleggene tilsetter så store mengder kalk at man oppnår temperaturer på over 55°C i mer enn 2 timer, og samtidig øker pH-verdien i slammet til ca. pH 12,4. Prosessen har også fått en viss utbredelse i England og Frankrike, men det har ikke lyktes å finne noe dokumentasjon i litteraturen vedrørende prosessens eventuelle innvirkning på organiske miljøgifter i slam.

To prosesser for kjemisk behandling av kommunalt slam har fått en viss utbredelse i USA de siste 10-15 årene, men foreløpig er det få anlegg i Europa. Dette er Chemfix-prosessen og N-ViroSoil prosessen, som begge har likheter med Orsametoden. Metodene er basert på at slammet tilsettes alkaliske kjemikalier (bl.a. ulesket Portland cement eller støv fra cementproduksjon), og resultatet er et slamprodukt som hevdes å være stabilisert, hygienisert, delvis avgiftet og med en jordlignende konsistens. For Chemfix-prosessen er det vist at den kan redusere slammets innhold av klorerte aromater (bl.a. pentaklorfenol og PCB) (Reimers et al., 1990). Man mener at dette kan skyldes en deklorering under reduktive betingelser, men mekanismene er ikke skikkelig klarlagt. Prosessene er nærmere beskrevet av Paulsrud (1990).

2.1.4. Kompostering

Kompostering av slam i Norge omfatter 6 anlegg med reaktorkompostering og et relativt stort antall anlegg som driver med rankekompostering eller en form for langtidslagring med vending av haugene/rankene én til to ganger i året. I 1999 ble det i regi av NORVAR gjort en undersøkelse av langtidslagring og rankekompostering som grunnlag for utarbeidelse av en veiledning for disse slambehandlingsmetodene (Nedland & Paulsrud, 1999). Det var bare 53 anleggseiere som svarte på et spørreskjema vedrørende erfaringer med metodene, mens skjemaet ble sendt ut til 187 anlegg som i følge Fylkesmennene og driftsassistansene skulle praktisere disse metodene.

Ingen av anleggene for kompostering av slam har deltatt i de to store undersøkelsene av organiske miljøgifter i slam (Paulsrud et al., 1997a og Nedland & Paulsrud, 2002), men parallelt med den første undersøkelsen i 1996-97 ble det også tatt ut prøver fra kompost produsert av våtorganisk avfall (se kap. 2.2).

Amundsen et al. (2001b) har gjennomført en kontrollert undersøkelse av hvordan bl.a. noen organiske miljøgifter (PAH, ftalater, nonylfenol (NP) og nonylfenoletoksilater (NPEO) samt LAS) brytes ned ved fullskala rankekompostering av slam. Undersøkelsene ble foretatt ved anlegget til Lindum Ressurs og Gjenvinning i Drammen, hvor avvannet slam fra Muusøya og Solumstrand renseanlegg ble blandet med granbark i forholdet 1:2 i en stor ranke på ca.

200m³ (L = 60m, B = 5m, H = 2m). Ranken ble vendt 2 ganger pr. uke i 12 uker, og det ble tatt ut 3 parallelle prøver fra ranken ved start og deretter i uke 1,2,3,6,12 og 28. Innholdet av de undersøkte organiske miljøgiftene var lavt i slammet før komposteringen (lavere enn danske og svenske grenseverdier), men likevel ble det oppnådd en nedbrytning av PAH (16 stk.) på 73%, DEHP på 63%, nonylfenoletoksilater (NPEO) på 92% og LAS på 75%. Innholdet av nonylfenol (NP) økte imidlertid med 104% gjennom komposteringsprosessen. Dette forklares med at NPEO brytes lett ned til NP under aerobe forhold, mens den videre nedbrytningen av NP skjer relativt langsomt og er ikke blitt fullført ved den aktuelle oppholdstiden i komposteringen. Mesteparten av nedbrytningen av de organiske miljøgiftene skjedde i perioden mellom 3 og 6 ukers komposteringstid, men en betydelig nedbrytning (spesielt for NP og LAS) skjedde også i perioden fra 6 til 12 uker etter start av komposteringen.

Møller et al. (2000) har gjennomført komposteringsforsøk i laboratorieskala med både avløpsslam og husholdningsavfall ved forskjellige temperaturer. I forsøkene med slam ble det oppnådd noe varierende resultater for nedbrytning av PAH, men ved 65°C ble det målt 70% reduksjon i løpet av 24-28 dagers kompostering. Ftalatet DEHP ble redusert med 91% under de samme driftsbetingelser, og summen av nonylfenol og nonylfenoletoksilater (NPE) ble redusert med hele 97% ved 35°C, mens man ikke fant noen nedbrytning av NPE ved 70°C. Reduksjonen av LAS var på 65-98% både ved 35°C og 55°C ved 29-39 dagers kompostering.

2.1.5. Langtidslagring

Det finnes ingen offisiell definisjon av hva som menes med langtidslagring av slam i Norge, til tross for at metoden anses for å gi en tilfredsstillende stabilisering og hygienisering i henhold til Slamforskriften. Basert på NORVARs undersøkelse (Nedland & Paulsrud, 1999) er det foreslått å sette en minimums lagringstid på 3 år for å oppfylle Slamforskriftens krav (gjelder spesielt kravet om at hygienisert slam ikke skal inneholde infektive parasittegg). Mange anlegg drives imidlertid som en mellomting mellom langtidslagring og rankekompostering, d.v.s. vending av ranker/hauger 1-2 ganger pr. år. Dette gir minimal temperatureffekt p.g.a. aerob omsetning men slammet får på denne måten en bedre struktur for etterfølgende disponering. Det er for øvrig også grunn til å tro at en del anlegg for langtidslagring av slam gradvis vil gå over til å bli permanente deponier, spesielt anlegg som allerede er lokalisert på søppelfyllplasser.

I Norge benyttes langtidslagring av slam som ikke er stabilisert eller hygienisert på forhånd, mens lagring av slam etter endt slambehandling (f.eks. utråtning) og i påvente av endelig disponering, er vanlig praksis i mange land. Det er imidlertid gjort svært få kontrollerte undersøkelser av hva som skjer med innholdet av organiske miljøgifter i slammet i løpet av forskjellige lagringstider, ulike klimatiske forhold etc.

Lahl et al. (1992) har registrert endringen i innholdet av en del organiske miljøgifter ved lagring av slam som er utråtnet, kalkkondisjonert (10-15% kalk på TS-basis) og avvannet i kammerfilterpresser. Lagringen av slammet fant sted utendørs på en asfaltert plate, og det ble ikke vendt under lagringen. Det ble ikke registrert vannmengder eller konsentrasjoner i avrenningsvannet fra platen, d.v.s. man hadde ikke kontroll over alle delstrømmer. Det ble tatt ut prøver av slamhaugen over en 2-års lagringsperiode, og konsentrasjonene av de analyserte parametre er vist i tabell 1.

Tabell 1. Reduksjon av organiske miljøgifter i slam ved langtidslagring (Lahl et al., 1992)

Parameter	Enhet	Konsentrasjoner i slammet		
		Ved start	Etter 1 år	Etter 2 år
PAH ¹⁾	mg/kg TS	30	5	0,05
DEHP	mg/kg TS	3,7	1,0	0,52
PCB ¹⁾	mg/kg TS	0,36	-	0,08
DDT	mg/kg TS	0,03	-	0,005
PCDD/F (i-TE)	ng/kg TS	140	120	50

¹⁾ Det er ikke angitt hvilke PAH- og PCB-forbindelser som er inkludert i analysene.

Med forbehold om at det kan være gjort metodefeil i denne undersøkelsen (ikke kontroll på alle delstrømmer), er dette svært interessante resultater som også kan være aktuelle for norske forhold.

I en dansk fullskala undersøkelse (Miljøstyrelsen, 2000) har man sett på nedbrytningen av stoffene PAH (9 stk.), DEHP, NPE og LAS ved lagring av to forskjellige slamtyper (avvannet biologisk overskuddsslam med 20% TS og avvannet, utrånnet mekanisk-kjemisk slam med 26% TS) i perioden februar – november 1999. Begge slamtypene ble lagret i hver sin 15m³ container i hele forsøksperioden og parallelt fulgte man opp med en 15m³ haug med det utrånnete slammet som ble mekanisk vendt hver annen til tredje uke for å få en aerob omsetning i slammet. Utrånnet slam fra det samme renseanlegget ble også lagt ut på plantebaserte tørkesenger (slammineraliseringsanlegg) og fulgt opp i den samme forsøksperioden.

Det ble tatt ut prøver jevnt fordelt over hele forsøksperioden (9 mnd.) og også på ulike nivåer i de to containerne med lagret slam. Resultatene viste ingen nedbrytning av de undersøkte stoffene i det biologiske slammet (aktivslam) hvor utgangskonsentrasjonene var lave, mens man oppnådde en viss nedbrytning i det utrånnete slammet hvor utgangskonsentrasjonen var høyere (41% for LAS, 0-27% for PAH, 0-14% for DEHP og 0% for NPE) p.g.a. aerob omsetning i det øverste slamsjiktet (20cm).

Haugen med utrånnet slam som ble regelmessig vendt og dermed tilført oksygen, viste reduksjoner for LAS, PAH, DEHP og NPE på hhv. 90%, 32%, 47% og 43%. De plantebaserte tørkesengene viste seg å være svært effektive for å bryte ned de organiske miljøgiftene og resultatene viste følgende reduksjoner: LAS : 98%, PAH : 60%, DEHP : 60% og NPE : 93%.

De generelle konklusjonene fra fullskalaforsøkene er at det skjer liten eller ingen nedbrytning under anaerobe lagringsforhold innenfor en tidsramme på 9 måneder, og at oksygentilførsel er den avgjørende faktor for å få en omsetning av de organiske miljøgiftene, og temperaturen har betydning for hvor raskt denne omsetningen skjer.

2.2. Våtorganisk avfall

Våtorganisk avfall fra husholdninger i Norge er inntil de siste årene utelukkende blitt behandlet i **komposteringsanlegg**. Komposteringen skjer i de samme typer anlegg som for avløpslam, d.v.s. ranekompostering og reaktorkompostering (bingekompostering), men for våtorganisk avfall kreves det en mer omfattende forbehandling (åpne poser, fjerne plast og store gjenstander samt sørge for en god blanding av materialet). Komposteringsanleggene for våtorganisk avfall er som oftest interkommunale og er relativt store, med kapasiteter fra ca. 20.000 pe til ca. 250.000 pe. Noen av de største anleggene har kompostering av både våtorganisk avfall og avløpslam i separate linjer.

I løpet av 2001-2002 ble det satt i gang to anlegg for **anaerob stabilisering** av våtorganisk avfall (biogassanlegg). Anlegget på Kongsberg behandler en blanding av våtorganisk avfall og slam fra kommunens avløpsrenseanlegg. Den anaerobe stabiliseringen skjer i to seriekoplete

råtnetanker som begge drives ved 55°C, d.v.s. termofil utråtning. Dette gir i følge leverandøren av anlegget et stabilisert og hygienisert produkt som etter avvanning har et TS-innhold på ca. 30%, og strukturen er omtrent som for moden kompost (Knap, 2002). Biogassen fra anlegget brukes til produksjon av strøm og varme. Det andre anlegget ligger på Lillehammer og behandler våtorganisk avfall fra alle kommunene rundt Mjøsa (til sammen ca. 185.000 pe). Etter forbehandlingen blir avfallet ført til termisk hydrolyse (Cambi-prosessen, se kap. 2.1.2.3) før den anaerobe stabiliseringen ved ca. 40°C (mesofil utråtning). Slammet avvannes deretter og legges til slutt ut i ranker for en enkel etterkompostering for å få en bedre struktur og konsistens på sluttproduktet. Biogassen brukes for produksjon av damp til hydrolysen og til elektrisitet.

På enkelte søppelfyllplasser har man også lagt våtorganisk avfall fra husholdningene i en tett del av fyllingen og deretter dekket over med tette masser. På denne måten etableres det såkalte **bioceller**, hvor det skjer en anaerob stabilisering av avfallet ved lav temperatur over lang tid. Biogassen samles opp sammen med øvrig deponiggass og kan f.eks. brukes til strømproduksjon. Foreløpig er det ikke tatt ut noe ferdigbehandlet råtnest fra slike bioceller i Norge.

Samtidig med den første, store undersøkelsen av organiske miljøgifter i avløpslam i Norge (Paulsrud et al., 1997a) ble det også tatt én prøve av kompost fra 9 forskjellige komposteringsanlegg for våtorganisk avfall (Paulsrud et al., 1997b). Konklusjonen fra denne undersøkelsen er at alle kompostprøvene hadde lavere innhold av organiske miljøgifter enn grenseverdiene i det danske regelverket for avfallsbaserte produkter på jordbruksarealer (Miljø- og Energiministeriet, 1996). Sammenlignet med avløpslam hadde alle kompostprøvene lavere innhold av dioksiner/furaner, PCB, kreosoler, nonylfenol/-etoksilater og ftalater, mens PAH-innholdet i noen av kompostprøvene lå på samme nivå som i slamprøvene med lavest PAH-innhold. Innholdet av LAS var omtrent på samme nivå som i avløpslam, men disse resultatene er det knyttet stor usikkerhet til, da det senere har vist seg at den benyttede analysemetoden ikke ga pålitelige resultater.

Ved sammenligningen av innholdet av organiske miljøgifter i kompost fra våtorganisk avfall med innholdet i avløpslam fra sju store norske avløpsrensaneanlegg er det viktig å være klar over forskjellene i behandlingsteknologi for de to avfallstypene. De undersøkte avløpslammene hadde enten gjennomgått anaerob stabilisering + en hygieniseringsmetode eller kalkbehandling, og disse prosessene vil gi en dårligere nedbrytning av organiske miljøgifter enn kompostering (se kap. 2.1).

Det finnes svært lite informasjon i litteraturen om reduksjonen av organiske miljøgifter i våtorganisk avfall ved de to hovedprosessene som er i bruk: kompostering og anaerob stabilisering. For anaerob stabilisering (biogassanlegg) som det finnes flere hundre av i Europa, er det bare funnet én litteraturreferanse. Hartmann & Ahring (2002) har studert nedbrytningen av ftalater ved anaerob stabilisering av våtorganisk husholdningsavfall. Det ble kjørt forsøk i laboratoriereaktorer både ved 55°C (termofil utråtning) og ved 68°C (hyper-termofil utråtning). Ved 55°C oppnådde man 38-70% reduksjon av DBP (oppholdstid 15 døgn), men det var ingen signifikant reduksjon av DEHP. Med et to-trinns biogassanlegg (1. trinn : termofil utråtning i 15 døgn + 2. trinn: hyper-termofil utråtning i 5 døgn) økte reduksjonen av DBP til 62-74% og man oppnådde en DEHP-reduksjon på 34-53%.

I komposteringsforsøkene som Møller et al. (2000) gjorde i laboratorieskala med våtorganisk avfall ved forskjellige temperaturer, fant man at sum PAH-forbindelser ble redusert med 31% ved 34 dagers kompostering og 50% ved 90 dagers kompostering så lenge temperaturen var 35°C. Ved å øke temperaturen til 70°C var PAH-nedbrytningen 64% ved 34 dagers kompostering. For ftalatet DEHP oppnådde man 96-99% reduksjon ved 35°C i løpet av 34 dager, og summen av nonylfenol og nonylfenoletoksilater (NPE) ble redusert med 80% ved

55°C, mens man ikke fant noen nedbrytning av NPE ved 70°C. Reduksjonen av LAS var tilnærmet 100% både ved 35°C og 55°C etter 39 dagers kompostering.

3. Reduksjon av smittestoffer ved ulike behandlingsmetoder for organisk avfall

3.1. Avløpsslam

For norske slambehandlingsanlegg er det en vesentlig forskjell på reduksjon av organiske miljøgifter og reduksjon av smittestoffer (hygienisering), da alle anlegg siden slutten på 80-tallet er bygd for å tilfredsstillende hygieniseringskravene i det norske slamregelverket (se kap. 3.1.1), mens ingen av anleggene er bygd for å fjerne organiske miljøgifter. I dette litteraturstudiet er det derfor ikke gjort noen gjennomgang av de ulike hygieniseringsmetodene i Norge med henblikk på reduksjonen av smittestoffer, da alle anlegg i utgangspunktet skal gi en tilfredsstillende hygienisering. Ulik dimensjonering og drift vil imidlertid i praksis gi noe varierende hygieniseringsresultater, og ved sammenligning av anlegg fra forskjellige land er det viktig å være klar over de forskjellene som er mellom ulike lands krav til hygienisering av slam. For norske anlegg er det de tyske og amerikanske slamregelverkene som har hatt størst betydning, og disse blir derfor gjennomgått her (kap. 3.1.2 og 3.1.3).

3.1.1. Norske hygieniseringskrav

Den norske slamforskriften (MD & SHD, 1995) krever at alt slam som skal brukes på jordbruksarealer, grøntarealer eller som en ingrediens i ulike jordblandinger, skal være hygienisert. Kravet til et hygienisert slam er at det ikke skal inneholde *Salmonella*-bakterier eller infektive parasittegg, og innholdet av termotabile koliforme bakterier (TKB) skal være lavere enn 2500 pr. gram tørrstoff. Det norske regelverket har bare krav til innholdet i det hygieniserte slammet og ikke til en viss reduksjon av antallet patogene organismer eller indikatororganismer, slik som f.eks. det tyske slamregelverket og forslaget til nytt EU-direktiv for avløpsslam (se kap. 3.1.2 og 3.1.4). Dette har medført at alle norske slambehandlingsanlegg har hatt hovedfokus på å tilfredsstillende de angitte krav til hygienisering, og det er ikke utført noen studier av hvor stor reduksjon av patogener og indikatororganismer som de ulike hygieniseringsmetodene gir ved norske slambehandlingsanlegg.

Slamforskriften inneholder ingen anvisninger eller råd for hvordan anleggseierne skal dokumentere om slammet overholder kravene til hygienisering. Dette er i motsetning til tungmetallkravene, hvor Slamforskriften angir at det skal utarbeides en innholdsdeklarasjon som skal følge med alle leveranser av slam til jordbruk eller grøntarealer. I en veiledning for prøvetaking av slam (Paulsrud, 1995), som ble utarbeidet i tilknytning til Slamforskriften, er det også beskrevet prøvetakingsopplegg for bakteriologiske analyser. Det fremgår av dette at det skal tas separate prøver (stikkprøver) av ferdig behandlet slam, og at disse skal analyseres så raskt som mulig etter prøveuttak. Prøvetakingsfrekvensen er foreslått til minimum en gang per måned, men i tillegg er det sterkt anbefalt at det etableres en prosessorientert driftskontroll av hygieniseringstrinnet på anlegget. I denne driftskontrollen (internkontroll) bør det inngå en kontinuerlig registrering av temperatur, oppholdstider, og evt. pH i hygieniseringstrinnet, slik at uttak av prøver for bakteriologiske analyser av ferdigbehandlet slam bare er et supplement til anleggets internkontroll, og primært skal avdekke om det skjer en rekontaminering av slammet etter hygieniseringstrinnet.

Tilsynet med at de hygieniske kravene i Slamforskriften overholdes, er lagt til helseetaten i kommunene, og i mange kommuner er dette en lavt prioritert oppgave. Dette har medført mange forskjellige rutiner på renseanleggene når det gjelder prøvetaking for bakteriologiske analyser. Ved flere renseanlegg blir frosne månedsblandprøver som primært lages for deklarasjon av innholdet av tungmetaller, organisk stoff og næringsstoffer i slammet, også brukt for bakteriologiske analyser. Det er også ofte uklare rutiner for å unngå bakteriologisk kontaminering av prøvene ved selve prøveuttaket.

I praksis er det de kommunale og interkommunale næringsmiddeltilsyn, med sine bakteriologiske laboratorier, som analyserer slamprøvene. Dette fungerer bra når det gjelder TKB- og *Salmonella*-analyser, mens analyser av infektive parasittegg utføres kun av Veterinærhøgskolen i Oslo, og der er kapasiteten svært begrenset når det gjelder rutineanalyser av slam. I tillegg har man det problemet at parasittegg ofte forekommer i et lite antall og bare periodevis i det ubehandlede slammet, slik at for eksempel månedlige stikkprøver av hygienisert slam ikke vil gi noen sikkerhet for om hygieniseringsprosessen fungerer tilfredsstillende, selv om man ikke kan påvise infektive parasittegg i prøvene.

Det er utarbeidet flere rapporter hvor man har sammenstilt driftserfaringer fra de norske anleggene for slamhygienisering (Nedland & Paulsrud, 1996; Nedland & Paulsrud, 1999; Paulsrud et al., 2001 og Nybruket et al., 2003). Felles for disse rapportene er at det har vært relativt få anlegg som har en god dokumentasjon på den hygieniske kvaliteten av det ferdigbehandlede slammet.

For å komme fram til bedre systemer for anleggseiernes kontroll og dokumentasjon på hvorvidt de overholder Slamforskriftens krav om hygienisering av slammet, ble det i regi av NORVAR gjennomført et forprosjekt i 2001 (Paulsrud & Storhaug, 2001). Basert på erfaringene fra slamregelverkene i USA og Tyskland (de eneste land som i likhet med Norge, hadde krav til fjerning av parasittegg), ble det her foreslått et kontrollopplegg som vil sikre anleggseierne en dokumentasjon i forhold til samtlige hygienekrav i Slamforskriften.

- Det bør innføres et internkontrollsystem for slambehandlingen hvor man kontinuerlig registrerer/dokumenterer de faktiske driftsbetingelser som på forhånd er definert som kritiske for å få et hygienisert slam (for eksempel temperatur, oppholdstid og evt. pH i hygieniseringstrinnet).
- Det bør tas regelmessige prøver (minimum månedlige stikkprøver) av det ferdigbehandlede slammet før det forlater renseanlegget/slambehandlingsanlegget. Prøvene skal analyseres på termotolerante koliforme bakterier og *Salmonella*-bakterier. Dette vil gi en tilfredsstillende kontroll på om det forekommer rekontaminering av slammet etter at det har forlatt hygieniseringstrinnet.

NORVAR videreførte dette prosjektet i 2002, og det ble da fokusert på å komme fram til de kritiske driftsbetingelsene for flere av hygieniseringsmetodene. Siden det "dimensjonerende" kravet til et hygienisert slam er at det ikke skal kunne påvises infektive parasittegg, er det gjennomført såkalte valideringstester ved fullskala anlegg som er representative for den hygieniseringsmetoden de benytter. Testene er gjort med *Ascaris*-egg (spolorm fra gris) i permeable poser som er blitt plassert inne i hygieniseringsprosessen under varierende, men kontrollerte driftsbetingelser. På denne måten har man kommet fram til kritiske driftsbetingelser for metodene pasteurisering, aerob, termofil forbehandling, vakuomtørking og kalkbehandling (Paulsrud, 2002). For sistnevnte metode er det gjort supplerende laborietester for å fastlegge den kombinerte effekten av høy pH og høy temperatur (Paulsrud et al., 2003).

3.1.2. Tyske hygieniseringskrav

3.1.2.1 Generelt

De tyske hygieniseringskravene for slam er basert på den utviklingen som skjedde på slamsiden i Europa i perioden 1972 – 1990 innenfor COST 681-samarbeidet (et Concerted Action program med deltakelse fra EU-landene + Norge, Sverige, Finland og Sveits).

De første anleggene for hygienisering av slam ble bygget i Sveits på begynnelsen av syttitallet, etter at det i 1971 var kommet et krav om hygienisering av alt slam som skulle spres på grasmark (beitemark) og på arealer for produksjon av fôrvekster. Hygieniseringskravet ble

knyttet opp mot innholdet av bakteriegruppen *Enterobacter* (<100 pr. gram slam). En rekke renseanlegg installerte pasteuriseringsanlegg (oppvarming til min. 70°C i min. 30 minutter), og disse ble plassert etter råtnetankene som de aller fleste anlegg hadde fra før. Etter noen års driftserfaringer med etterpasteuriseringsanlegg ble det imidlertid klart at det i mange tilfeller skjedde en kraftig "oppblomstring" av patogene bakterier igjen ved lagring av det pasteuriserte slammet. Dette førte til at det på slutten av syttitallet ble startet omfattende FoU-arbeider i Sveits for å komme fram til løsninger hvor man unngikk dette problemet, og man kom opp med systemer som forpasteurisering og aerob, termofil forbehandling. Utviklingsarbeid og erfaringer med disse prosessene ble presentert på et COST 681-Workshop i Sveits (CEC, 1982), hvor erfaringer med andre hygieniserings-metoder også ble presentert (kompostering, kalkbehandling, bestråling, termisk tørking og langtidslagring).

Utover på åttitallet var det stor aktivitet innenfor COST 681-samarbeidet når det gjaldt stabilisering og hygienisering av slam, og det ble holdt to større konferanser i hhv. England (WRC, 1984) og Tyskland (CEC, 1984) hvor forskningsresultater og fullskala erfaringer ble presentert.

I 1987 ble det også i Tyskland innført krav om at slam som skulle spres på beitemark og på arealer for produksjon av fôrvekster, skulle være hygienisert. I praksis gjaldt dette først og fremst slam som ble spredt i våt form. Hygieniseringskravet var knyttet opp mot både infektive parasittegg (*Ascaris*), *Salmonella*-bakterier og *Enterobacter*, og det var etablert en arbeidsgruppe med eksperter som laget et praktisk opplegg for hvordan regelverket skulle etterleves ute på renseanleggene (ATV/VKS, 1986, 1988a, 1988b).

Et hygienisert slam skal, i henhold til slamregelverket fra 1987 (ATV/VKS, 1988a), ha gjennomgått en behandlingsprosess som kan dokumentere at:

- den reduserer antall naturlig forekommende eller innpodete *Salmonella*-bakterier i slammet med minst fire 10-potenser
- den eliminerer alle naturlig forekommende eller innpodete parasittegg (*Ascaris*-egg brukes som referanse)

Overholdelse av regelverket er basert på to typer kontroller:

- metodekontroll
- driftskontroll (internkontroll)

3.1.2.2 Metodekontroll

Metodekontrollen består i en omfattende kontroll av at de benyttede hygieniseringsmetoder tilfredsstillende oppfyller kravene til hygienisering slik de er definert ovenfor, d.v.s. blant annet krav om at infektive *Ascaris*-egg skal elimineres i prosessene. En slik metodekontroll vil normalt innebære at man poder slambehandlingsanlegget med *Salmonella*-bakterier og *Ascaris*-egg, og det er utarbeidet detaljerte retningslinjer for hvordan denne testingen skal utføres (ATV/VKS, 1988b). Basert på eksisterende kunnskap fra FoU-prosjekter og fullskala hygieniseringsanlegg satte ekspertgruppen opp en liste over hygieniseringsmetoder som de mente allerede hadde gjennomgått tilstrekkelig med metodekontroller (d.v.s. en forhåndsgodkjenning av metoder). Ved bruk av disse behandlingsmetodene ville anleggseierne slippe å gjennomføre ny metodekontroll for hvert anlegg, og i stedet bare konsentrere seg om å etablere og opprettholde en nærmere definert driftskontroll (se kap. 3.1.2.3).

De forhåndsgodkjente metodene var:

- Pasteurisering med etterfølgende anaerob stabilisering (forpasteurisering)

- Aerob, termofil stabilisering (våtkompostering)
- Aerob, termofil forbehandling med etterfølgende anaerob stabilisering
- Rankekompostering (frilandskompostering)
- Reaktorkompostering
- Behandling av våtslam med hydratkalk ($\text{Ca}(\text{OH})_2$)
- Behandling av avvannet slam med brent kalk (CaO)

3.1.2.3 Driftskontroll (internkontroll)

Driftskontrollen innebærer at man ved uttak av slamprøver umiddelbart etter ferdigbehandling, ikke skal kunne påvise *Salmonella*-bakterier i 1 gram slam, og antallet *Enterobacter* skal ikke overstige 1000/g slam.

Driftskontrollen er videre basert på at man for de ulike godkjente hygieniseringsprosessene har et opplegg som til enhver tid registrerer de parametre som er kritiske for å oppnå et hygienisert slam i henhold til definisjonen i kap. 3.1.2.1. Slike kritiske parametre er bl.a. temperatur-tid kombinasjoner, pH-verdi og TS-innhold. De viktigste parametre er listet opp nedenfor for de ulike forhåndsgodkjente metodene:

Forpasteurisering

- Råslam skal siles eller kvernes slik at det ikke inneholder slampartikler med diameter over 5 mm.
- Det skal dokumenteres at enhver slampartikkel, som et minimum, blir utsatt for en av følgende temperatur-tid kombinasjoner:

65°C i 30 minutter

70°C i 25 minutter

75°C i 20 minutter

80°C i 10 minutter

Effektiv oppholdstid i pasteuriseringsreaktoren skal ikke være mindre enn 10 minutter selv om temperaturen overstiger 80°C.

Aerob, termofil stabilisering (våtkompostering)

- Anlegget skal bestå av minst 2 reaktorer i serie for å unngå kortslutningsstrømmer.
- Samlet oppholdstid i de to reaktorene (like store reaktordvolumer) skal ikke være mindre enn 5 døgn
- Ved innpumping av råslam 1 gang pr. døgn (max 1 time innpumping og min. 23 timer hygienisering/stabilisering) skal minst en av følgende temperatur-tid kombinasjoner overholdes:

50°C i 23 timer

55°C i 10 timer

60°C i 4 timer

Aerob, termofil forbehandling + anaerob stabilisering

- I den aerobe reaktoren skal slammet utsettes for temperatur-tid kombinasjoner tilsvarende de som gjelder for forpasteuriseringsanlegg, eller man kan operere med min. 60°C i min. 4 timer
- Temperaturen i den anaerobe stabiliseringen (råtnetanken(e)) skal ikke underskride 30°C

Rankekompostering

- Det skal tilsettes strukturmateriale, slik at det før kompostering er et TS-innhold på 40-60% i blandingen
- Ved vending av haugene (rankene) skal det sikres at man opprettholder min. 55°C i 3 uker. Temperaturen skal måles minst hver dag i tre punkter i haugene (prøvepunkt både i overflaten og i kjernen av haugene)

Reaktorkompostering

- Det skal tilsettes strukturmateriale, slik at det før kompostering er et TS-innhold på min. 30% i blandingen
- Oppholdstiden i reaktoren skal være minst 10 dager ved en temperatur på minst 55°C. Dessuten skal alt materiale i reaktoren passere en "hetesone" hvor det er minst 65°C i min. 48 timer
- Råkomposten som kommer ut fra reaktoren, skal enten ettermodnes i hauger/ranker i minst 2 uker og med min. 1 vending etter 1 uke, eller ettermodnes i en annen reaktor med tilsvarende effekt

Behandling av våtslam med hydratkalk

- Det skal doseres så mye kalkslurry/kalkmelk til våtslam at pH-verdien i kalk/slam-blanding er $12,5 \pm 0,3$ umiddelbart etter kalktilsetningen
- Kalk/slam-blanding skal lagres i våt (uavvannet form) i minst 3 måneder før bruk

Behandling av avvannet slam med brent kalk (Orsametoden)

- Det skal doseres så mye kalkslurry til avvannet slam at pH-verdien i kalk/slam-blanding er $12,5 \pm 0,3$ umiddelbart etter kalktilsetningen
- Temperaturen i kalk/slam-blanding skal være minst 55°C i 2 timer etter kalktilsetningen

3.1.3. Hygieniseringskrav i USA

3.1.3.1 Generelt

I USA ble det i 1993 iverksatt et nytt slamregelverk (U.S. EPA, 1993), hvor det bl.a. ble stilt krav om at slam som skal kunne brukes på jordarealer uten noen form for bruksrestriksjoner, skal være hygienisert og stabilisert ("Class A biosolids"). Hygieniseringskravene er basert på at slammet skal gjennomgå en behandling som medfører at det ikke kan påvises verken *Salmonella*-bakterier, tarmvirus eller infektive parasittegg i slammet etter behandlingen.

Som en del av underlaget for det amerikanske slamregelverket, ble det gjort en omfattende kartlegging av eksisterende erfaringsmateriale fra hygienisering av slam (U.S. EPA, 1992). Dette materialet inneholder også retningslinjer for hvordan anleggseierne i praksis skal forholde seg til de nye hygieniseringskravene. En mer oversiktlig brukerveiledning for slamforskriften er også publisert (U.S. EPA, 1994).

Det amerikanske slamregelverket opererer med to sett hygieniseringskrav, som deler det behandlede slammet inn i to klasser: A og B. Det er bare kravene til klasse A som blir omtalt her, da disse er tilnærmet like de norske hygieniseringskravene (med unntak av kravet til tarmvirus). Kravene for å oppnå klasse A er tredelte:

1. Innholdet av patogener i slammet skal være under deteksjonsgrensen, d.v.s. antall
 - *Salmonella* bakterier skal være mindre enn 3 pr. 4 gram TS (MPN-metoden)
 - tarmvirus skal være mindre enn 1 pr. 4 gram TS
 - infektive parasittegg skal være mindre enn 1 pr. 4 gram TS

2. Slammet skal ha gjennomgått en eller flere prosesser som reduserer slammets tiltrekning på fluer, rotter, fugler, smånagere etc. ("vectors"). Dette betyr i praksis en eller annen form for stabilisering av slammet, eller eventuelt nedpløying kort tid etter hygieniseringen. Det er i alt oppstilt 12 konkrete kriterier for hvordan man kan tilfredsstille kravet om "vector attraction reduction", men ingen av kravene er knyttet opp mot luktproblematikk som er utgangspunktet for det norske stabiliseringskravet.

3. Det skal dokumenteres at det ikke foreligger fare for gjenvekst ("regrowth") av patogene bakterier (virus og parasittegg kan ikke formere seg igjen utenfor sin vertsorganisme). Dette kravet kan tilfredsstilles på to måter:
 - enten ved å vise at antallet termotolerante koliforme bakterier er mindre enn 1000 pr. gram TS (MPN-metoden)
 - eller ved å vise at antallet *Salmonella*-bakterier er mindre enn 3 pr. 4 gram TS (MPN-metoden)

Dokumentasjonen skal gjøres enten på det tidspunkt slammet skal brukes på jordarealer eller når det er ferdig for borttransport fra behandlingsanlegget.

3.1.3.2 Alternativer for å dokumentere overholdelse av hygienekravene til klasse A slam

Det er angitt forskjellige alternativer som kan benyttes for å dokumentere at man overholder hygienekravene til et slam i klasse A. Det tas utgangspunkt i følgende 6 alternativer:

1. Prosesser som benytter høy temperatur ($\geq 50^{\circ}\text{C}$)
2. Prosesser som benytter både høy temperatur og høy pH
3. Andre kjente behandlingsprosesser enn de som omfattes av alt. 1 og 2
4. Ukjente behandlingsprosesser
5. Forhåndsgodkjente hygieniseringsprosesser
6. Hygieniseringsprosesser som anses ekvivalente med de forhåndsgodkjente

For alle seks alternativer gjelder det at kravene til reduksjon av vektortiltrekning og kravene til å unngå gjenvekst av patogene bakterier, må overholdes i tillegg til de etterfølgende krav for reduksjon av patogener.

Alternativ 1: Prosesser som benytter høy temperatur ($\geq 50^{\circ}\text{C}$)

I dette alternativet benyttes spesifikke temperatur-tid kombinasjoner (regimer) for å redusere innholdet av patogener (*Salmonella*, tarmvirus og parasittegg) i slammet til under deteksjonsgrensene. Dette innebærer at man kan unngå kostbare og tidkrevende analyser av tarmvirus og parasittegg, da det er tilstrekkelig å dokumentere at man overholder kravene for å unngå gjenvekst av patogene bakterier i slammet og vektorreduksjon-kravene (se pkt. 2 og 3 i kap. 3.1.3.1) samt at man overholder de aktuelle temperatur-tid regimer. Dette er basert på forskningsresultater fra Lee et al. (1989), Yanko (1987) og Martin et al. (1990).

Dette alternativet omfatter 4 forskjellige temperatur-tid kombinasjoner, basert på ulike TS-innhold, driftstemperaturer og oppholdstider i hygieniseringsreaktoren(e) (se tabell 2). Det er

viktig at enhver slampartikkel blir utsatt for de angitte temperatur-tid kombinasjoner for å sikre patogenreduksjoner i henhold til klasse A. Slambehandlingsprosesser som faller innenfor dette alternativet, er temperaturbaserte prosesser som ikke omfattes av de forhåndsgodkjente metodene under alternativ 5.

Tabell 2. Temperatur-tid kombinasjoner for reduksjon av patogener i henhold til klasse A for alternativ 1 prosesser.

Regime	Gjelder for	Grensekraav	Temperatur-tid sammenheng ¹⁾
A	Slam med TS \geq 7% (unntatt det som dekkes av regime B)	Temperatur: \geq 50°C Oppholdstid: \geq 20 min.	$D = 24 \cdot \frac{131.700.000}{10^{0,14t}}$
B	Slam med TS \geq 7%, og hvor slammet består av små partikler som varmes opp av røkgasser eller hetolje	Temperatur: \geq 50°C Oppholdstid: \geq 15 sek.	$D = 24 \cdot \frac{131.700.000}{10^{0,14t}}$
C	Slam med TS < 7%	Temperatur: gitt av likning Oppholdstid: 15 sek. <D<30 min.	$D = 24 \cdot \frac{131.700.000}{10^{0,14t}}$
D	Slam med TS < 7%	Temperatur: \geq 50°C Oppholdstid: \geq 30 min.	$D = 24 \cdot \frac{50.070.000}{10^{0,14t}}$

¹⁾ D = oppholdstid i timer, t = temperatur i °C

Alternativ 2: Prosess som benytter både høy temperatur og høy pH

Dette alternativet gjelder en spesiell prosess som har vist seg å være effektiv for å redusere patogeninnholdet til under deteksjonsgrensene ("N-Viro Soil prosessen"). Følgende prosessbetingelser skal overholdes:

- pH skal være over 12,0 i mer enn 72 timer
- Temperaturen skal være over 52°C i minst 12 timer i løpet av perioden med pH > 12
- Slammet skal lufttørkes til mer enn 50% TS etter perioden med pH > 12

I tillegg skal man overholde kravene til vektorreduksjon og til gjenvækst av bakterier (se pkt. 2 og 3 i kap. 3.1.3.1).

Alternativ 3: Andre kjente behandlingsprosesser som ikke omfattes av alt. 1 og 2

Dette alternativet krever omfattende prøvetaking og analyser av tarmvirus og infektive parasittegg både i råslam og behandlet slam for eventuelt å kunne dokumentere at prosessen(e) tilfredsstiller kravene til reduksjon av patogener. Prøvetakingsprogrammet må gjennomføres så lenge at man påviser patogenene i råslammet, for på den måten å kunne dokumentere hygieniseringseffekten av prosessen(e). Alternativet er anvendbart for å dokumentere om nye prosesser under gitte driftsbetingelser kan klare kravene til klasse A.

Dersom man som ovenfor angitt lykkes med å dokumentere klasse A-reduksjon av patogener under visse driftsbetingelser, kan man ved etterfølgende drift klare seg med å dokumentere overholdelse av de kritiske driftsparametre, i tillegg til å oppfylle kravene angitt i pkt. 2 og 3 i kap. 3.1.3.1.

Alternativ 4: Ukjente behandlingsprosesser

Dette alternativet kan brukes ved helt ukjente prosesser, eller ved prosesser der driftsbetingelsene er mindre restriktive enn det som er angitt i de andre alternativene. Det kreves da fullt analyseprogram på *Salmonella* bakterier, tarmvirus og infektive parasittegg for hvert slamlass som transporteres bort fra behandlingsanlegget for å kunne dokumentere om slammet tilfredsstillende oppfyller kravene i klasse A. I tillegg skal kravene angitt i pkt. 2 og 3 i kap. 3.1.3.1 overholdes.

Alternativ 5: Forhåndsgodkjente hygieniseringsprosesser

Dette alternativet er overført fra den forrige slamforskriften i USA og omfatter de såkalte PFRP-prosessene ("Processes to Further Reduce Pathogens"). I dette tilfellet anses slammet å tilfredsstillende klasse A dersom det har gjennomgått en av behandlingsprosessene angitt i tabell 3, samt at det tilfredsstillende oppfyller kravene angitt i pkt. 2 og 3 i kap. 3.1.3.1. I tillegg må hygieniseringsprosessene drives i henhold til de driftsbetingelser som er angitt i tabell 3.

Tabell 3 Forhåndsgodkjente hygieniseringsprosesser og krav til kritiske driftsparametre

Slambehandlingsprosess	Krav til driftsbetingelser
Kompostering	<u>Reaktor- eller luftet plate kompostering:</u> <ul style="list-style-type: none"> • $\geq 55^{\circ}\text{C}$ i min. 3 døgn <u>Frilandskompostering:</u> <ul style="list-style-type: none"> • $\geq 55^{\circ}\text{C}$ i min. 15 døgn • Min. 5 vendinger i denne perioden
Termisk tørking	<ul style="list-style-type: none"> • TS-innhold i tørket slam: $\geq 90\%$ • Temperatur i tørket slam eller i gass som er i kontakt med slammet når det forlater tørka: min. 80°C
Varmebehandling	<ul style="list-style-type: none"> • For våtslam: $\geq 180^{\circ}\text{C}$ i 30 minutter
Aerob, termofil stabilisering (våtkompostering)	<ul style="list-style-type: none"> • $55 - 60^{\circ}\text{C}$ ved midlere slamoppholdstid på 10 døgn
Betabestråling	<ul style="list-style-type: none"> • Stråledose: $\geq 1,0$ megarad ved ca. 20°C
Gammabestråling (Cobolt 60 eller Cesium 137)	<ul style="list-style-type: none"> • Stråledose: $\geq 1,0$ megarad ved ca. 20°C
Pasteurisering	<ul style="list-style-type: none"> • $\geq 70^{\circ}\text{C}$ i min. 30 minutter

Alternativ 6: Hygieniseringsprosesser som anses ekvivalente med de forhåndsgodkjente

Dette alternativet gjelder for prosesser som ikke inngår i listen over forhåndsgodkjente metoder (alternativ 5, tabell 3), men som lokal eller nasjonal konsesjonsmyndighet har godkjent å være likeverdig med de forhåndsgodkjente metodene. Hovedkravet er at man kan dokumentere at prosessen over lengre tid og under realistiske driftsbetingelser er i stand til å redusere de aktuelle patogener til under deteksjonsgrensene. I tillegg skal man overholde kravene angitt i pkt. 2 og 3 i kap. 3.1.3.1. Det er opprettet en egen ekspertkomite (EPA's Pathogen Equivalency Committee) som skal bistå lokale myndigheter og anleggseiere/leverandører med råd i godkjenningsprosessen. Det kan søkes om både lokal (steds-spesifikk) og nasjonal godkjenning av prosesser i henhold til dette alternativet.

3.1.4. Hygieniseringskrav i forslag til nytt EU-direktiv for slam

I forslaget til nytt EU-direktiv for slam – 3. utkast (CEC, 2000) stilles det krav om reduksjon av patogener i slam. Kravet er knyttet til type slambehandlingsmetode, og metodene er delt i to hovedkategorier:

- Avansert slambehandling (hygienisering)
- Konvensjonell slambehandling

Det er angitt en rekke bruksområder for slam, og ved avansert behandling av slammet kan det brukes på alle typer jordbruksarealer (unntatt skogsområder), mens ved konvensjonell slambehandling er det forskjellige restriksjoner (bl.a. karantenetider og krav til injisering/nedpløying av slammet. For hver slambehandlingskategori er det listet opp et antall prosesser med tilhørende kritiske driftsbetingelser (temperatur, oppholdstid og evt. pH og TS-innhold).

Prosesser under "Avansert slambehandling" skal i utgangspunktet vise at de er i stand til å redusere innholdet av en testorganisme (forslagsvis *Salmonella Senftenberg* W775) med 6 ti-potenser. I det ferdigbehandlede slammet skal det ikke kunne påvises *Salmonella*-bakterier, og innholdet av *E.coli* skal også reduseres med minimum 6 ti-potenser til en maksimalverdi på 500 CFU/g slam.

For "Konvensjonell slambehandling" er det stilt krav om at aktuelle prosesser skal redusere innholdet av *E.coli* med minimum 2 ti-potenser, men det er ingen krav til maksimalverdier for patogener eller indikatororganismer.

Forslaget inneholder en foreløpig liste over behandlingsprosesser innenfor de to hovedkategoriene, men det er lagt opp til at nye prosesser kan bli godkjent etter en vurdering av EU-kommisjonen. Flesteparten av de norske hygieniseringsprosessene (se fig. 2) er inkludert i den foreløpige listen for "Avansert slambehandling".

For å få et bredere vitenskapelig grunnlag for det nye EU-direktivet om slam, har EU-kommisjonen fått utarbeidet en rekke fagrapporter innenfor de ulike områder som berøres av direktiv-forslaget. Carrington (2001) har sammenstilt erfaringer med hygienisering av slam og kommer bl.a. med anbefalinger om kravene som bør stilles til testing (validering) av behandlingsprosesser og kvalitetssikring av ferdigbehandlet slam. Ved testing av nye prosesser eller nye anlegg som vil komme i kategori "Avansert slambehandling", blir det foreslått at det skal dokumenteres en reduksjon av innpodete *Salmonella*-bakterier på minimum 4 ti-potenser og at tilsatte *Ascaris*-egg ikke skal være infektive etter behandlingen. For det ferdigbehandlede slammet blir det foreslått å bruke *E.coli* og *Clostridium perfringens* som indikatorer for patogenene, og antallet skal ikke overstige 1000 pr. gram TS for *E.coli* og 3000 pr. gram TS for *Clostridium perfringens*.

Det faktum at forslaget til EU-direktiv inneholder krav om at slambehandlingsmetodene skal dokumentere en visst antall ti-potenser reduksjon av patogener eller indikatorbakterier, har fått engelskmennene til å starte en systematisk testing av de vanligste behandlingsmetodene sine. Horan (2001) presenterte resultatene fra et bredt anlagt forskningsprogram hvor man i laboratorieskala undersøkte reduksjonen av flere patogener og indikatororganismer for en del slambehandlingsmetoder (anaerob stabilisering, kalkbehandling, pasteurisering ved forskjellige tid-temperatur kombinasjoner og kompostering). Ved alle forsøkene tilsatte man de aktuelle mikroorganismene i kjent antall til råslammet ("spiking") slik at man kjente utgangskonsentrasjonen før behandlingen startet. Hovedkonklusjonen var at både pasteurisering og kalkbehandling kunne gi en reduksjon på minst 6 ti-potenser for *E.coli*, *Salmonella* og poliovirus, mens kompostering ikke ga en like entydig reduksjon for noen av *Salmonella*-typene. Med vanlig anaerob stabilisering ble det oppnådd 2-3 ti-potenser

reduksjon, d.v.s. at metoden tilfredsstillende kravet til Konvensjonell slambehandling i forslaget til nytt EU-direktiv for slam.

3.2. Våtorganisk avfall

Gjødselvereforskriften regulerer bruken av organiske produkter basert på våtorganisk avfall, og denne forskriften inneholder de samme hygieniseringskravene som Slamforskriften. Siden komposteringsanlegg er helt dominerende for behandling av våtorganisk avfall i Norge (se kap. 2.2), har det vært en del fokus på hvorvidt de ulike typer komposteringsanlegg er i stand til å overholde hygieniseringskravene. Det finnes imidlertid ingen publiserte sammenstillinger av hygieniseringsresultater fra norske komposteringsanlegg for våtorganisk avfall, og de varedeklarasjonene som skal følge med kompostleveranser, inneholder ingen opplysninger om mikrobiologiske forhold. Internasjonalt finnes det imidlertid mye dokumentasjon på at kompostering av organisk avfall kan gi en tilfredsstillende hygienisering dersom man ved dimensjonering og drift av komposteringsprosessen sørger for at det er temperaturer over 55°C i tilstrekkelig lang tid, avhengig av prosessutformingen (de Bertoldi et al., 1996).

I 1999-2000 ble det startet et større nordisk prosjekt hvor man så på hygieniseringseffekten ved 4 komposteringsanlegg (Christensen et al., 2001). To anlegg behandlet avløpslam og to anlegg behandlet våtorganisk avfall, hvorav det ene var SØIR-anlegget ved Elverum som driver et rankekomposteringsanlegg for 9000 tonn/år våtorganisk avfall, hageavfall og skogsavfall. I prosjektet ble det podet inn permeable poser med indikatororganismer (*E.coli* og *Enterococcus*) og med noen plantepatogener (direkte prosesskontroll), og det ble også tatt stikkprøver av naturlig forekommende indikatororganismer og patogener. Analyser ble utført på ferdigblandet råmateriale, etter 4 ukers kompostering (hygieniseringsfasen) og på ferdig kompost. Hovedkonklusjonen fra prosjektet var at en direkte prosesskontroll (metodekontroll) ved hjelp av innpodete bakterier ikke var egnet for komposteringsanlegg, da det var problemer med å få eksponert de podete bakteriene for de samme kritiske driftsbetingelser som de naturlig forekommende bakteriene ble utsatt for. I stedet fant man at vanlig stikkprøvetaking på flere stadier av komposteringsprosessen ga en tilstrekkelig god hygienisk kontroll, dersom man benytter *E.coli* eller *Enterococcus* som indikatororganisme. Tilsvarende problemer med bruk av testorganismer i permeable poser er erfart ved kalkbehandling av slam, hvor det behandlede slammets p.g.a. struktur og konsistens ikke kommer i direkte kontakt med testorganismene (Paulsrud, 2002).

Det nordiske komposteringsprosjektet ble videreført ved prøvetaking av 16 fullskala komposteringsanlegg (7 åpne rankeanlegg, 1 luftet plate anlegg og 8 reaktor-anlegg) i perioden november 2001 – januar 2002 (Christensen et al., 2002). Anleggene behandlet hhv. våtorganisk avfall fra husholdninger, avløpslam, hage/parkavfall eller hestemøkk. Det ble analysert på termotolerante koliforme bakterier (TKB), *E.coli*, *Enterococcus*, *Enterobacteriaceae* og *Salmonella* i 5 blandprøver fra hver av 3 stadier i komposteringsprosessen (ferdigblandet råmateriale, hygienisert kompost og ferdig kompost).

Konsentrasjonene av TKB, *E.coli*, *Enterococcus*, og *Enterobacteriaceae* i så vel avløpslam som i hage/parkavfall lå normalt mellom $10^4 - 10^6$ CFU (kolonidannende enheter) g^{-1} , mens husholdningsavfallet inneholdt følgende: TKB: $10^6 - 10^7$ CFU g^{-1} , *E.coli* og *Enterococcus*: $10^5 - 10^6$ CFU g^{-1} og *Enterobacteriaceae*: $10^6 - 10^8$ CFU g^{-1} . *Salmonella* ble påvist i alle prøvene av avløpslam, i husholdningsavfallet ved 1/3 av anleggene, men aldri i hage/parkavfall.

Ved 1/3 av anleggene var konsentrasjonene av *Enterobacteriaceae* høy i hygienisert kompost og/eller ferdig kompost ($10^4 - 10^5$ CFU g^{-1}), til tross for meget lave konsentrasjoner ($< 10^1 - 10^2$ CFU g^{-1}) av *E.coli* og *Enterococcus*. Tilsvarende fenomen gjaldt for TKB ved ¼ av anleggene. Oppblomstring av *Enterobacteriaceae* og TKB gjennom stabiliseringsfasen var ofte tilfelle, selv om konsentrasjonene av *E.coli* og *Enterococcus* forble lav eller sank ytterligere. *Enterobacteriaceae* og TKB ble derfor funnet uegnede som indikatorer for hygienekvalitet i

kompost. Analyse av *E.coli* ble anbefalt som det beste valget for å dokumentere både stabilitet og hygienisk kvalitet i markedsklar kompost. *Enterococcus* ble likevel anbefalt som den beste indikatoren for å dokumentere en effektiv hygienisering, siden *Enterococcus* viser langt høyere motstandskraft enn *E.coli* overfor de høye temperaturer som skjer i den termofile fasen (hygieniseringsfasen) av komposteringsforløpet. Ved ¼ av anleggene var konsentrasjonene av *Enterococcus* høyere enn konsentrasjonene av *E.coli* i den hygieniserte komposten, det motsatte var aldri tilfellet.

Salmonella ble ikke påvist i hygienisert kompost ved noen av anleggene. Ved 1 av de 16 anleggene ble *Salmonella* påvist i 2 av 5 blandprøver av ferdig kompost. Konsentrasjonene av *E.coli* i disse prøvene var lave. Ved dette spesifikke anlegget var arealet for stabilisering og lagring utilstrekkelig og representerte en høy risiko for rekontaminering. Analyser av *Salmonella* i ferdig kompost ble anbefalt som et supplement for å avdekke eventuell rekontaminering.

Det var meget vanskelig å oppnå store reduksjoner av konsentrasjonene av *Enterococcus* og *E.coli* gjennom hygieniseringsfasen når husholdningsavfall eller avløps slam ble kompostert i åpne ranker. Dette skyldes oppblomstring av bakterier etter vending. Det ble kun oppnådd minimal forbedring i reduksjonen av disse indikatorene gjennom å øke vendefrekvensen betydelig. Dette i motsetning til elimineringen av *Enterococcus* og *E.coli* som ble registrert i åpne rankeanlegg som kun behandler hage/parkavfall. Dette indikerer at næringsfattige avfallskvaliteter ikke stimulerer oppblomstring av fekale bakterier. I åpne rankeanlegg vil en hygieniseringsfase med atskillige vendinger og høye temperaturer i store deler av ranken etter hver vending eliminere patogene bakterier som ikke er i stand til å vokse utenfor egen vekstorganisme. Denne hygieniseringsfasen må etterfølges av en effektiv stabiliseringsfase, noe som sikrer en ferdig kompost med meget lave konsentrasjoner av fekale bakterier.

Ved halvparten av de lukkede anleggene ble konsentrasjonene av *Enterococcus* redusert til $<100 \text{ CFU g}^{-1}$ under hygieniseringsfasen, noe som indikerer at oppvarmingen skjer i hele massen (homogen behandling). Ved ett av disse anleggene oversteg temperaturen ikke 58°C , noe som viser at en tilfredsstillende desimering av fekale bakterier er mulig selv ved relativt moderate temperaturer, hvis hele massen blir oppvarmet. Ved 1/3 av de lukkede anleggene var desimeringen av *Enterococcus* lav eller ubetydelig. Dette er antagelig et resultat av gjennomgående lave temperaturer ($<55^{\circ}\text{C}$) gjennom hygieniseringsfasen, eller at deler av massen ikke eksponeres for tilstrekkelig høye temperaturer. Sistnevnte forklares med utilstrekkelig lufttilgang på grunn av for kompakt råmateriale-blanding eller utilfredsstillende lufteteknologi/-styring.

4. Referanser

Abendt, R., Balzer, W., Packebusch, B., Pluschke, P. und Steinle-Silva, I. (1994): Die Schadstoffbelastung des Nürnberger Klärschlammes und der Einfluss der thermischen Schlammkonditionierung nach dem Porteous-Verfahren auf die Konzentration an Schwermetallen, PCB un PCDD/F. Korrespondenz Abwasser 8/94, s. 1350-1355.

Amundsen, C.E., Paulsrud, B., Nedland, K.T., Høgåsen, H., Gjerde, B. og Mohn, H. (2001a): Miljøgifter og smittestoffer i organisk avfall. Status og veien videre. Rapport 97/01, Jordforsk, Ås.

Amundsen, C.E., Eggen, T. og Lystad, H. (2001b): Stabilitet og nedbrytning av organiske forurensninger i avløpslam ved storskala kompostering. Resultater fra rankekompostering ved Lindum Ressurs og Gjenvinning. TemaNord 2001:588, Nordisk Ministerråd, København.

ATV/VKS-Arbeitsgruppe 3.2.2 (1986): "Entseuchung von Klärschlamm". Erster Arbeits-bericht, Korrespondenz Abwasser 11/86.

ATV/VKS-Arbeitsgruppe 3.2.2 (1988): "Entseuchung von Klärschlamm". Zweiter Arbeits-bericht, Korrespondenz Abwasser 1/88.

ATV/VKS-Arbeitsgruppe 3.2.2 (1988): "Entseuchung von Klärschlamm". Dritter Arbeits-bericht, Korrespondenz Abwasser 12/88.

Brevik, L.O. (2001): Status for innhold av organiske miljøgifter i slam fra Drammensregionen. BUVA-rapport 26/01. Buskerud Vann- og Avløpssenter AS, Drammen.

Brunner, P.H., Capri, S., Marcomini, A. & Giger, W. (1988): Occurrence and behaviour of linear alkylbenzenesulphonates, nonylphenol, nonylphenol mono- and nonylphenol diethoxyltes in sewage sludge treatment. Water Research 22 (12): 1465-1472.

Carrington, E.G. (2001): Evaluation of sludge treatments for pathogen reduction – final report. Report No. CO 5026/1, WRc Medmenham, UK.

Christensen, K.K., Kron, E. and Carlsbæk, M. (2001): Development of a Nordic system for evaluating the sanitary quality of compost. Environment, TemaNord 2001:550. Nordic Council of Ministers, Copenhagen.

Christensen, K.K., Carlsbæk, M., Norgaard, E., Warberg, K.H., Venelampi, O. and Brøgger, M. (2002): Supervision of the sanitary quality of composting in the Nordic countries. Evaluation of 16 full-scale facilities. Environment, TemaNord 2002:567. Nordic Council of Ministers, Copenhagen.

Commission of the European Communities, CEC (1982): "Disinfection of sewage sludge: Technical, economic and microbiological aspects". Proceedings of a Workshop held in Zürich, May 11-13, 1982. D. Reidel Publishing Company, Dordrecht, Holland.

Commission of the European Communities, CEC (1984): "Inactivation of microorganisms in sewage sludge by stabilisation processes". Proceedings of a Seminar held in Hohenheim, October 8-10, 1984. Elsevier Applied Science Publishers, London, England.

Commission of the European Communities, CEC (2000): Working document on sludge, 3rd draft, DG Environment, Brussels, 27 April 2000.

de Bertoldi, M., Sequi, P., Lemmes, B. and Tapi, T. (1996): The Science of Composting. Blackie Academic & Professional, London.

Giger, W., Brunner, P.H., Ahel, M., McEvoy, J., Marcomini, A. und Schaffner, C. (1987): Organische Waschmittelinhaltstoffe und deren Abbauprodukte in Abwasser und Klärschlamm. Gas-Wasser-Abwasser, Vol. 67, nr. 3, 111-122.

Granmo, Å., Kvist, E., Mannheimer, J., Renberg, L., Rosengardten, A.L. og Solyom, P. (1986): Miljøegenskaper hos några utvalda typer av tensider. Rapport 3024, Statens Naturvårdsverk, Sverige.

Hartmann, H. And Ahring, B.K. (2002): Phthalic acids esters found in municipal organic waste: Enhanced anaerobic degradation under hyper-thermophilic condition. In Proceedings of IWAS 3rd International Symposium on Anaerobic Digestion of Solid Wastes, Munich/Garching, 18. – 20. September, 2002.

Hengstmann, R., Hamann, R., Weber, H. and Kettrup, A. (1990): Impact of sewage sludge and sewer slimes by polychlorinated dibenzo-p-dioxins and polychlorinated dibenzofurans. In: Organohalogen Compounds, Vol. 4, Dioxin'90, Bayreuth, 407-409.

Horan, N. (2001): The fate of pathogens in sewage sludge processing. Proceedings-Pre-Conference Workshop on Pathogens in Biosolids and their Significance in Beneficial Use Programmes, 6th European Biosolids and Organic Residuals Conference, Wakefield, UK, 11. November 2001.

Kirsch, E.J. and Wukasch, R.F. (1985): Fate of eight organic pollutants in biological waste treatment. EPA Cooperative Agreement No. CR 8076380-10, Draft Report, Water Engineering Research Laboratory, U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio.

Knap, A.H. (2002): Utnyttelse av biogass fra slam og våtorganisk avfall. Foredrag på NRF's seminar "Biologisk behandling i en smittefarlig hverdag", Hafjell, 18. – 19. april 2002.

Lahl, U. und Burbaum, H. (1992): Organische Schadstoffe im Klärschlamm-Abbauverhalten bei Langzeitlagerung. Korrespondenz Abwasser 4/92, s. 546-549.

Lee, K.M., C.A. Brunner, J.B. Farrell, and A.E. Eralp (1989): Destruction of enteric bacteria and viruses during two phase digestion. J. WPCF 61(8): 1422-1429.

Martin, J.H., Jr., H.E. Bostian, and G. Stern (1990): Reductions of enteric microorganisms during aerobic sludge digestion. Wat.Res. 24(11): 1377-1385.

Miljø- og Energiministeriet (1996): Bekendtgørelse nr. 823 af 16. september 1996 om anvendelse af affaldsprodukter til jordbruksformål, København.

Miljøstyrelsen (1999): Nedbrydning af miljøfremmede stoffer i biogasreaktorer, Miljøprojekt nr. 500, Miljøstyrelsen, Danmark.

Miljøstyrelsen (2002): Nonylphenol og nonylphenoethoxylater i spildevand og slam, Miljøprojekt nr. 704, Miljøstyrelsen, Danmark.

Miljøstyrelsen (2000): Undersøgelser- og monitoringsprogram for omsætningen af miljøfremmede stoffer i slammineraliseringsanlæg og slamlager, Arbejdsrapport nr. 22, Miljøstyrelsen, Danmark.

- Miljøverndepartementet og Sosial og Helsedepartementet (1995): Forskrift om avløpsslam. Fastsatt 2. januar 1995 med endringer av 27. september 1996.
- Møller, J., Reeh, U., Mai, P. og Jungersen, G. (2000): Nedbrydning af miljøfremmede stoffer ved kompostering. Miljøprojekt nr. xx, Miljøstyrelsen, Danmark.
- Nedland, K.T. & Paulsrud, B. (1996): Driftserfaringer fra anlegg for stabilisering og hygienisering av slam i Norge. Forprosjekt. NORVAR prosjektrapport 64/1996. Norsk VA-verksforening, Hamar.
- Nedland, K.T. & Paulsrud, B. (1999): Driftserfaringer fra anlegg med rankekompostering og langtidslagring av avløpsslam. Veiledning. Aquateam-rapport 99-038. Aquateam AS, Oslo.
- Nedland, K.T. og Paulsrud, B. (2002): Organiske miljøgifter i avløpsslam. Resultater fra en ny undersøkelse 2001-2002. Aquateam rapport 02-018. O-01031. 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.
- Parker, W.J. and Monteith, H.D. (1995): Fate of polynuclear aromatic hydrocarbons during anaerobic digestion of municipal wastewater sludges. Water Environment Research, Vol. 67, No. 7, pp. 1052-1059.
- Paulsrud, B. (1990): Slambehandlingsteknologi. Metoder for reduksjon av miljøgifter i slam og for tilpassing av slamkvalitet til bruk av slam utenom jordbruket. Rapport til Nordisk Ministerråd. Aquateam – Norsk vannteknologisk senter A/S.
- Paulsrud, B. (1995): Veiledning for prøvetaking av slam. SFT-rapport 95:10, Statens Forurensningstilsyn, Oslo.
- Paulsrud, B. (2002): Hvordan dokumentere hygienekravet om parasittegg i slam uten å måtte ta ut prøver for analysering? Resultater fra et gjennomført NORVAR-prosjekt. Foredrag på NORVARs møte i slamgruppen 6. – 7.11.02. <http://www.norvar.no>.
- Paulsrud, B., Gjerde, B. and Lundar, A. (2003): Full scale validation of helminth ova (*Ascaris suum*) inactivation by different sludge treatment processes. Paper to be presented at the IWA International Conference: Biosolids 2003 – Wastewater Sludge as a Resource, Trondheim, Norway, 23. – 25. June, 2003.
- Paulsrud, B., Nedland, K.T. & Nybruket, S. (2001): Control of pathogens in sewage sludge in Norway – full scale experience with different sludge treatment technologies. Paper presented at the 6th European Biosolids and Organic Residuals Conference, Wakefield, UK, 11. – 14. November 2001.
- Paulsrud, B. og Storhaug, R. (2001): Kontrollopplegg for parasittegg i slam – forprosjekt. Foreløpig rapport til NORVAR. Aquateam AS, Oslo.
- Paulsrud, B., Wien, A. og Nedland, K.T. (1997a): Organiske miljøgifter i norsk avløpsslam. SFT-rapport 97:25. Statens Forurensningstilsyn, Oslo.
- Paulsrud, B., Wien, A. og Nedland, K.T. (1997b): Miljøgifter i norsk kompost og husdyrgjødsel. SFT-rapport 97:26. Statens Forurensningstilsyn, Oslo.
- Randall, T.L. and Knopp, P.V. (1980): Detoxification of specific organic substances by wet oxidation, Journal WPCF, Vol. 52, No. 8, pp. 2117-2130.

Reimers, R.S., Akers, T.G. and Little, M.D. (1990): Assessment of the Chemfix process for the treatment and reuse of municipal sludge. Sludge Management Conference, Loyola Marymount University, Los Angeles.

Renner, G. und Hertle, A. (1994): Einfluss der aerob-thermophilen Klärschlamm-Pasteurisierung auf den PAK-Gehalt des Klärschlammes, Korrespondenz-Abwasser 8/94, s. 1344-1349.

Ring, H. (1993): Röt-kammarens förmåga att bryta ned organiska föroreningar i slam, Rapport nr. 1993-16, VA-forsk, VAV, Sverige.

Schramm, K.W., Klimm, C., Henkelmann, K. and Kettrup, A. (1996): Formation of octa- and heptachlorodibenzo-p-dioxins during semi anaerobic digestion of sewage sludge. In: Organohalogen Compounds, Vol. 27, Dioxin '96.

Shelton, D.R., Boyd, S.A. & Tiedje, J.M. (1984): Anaerobic biodegradation of phthalic acid esters in sludge. Environmental Science and Technology, 18 (2): 93-97.

Trably, E., Patureau, D. and Delgenes, J.P. (2002): Enhancement of PAHs removal during anaerobic treatment of urban sludge. In Proceedings of IWAs 3rd International Symposium on Anaerobic Digestion of Solid Wastes, Munich/Garching, 18. – 20. September, 2002.

U.S. EPA (1992): Environmental Regulations and Technology. Control of Pathogens and Vector Attraction in Sewage Sludge, EPA/625/R-92/013, December 1992, Washington DC.

U.S. EPA (1993): 40 CFR Parts 257, 403, and 503: Standards for the Use and Disposal of Sewage Sludge. Fed. Register 58, No. 323, 9248-9415.

U.S. EPA (1994): A Plain English Guide to the EPA Part 503 Biosolids Rule, EPA/832/R-93/003, September 1994, Washington DC.

Water Research Centre, WRC (1984): Sewage sludge stabilisation and disinfection. Proceedings of a Conference held in Manchester, April, 1983. Ellis Horwood Limited, Chichester, England.

Weber, H., Disse, G., Harmann, R. and Haupt, H.J. (1995): Influence of the aerobic and anaerobic digestion on the levels of chlorinated dibenzofurans and dibenzodioxins in sewage sludge. In: Organohalogen Compounds, Vol. 24, Dioxin '95, Edmonton, 81-85.

Yanko, W.A. (1987): Occurrence of pathogens in distribution and marketing municipal sludges, EPA/600/1-87/014. National Technical Information Service, Springfield, U.S.A.