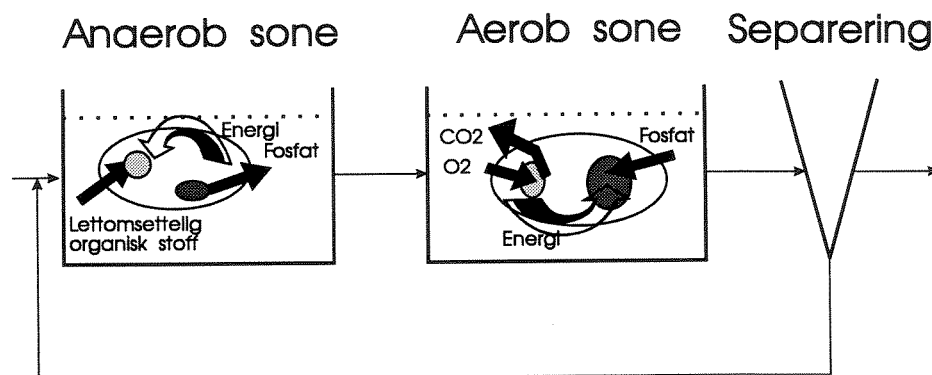


O-92166

Biologisk fosforfjerning i Norge

GRIMSTAD SOM EKSEMPEL



NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Prosjektnr.:	Undernr.:
O-92146	
Løpenr.:	Begr. distrib.:
2903	

Hovedkontor	Sørlandsavdelingen	Østlandsavdelingen	Vestlandsavdelingen	Akvaplan-NIVA A/S
Postboks 69, Korsvoll	Televeien 1	Rute 866	Thormøhlensgt 55	Søndre Tollbugate 3
0808 Oslo 8	4890 Grimstad	2312 Ottestad	5008 Bergen	9000 Tromsø
Telefon (47) 22 18 51 00	Telefon (47) 37 04 30 33	Telefon (47) 62 57 64 00	Telefon (47 5) 32 56 40	Telefon (47 83) 85 280
Telefax (47) 22 18 52 00	Telefax (47) 37 04 45 13	Telefax (47) 62 57 66 53	Telefax (47 5) 32 88 33	Telefax (47 83) 80 509

Rapportens tittel: Biologisk fosforfjerning i Norge Grimstad som eksempel	Dato: Trykket: 24. juni 1993 NIVA 1993
	Faggruppe: Kommunale forurensninger
Forfatter(e): Kristoffer Næs (NIVA) Torleiv Bilstad (Norwet) Anne Haaland (Norwet) Kristin Mørkvad (NIVA)	Geografisk område:
	Antall sider: Opplag: 95 150

Oppdragsgiver: Grimstad kommune Miljøvernavdelingen i Aust-Agder	Oppdragsg. ref. (evt. NTNF-nr.):
--	----------------------------------

Ekstrakt: Biologisk fosforfjerning med rensegrader tilsvarende kjemisk felling er mulig med de klimatiske og avløpsmessige forhold som er i Norge. Biologisk fosforfjerning krever vekslende anaerobe og aerobe forhold samt tilgang på lett nedbrytbart organisk stoff (VFA). Anleggsutformingen må forhindre retur av nitrat til den anaerobe sonen. Ved tynt avløp kan separat fermentering av slam være nødvendig for å sikre stabil fosforfjerning. Biologiske renseprosesser gir grovt sett 20-40% mindre slamvolum enn kjemiske prosesser. I slam fra et biologisk fosforfjerningsanlegg foreligger dessuten fosfor på en mer biotilgjengelig form enn i kjemisk slam. Bygging av et biologisk fosforfjerningsanlegg i Grimstad vil, foruten å gi miljøgevinster, også kunne gi næringsmessige ringvirkninger. I samarbeid med FoU-miljøet i Grimstadregionen kan det bygges opp kompetanse og dannes grunnlag for nye arbeidsplasser på prosess- og konstruksjonssiden og innenfor anvendelse av slam.

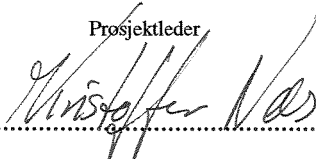
4 emneord, norske

1. Fosfor
2. Biologisk fjerning
3. Slam
4. Næringsutvikling

4 emneord, engelske

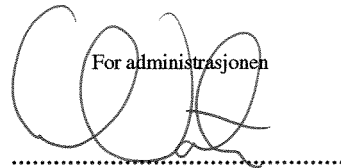
1. Phosphorus
2. Biological removal
3. Sludge
4. Business development

Prosjektleder



Kristoffer Næs

For administrasjonen



Trond Vatn

ISBN-82-577-2320-7

Biologisk fosforfjerning i Norge

Grimstad som eksempel

Grimstad, 24. juni 1993

Prosjektleder: Kristoffer Næs (NIVA)

Medarbeidere: Torleiv Bilstad (Norwet)

Anne Haaland (Norwet)

Kristin Mørkved (NIVA)

Erik Norgaard (Agderforskning)

Gunnar Fr. Aasgaard (NIVA)

Forord

Dette forprosjektet er gjennomført på oppdrag av Grimstad kommune og finansiert av Statens forurensningstilsyn (SFT), Aust-Agder Næringsfond, Grimstad kommune, Norsk institutt for vannforskning (NIVA), Agderforskning og Norwet/Ugland.

Dir. Arne Johansen, Ugland Engineering A/S, spilte en viktig rolle i initieringen av dette prosjektet ved å ta initiativ til et samarbeid mellom forskningsinstitusjonene i kjølvannet av rensedebatten som gikk i Aust-Agder våren 1992. Han takkes for dette initiativet.

Miljøvernleder Bjørn Kristian Pedersen (Grimstad kommune) og overing. Aage Krüger (Miljøvernavdelingen i Aust-Agder) har utgjort en referansegruppe for prosjektet. De takkes for konstruktivt bidrag. Avd.ing. Jon Frydenborg (Grimstad kommune) takkes for fremskaffelse av informasjon om saneringsplanen.

Det rettes også takk til overing. Aage Krüger og overing. Bjørn Arne Mølland (Miljøvernavdelingen i Aust-Agder) for viktig og konstruktiv deltagelse i studietur til Canada og for synspunkter på strukturering av prosjektrapporten.

Konsulentfirmaet Reid Crowther, Canada takkes for tilretteleggelse av en vellykket studietur til Canada.

De forskjellige kapitlene har hatt følgende forfattere: Torleiv Bilstad/Anne Haaland, Norwet : Vedlegg IV, Kristin Mørkved, NIVA: Kapittel 4 og kap. 7.2 (sammen med G. Fr. Aasgaard), Erik Norgaard, Agderforskning: Kapitlene 5, 6 og 7.3, vedleggene I (sammen med K. Mørkved), II, III, Kristoffer Næs, NIVA: Kapitlene 2, 3, 8, 9, Gunnar Fr. Aasgaard, NIVA: Kapitlene 7.1, 7.2 og 7.4..

Grimstad, 24. juni 1993

Kristoffer Næs
prosjektleder

Innholdsfortegnelse

Forord.....	2
1. Konklusjoner	5
2. Innledning.....	7
3. Miljøforbedring og næringsutvikling - to regionale utfordringer.....	8
4. Biologisk fosforfjerning	9
4.1. Trender for behandling av kommunalt avløp i Norge.....	9
4.2. Prosessbeskrivelse og anleggsutforming for biologisk fosforfjerning	11
4.2.1. Opptak i celler.....	11
4.2.2. Naturlig fosforfelling	12
4.2.3. Anleggsutforming.....	13
4.2.4. Hovedstrømsprosesser.....	13
4.2.5. Sidestrømsprosesser	16
4.3. Prosessbetingelser for biologisk fosforfjerning	17
4.4. Eksempel på fullskala-anlegg med biologisk fosforfjerning	18
4.4.1. Kelowna, Canada	18
4.4.2. Penticton, Canada	19
4.4.3. Bergambacht renseanlegg, Nederland	20
5. Industriavløp til kommunalt nett - betydning for renseprosess og slamkvalitet	22
5.1. Kildeoversikt Groos	22
5.2. Industriavløpets betydning for renseprosess og slamkvalitet	25
6. Sammenlikning av biologisk og kjemisk slam	31
6.1. Slammets anvendelsesmuligheter	31
6.2. Leveringsmuligheter ved ulike behandlingsmetoder.....	34
7. Biologisk fosforfjerning i Grimstad	40
7.1. Mål for avløpsanlegget	40
7.2. Beskrivelse av avløpsforholdene i relasjon til biologisk fosforfjerning.....	40
7.3. Foreløpig anbefaling for slambehandling og disponering.....	42
7.4. Gevinster ved helhetlig vurdering av avløpsforholdene	45
8. Muligheter for Grimstad	47
8.1. Miljøgevinster.....	47
8.2. Næringsutvikling	47
8.3. Utdannelse	47

9. Forslag til resipientundersøkelse i forbindelse med rensetiltak.....	49
9.1. Innledning	49
9.2. Formål.....	49
9.3. Undersøkelserprogram	50
9.3.1. Undersøkelser i vannmassene	50
9.3.2. Undersøkelser i fjæra.....	51
9.3.3. Undersøkelser på bløtbunn	52
10. Referanser	54
VEDLEGG	59
Vedlegg I - Karakterisering av avløpsvann før prosjektering av biologisk renseanlegg.....	60
Vedlegg II - Oversikt over slambehandlingsmetoder	62
Vedlegg III - Korttidsundersøkelse av råvannet i Grimstad.....	76
Vedlegg IV - Rensing av avløpsvann ved membran-separasjon	89

1. Konklusjoner

Lokale forurensningsproblemer og Norges tilslutning til den såkalte "Nordsjøavtalen" medfører at det skal bygges et stort antall renseanlegg langs kysten. Norge har lang og god erfaring med kjemiske renseanlegg. I den seinere tid har det, spesielt internasjonalt, blitt stilt spørsmål om tilsetning av kjemikalier og de slamproblemer dette medfører, er del av en bærekraftig utvikling. Lokale og sentrale forvaltere har derfor ønsket å få belyst muligheten for å anvende biologisk fosforfjerning (fjerning av fosfor ved opptak i bakterier) i Norge.

Målet med dette prosjektet har derfor vært:

- å gi en beskrivelse av "state of the art" for biologisk fosforfjerning
- å utarbeide et faglig grunnlag for etablering av et slikt anlegg i Grimstad

Hovedkonklusjonene fra prosjektet er:

Biologisk fosforfjerning med rensegrader tilsvarende kjemisk felling er mulig med de klimatiske og avløpsmessige forhold som er i Norge.

Biologisk fosforfjerning krever vekslende anaerobe og aerobe forhold samt tilgang på lett nedbrytbart organisk stoff (VFA). Anleggsutformingen må forhindre retur av nitrat til den anaerobe sonen. Ved tynt avløp kan separat fermentering av slam være nødvendig for å sikre stabil fosforfjerning.

Biologiske renseprosesser gir grovt sett 20-40% mindre slamvolum enn kjemiske prosesser. I slam fra et biologisk fosforfjerningsanlegg foreligger dessuten fosfor på en mer biotilgjengelig form enn i kjemisk slam.

En inngående kostnadskalkyle og sammenligning mellom et biologisk og kjemisk anlegg er ikke gjennomført i dette prosjektet. Det skjer imidlertid parallelt for Grimstad kommune og vil foreligge i august d.å.

Grimstad har få problematiske industrikilder koplet til kloakknettet og utgangspunktet for et miljøvennlig slamprodukt er derfor til stede. En viktig avtager av slam fra et biologisk fosforfjerningsanlegg i Grimstad vil kunne være jordbruket.

Spredningsarealene er imidlertid begrensede i selve Grimstad-regionen.

Slamdisponeringen bør derfor ses i en noe større arealmessig sammenheng. Jordbruket i landsdelen har liten erfaring i utnyttelse av kloakkslam. En utfordring for kommunen (fylket) vil derfor være å utvikle samarbeid med jordbruket slik at slamressursen kan utnyttes best mulig. Grøntarealer og grøntanlegg peker seg ut som en annen viktig avtager av tørrkompostert slam.

På samme måten som det vil være åpenbare nytteeffekter ved å vurdere renseprosess

sammen med slambehandlingsmetode og slamanvendelse, bør også andre forhold samordnes i en helhetsanalyse for Grimstad. Dette vil omfatte f.eks. vannbehandling, tiltak i ledningsnettet, avløpsforholdene i mindre tettsteder/greder og spredt bebyggelse. En god totalplan for vann, avløp og slam vil gi såvel økonomiske som miljømessige gevinster.

Bygging av et biologisk fosforfjerningsanlegg i Grimstad vil, foruten å gi miljøgevinster, også kunne gi næringsmessige ringvirkninger. Det eksisterer ikke i dag et fagmiljø i Norge innenfor biologisk fosforfjerning. Likeledes er det et begrenset fagmiljø i Europa. I samarbeid med FoU-miljøet i Grimstadregionen kan det bygges opp kompetanse og dannes grunnlag for nye arbeidsplasser på prosess- og konstruksjonssiden og innenfor anvendelse av slam. Et biologisk fosforfjerningsanlegg lokalisert i Grimstad medfører også undervisningsbehov som kan knyttes til utdanningsinstitusjonene i området.

2. Innledning

Fra omkring 1980 viser den europeiske opinion en økende oppmerksomhet om havforurensning. Dette skyldes at forurensningsproblemene stadig ble tydeligere og mer sjenerende. Også i Norge var tendensen den samme, med en økning i observerte miljøeffekter forårsaket av forurensning. På bakgrunn av dette ble det avholdt flere ministerkonferanser om Nordsjøen, og en Ministerdeklarasjon om Nordsjøen ble vedtatt. Den slår fast at de 10 Nordsjøstatene tar sikte på å få til en vesentlig reduksjon (i størrelsesorden 50 %) i tilførselene av fosfor og nitrogen i perioden 1985 til 1995.

For Norges vedkommende ble kyststripen fra svenskegrensen til Lindesnes definert som sårbar. Bakgrunnen for dette er den generelle oppfatningen at de mer innelukkede fjordene langs den norske Skagerrakkysten har blitt endret i retning av økende overgjødsling (eutrofiering) og oksygenreduksjoner de siste tiår. Ifølge Ministerdeklarasjonen skal derfor fosfor- og nitrogentilførselene til denne kyststripen reduseres som gitt ovenfor. Statens forurensningstilsyn (SFT) har foreslått å gjennomføre en tiltakspakke som også oppfylder Nordsjødeklarasjonens krav, men hvor praktisk talt alle tiltakene også bidrar til å oppfylle mål for lokal vannkvalitet. Innen kommunal sektor foreslås bygging av ca. 50 nye kommunale renseanlegg (pr.1992) hvorav en rekke allerede er påbegynt. Disse kommer i tillegg til de ca. 50 som er bygget siden 1985 (Bratli et al. 1992).

Norge har lang og god erfaring med kjemiske renseanlegg. I tillegg til primært å fjerne fosfor, fjernes også i stor grad organisk materiale, miljøgifter, bakterier osv. Installasjon av slike renseanlegg vil oppfylle kravene til fosforfjerning i Nordsjødeklarasjonen. I den seinere tid, spesielt internasjonalt, har det imidlertid blitt stilt spørsmål om tilsetning av kjemikalier og dermed muligheter for å skape et slamproblem, er del av en bærekraftig utvikling. Lokale og sentrale forvaltere har derfor ønsket å få belyst muligheten for å anvende biologisk næringsstoffjerning med spesiell vekt på fosfor i Norge. Det har vært en generell oppfatning at det relativt kalde klimaet og tynne avløpsvannet i Norge vanskeliggjorde bruk av biologiske prosesser for fjerning av fosfor.

Formålet med dette prosjektet er derfor:

- å gi en beskrivelse av "state of the art" for biologisk fosforfjerning
- å utarbeide et faglig grunnlag for etablering av et slikt anlegg i Grimstad

3. Miljøforbedring og næringsutvikling - to regionale utfordringer

Miljøforbedringer bestemmes av hvilke miljøproblemer som blir satt opp på den politiske dagsorden, og av hvilke lover og reguleringer som blir vedtatt for å løse disse problemene. Reguleringene vil begrense en "utslippets" handlefrihet. I begynnelsen ble derfor myndighetenes pålegg ofte oppfattet som ensidige økonomiske ekstrakostnader. Ettersom miljøproblemene økte og folkeopinionen ble bevisst at dette var problemstillinger som måtte finne sin løsning, ble miljøteknologi sett på som et marked for verdiskaping og nye arbeidsplasser. "Bærekraftig utvikling" ble et slagord i den sammenheng.

Stortinget vedtok derfor i 1989 å utpeke miljøteknologi til et nytt nasjonalt satsingsområde innenfor næringsrettet forskning og utvikling. Bakgrunnen var at Stortinget så det som viktig å bruke teknologi mer aktivt i miljøvernarbeidet. Det var bred politisk oppslutning om å satse på miljøteknologisk forskning for at Norge skulle komme på offensiven i miljøarbeidet.

Miljøteknologi er både et mål og et middel. Ved hjelp av miljøteknologi kan man forhindre og begrense forurensninger, rette opp miljøskader, overvåke hvordan forurensninger utvikler og brer seg samt styre utnyttelsen av naturressursene. Samtidig er miljøteknologi et mål for de som vil utvikle og levere de tjenester og produkter som markedet etterspør. Kundene finnes både i offentlig og privat sektor.

Som nevnt har myndighetene skapt markedet gjennom lover og reguleringer. Reguleringene har tildels vært basert på hva som finnes av tilgjengelig teknologi. Ved å presentere ny og bedre teknologi for myndighetene kan leverandørene indirekte utvikle markedet.

I 1980-årene vokste begrepet "ren-teknologi" frem og har siden hatt en sterk utvikling. Analyser har ofte vist at prosesser som i utgangspunktet forbedres med tanke på miljø også kan gi økonomiske gevinster i form av mindre bruk av energi og råvarer og lavere utgifter til rensing og deponering. Dette er en drivkraft i utviklingen av miljøteknologi som åpner for et forretningsmessig drevet miljøteknologimarked.

Også Aust-Agder fylkeskommune har påpekt mulighetene for næringsutvikling basert på miljøteknologi. I den vedtatte fylkesplanen for 1992-95 er to punkter ført opp under mål for "industri". Det ene er å utvikle Aust-Agder som et miljøteknologifylke. I fylkestinget i oktober 1990 i forbindelse med temadag om miljøvern ble følgende vedtak fattet: "Det bør satses sterkt på fylkets muligheter innenfor miljøteknologi".

Aust-Agder er blant de fylker i Norge som har flest arbeidsledige. Det er derfor viktig å tenke nytt og utnytte de regionale utfordringer og muligheter som ligger i skjæringspunktet mellom miljøforbedring og næringsutvikling. En slik satsing vil kunne gi arbeidsplasser knyttet til miljøteknologi. Det er også et meget viktig element for andre satsingsområder, f.eks. turisme. En forutsetning for å lykkes innenfor dette området er at man kan vise til aktiv satsing innenfor miljøvern.

4. Biologisk fosforfjerning

4.1. Trender for behandling av kommunalt avløp i Norge

I Norge har vi lange tradisjoner og god erfaring med kjemisk fosforfjerning. Mer enn 75 % av våre kommunale renseanlegg inkluderer et kjemisk trinn og vel halvparten er rene fellingsanlegg (STS, 1992). Antallet rene biologiske anlegg er ikke ubetydelig, men flertallet av disse er så små at bidraget til den totale behandlingsskapasiteten kun utgjør 2%. Kunnskaper om og driftserfaringer fra biologiske prosesser er derfor mindre utbredt hos oss enn i en rekke andre land. De fleste andre land har fokusert på reduksjon av organisk stoff, og eventuelt nitrogen, og derfor satset på biologisk rensing. Kjemisk rensing er mange steder ansett som kostbar eller uønsket teknologi.

En oversikt over fordelingen av type renseprosess ved norske avløpsrenseanlegg er vist i tabell 1 og figur 1.

Tabell 1. Fordeling på anleggstyper for norske kommunale avløpsrenseanlegg

	Mekaniske anlegg ¹⁾	Kjemiske anlegg ²⁾	Biologiske anlegg ³⁾	Kjem./Biol. anlegg ⁴⁾	Ukonv. anlegg ⁵⁾	Totalt
Antall personer (pe)	938 176	1 560 899	54 689	482 362	29 322	3 065 448
Fordeling (%)	30	51	2	16	1	100
Antal renseanl.	519	169	131	283	285	1387
Fordeling (%)	37	12	10	20	21	100

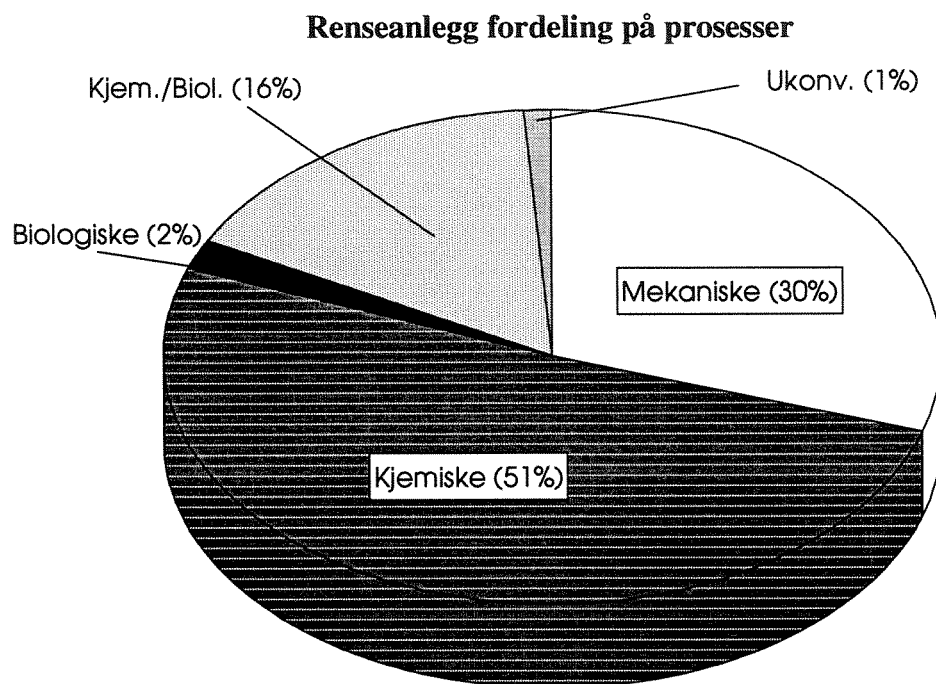
¹⁾ Mekanisk: Slamavskiller, rist, sil, sandfang, sedimentering.

²⁾ Kjemisk: Primærfelling, sekundærfelling.

³⁾ Biologisk: Aktivslam, biofilter, biorotor.

⁴⁾ Kjemisk/Biologisk: Forfelling, etterfelling, simultanfelling.

⁵⁾ Ukonvensjonelle: Sandfilteranlegg, infiltrasjonsanlegg, biodam, biodam m/felling, fellingsdam.



Figur 1. Relativ fordeling på ulike renseprosesser i Norge.

Både i Norge og i utlandet har det i de siste 5-10 år vært en økende oppmerksomhet omkring fjerning av næringsstoff, dvs. fosfor og nitrogen. Med bakgrunn i de ulike rensetekniske tradisjoner har denne oppmerksomheten gitt noe ulike utslag. I utlandet har man jobbet mye med omarbeiding/utvidelse av eksisterende biologiske anlegg, samt bedring av grunnlaget for design og styring av nye anlegg. Dette har gitt økt kunnskap om biologisk fjerning av nitrogen samt en betydelig fokusering på biologisk fosforfjerning. Her i landet har interessen for biologisk rensing økt i forbindelse med krav om nitrogenfjerning. Hovedmomenter har vært å se på særnorske forhold som vannsammensetning og klima. Optimalisering av eksisterende bioanlegg har vært mindre aktuelt, men tilpasninger til og kombinasjoner med eksisterende kjemiske fellings-anlegg har derimot vært pekt på som viktig. Disse utviklingstendensene har gjort at rene biologiske metoder for fosforfjerning har fått minimal oppmerksomhet her i landet.

Biologisk fosforfjerning har flere fordeler i forhold til kjemisk felling. En hovedforskjell er reduserte driftskostnader pga. sparte utgifter til fellingskjemikalier og redusert slamproduksjon. Produksjon av biologisk fremfor kjemisk slam, har praktiske og økologiske fordeler med hensyn til bruk og disponering. Slam er en betydelig jordressurs, men tilsats av kjemikalier, som skjer i et kjemisk anlegg, kan skape problemer med dette. Det stilles etterhvert også spørsmål om kjemikaliebruken er del av en bærekraftig utvikling.

4.2. Prosessbeskrivelse og anleggsutforming for biologisk fosforfjerning

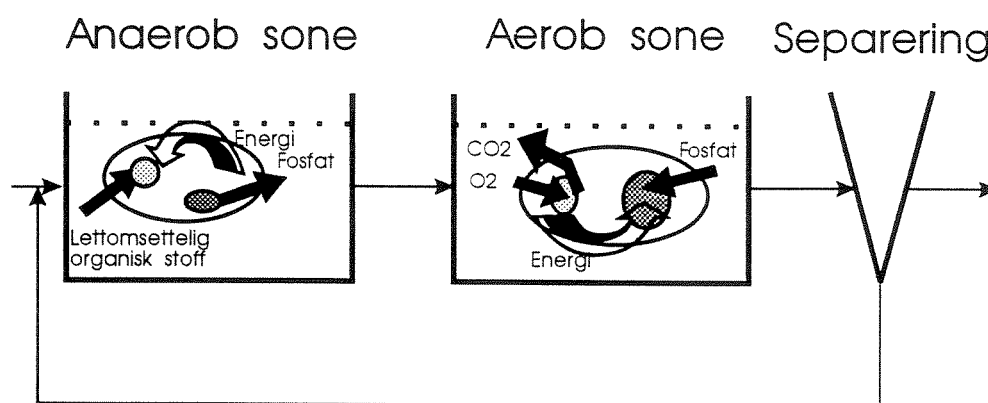
Flere mekanismer bidrar til fjerning av fosfor i biologiske anlegg. Det er klart at opptak av fosfor i bakterieceller spiller en sentral rolle. Det antas også at en naturlig utfelling av fosfor kan virke inn. En rekke anleggsutforminger er utviklet for å optimalisere de ulike mekanismene.

4.2.1. Opptak i celler

Mikroorganismer har behov for fosfor i forbindelse med produksjon av nytt cellemateriale. I biologiske avløpsanlegg inneholder slammet normalt 1-3 % fosfor (regnet på vektbasis i forhold til flyktig suspendert stoff, dvs. antatt aktiv biomasse) (Henze et al., 1992). En del bakteriegrupper har imidlertid under spesielle betingelser evne til å ta opp mer fosfor enn dette.

Dette skjer ved at bakteriene under anaerobe forhold benytter opplagret energi i form av polyfosfat til å ta opp lavmolekylært organisk materiale, f.eks. kortkjedede flyktige fettsyrer (short chain volatile fatty acids, SCVFA), og lagre dette som poly- β -hydroksybutyrat (PBH). Fosfatet frigjøres til væskefasen som ortofosfat mens bakteriene tar opp substrat.

Under aerobe forhold blir substratet (PBH) omsatt og energien benyttes til cellevekst og opptak av tilgjengelig fosfat. Dette fosfatet lagres igjen som polyfosfat og disse bakteriene får derved et særlig høyt fosforinnhold. I dette kretsløp tar organismene opp mer fosfor enn de hadde i utgangspunktet, og ved å tappe overskuddsslam fra systemet oppnås dermed en økt fosforfjerning.



Figur 2 Transport inn og ut av bakterier i de to fasene av biologisk fosforfjerning (Henze et al., 1992).

Biologisk fosforfjerning krever vekslende anaerobe og aerobe forhold, samt tilstedeværelse av lett nedbrytbart organisk stoff. Henze et al. (1992) gir en nærmere beskrivelse av de involverte kjemiske reaksjoner, som også er omtalt i en rekke andre kilder (Fuhs and Chen, 1975), (Arvin, 1985), (Florentz and Sibony, 1985), (Tracy and Flammino, 1987), (Mino et al., 1987). Teorien er derfor ikke omtalt i mer detalj her. Figur 2 viser skjematisk de to fasene i biologisk fosforfjerning.

Det ble tidlig påvist at bakteriegruppen *Acinetobacter* hadde evnen til fosfatakkumulering (Fuhs and Chen 1975). Senere er det funnet en rekke andre grupper, f.eks. *Aeromonas*, *Pseudomonas* og *Pasteurella* i anlegg med biologisk fosforfjerning, og undersøkelser har vist at mange grupper har like effektiv akkumulering som *Acinetobacter* (Cloete et al., 1992).

En anaerob sone vil gi en selektering for fosfatakkumulierende bakterier. Det antas at dette skyldes disse bakterienes evne til å utnytte lagret fosfat som energikilde, samt til å ta opp lett biologisk nedbrytbart organisk stoff. Disse gruppene "reserverer" dermed denne verdifulle substratkilden og får en fordel framfor andre organismer (Arvin, 1985), (Henze et al., 1992).

En annen ikke uvesentlig funksjon til den anaerobe sonen antas å være at den gir mulighet for fermentering av tilført organisk stoff og dermed dannelse av det nødvendige lett nedbrytbare karbonet, f.eks. fettsyrer (Barnard, pers.commn.).

4.2.2. Naturlig fosforfelling

I kjemiske renseanlegg vil tilsetning av et fellingskjemikalie forårsake utfelling og derved fjerning av fosfor. Det antas at noe av fjerningseffekten i biologiske anlegg også kan tilskrives en fosforutfelling. Men i motsetning til kjemiske anlegg med en ytre dosering forårsakes felling i biologiske anlegg av kationer (positive ioner), f.eks. Ca, Mg, Fe, Al, som naturlig finnes i avløpet. Det er usikkert hvor stor betydning en slik utfellingseffekt har og det er klart at vannets hardhet (to- og treverdige kationer) er en viktig faktor.

Det antas at naturlig felling kan skje både i den frie vannmassen og inne i et bakterielag (biofilm). Det antas også at den sistnevnte mekanismen skyldes at det inne i en denitrifiserende biofilm vil være høyere pH enn i vannmasser og derved bedre fellingsbetingelser. Denne pH-økningen skyldes at denitrifikasjonen produserer alkalitet og det synes som om en viss filmtykkelse er nødvendig for å oppnå en slik effekt (Ødegaard og Arvin 1987). Det er uklart om biofilmtykkelsen i slamfnokker i aktivslamsystem er tilstrekkelig for å oppnå felling. Det presiseres derfor at felling inne i biofilm kun er relevant i anlegg som også omfatter biologisk nitrogenfjerning og antas å være mest aktuell i biofilmanlegg.

Dansk forskning har vist at en ikke ubetydelig andel av fosforfjerningen i biologiske anlegg kan skyldes den naturlige fellingen (Arvin, 1983), (Arvin, 1985). Det er viktig å merke at dansk vann generelt sett har klart høyere innhold av enkelte kationer, f.eks. kalsium, enn norsk vann. Tilførsel av industriavløp kan medføre økte

metallionkonsentrasjoner og økt fellingspotensial.

Fellingseffekten skal derfor ikke overses og er kanskje særlig interessant i anlegg basert på simultanfelling, dvs. dosering av kjemikalier til den biologiske reaktor. I det følgende er det imidlertid lagt mest vekt på mekanismen basert på celleopptak pga. de spesielle betingelser dette krever og den betydning dette har for anleggsutformingen.

4.2.3. Anleggsutforming

På 60-tallet ble det observert fosforfjerning i endel biologiske anlegg i bl.a. Texas, Los Angeles og Baltimore i USA. Ved nærmere undersøkelser viste det seg senere at disse anleggene hadde endel fellestrekk som f.eks.:

- * høy belastning; fravær av nitrifikasjon
- * utforming som bidro til "plug-flow"; lengde/bredde-forhold > 20
- * lite optimalt luftesystem; anaerobe soner
- * anaerobt innløpsvann; en konsekvens av bl.a. pumping (flatt terreng)
- * frigjøring av fosfat i første del av bassenget

De nevnte anleggene representerer en utforming som gjerne kalles hovedstrømsprosesser. Parallelt ble biologiske mekanismer utnyttet for fosforfjerning i en del anlegg av typen Phostrip. Denne anleggstypen er eksempel på en såkalt sidestrømsprosess. Den viktigste forskjellen mellom disse to hovedgrupper av anleggsutforming er plasseringen av den anaerobe sonen.

4.2.4. Hovedstrømsprosesser

På midten av 70-tallet påviste Barnard at tilstedeværelse av nitrat var et hinder for å oppnå biologisk fosforfjerning. Det ble deretter foreslått en rekke mulige anleggsutforminger, kalt Phoredox prosesser, for å oppnå biologisk fosforfjerning både for anlegg med og uten nitrifikasjon (fig. 3). De tidligere nevnte amerikanske anlegg, samt de nye utformingene var alle basert på at hele vannstrømmen passerte den anaerobe sonen. De betegnes derved hovedstrømsprosesser. Målsetningen ved alle utformingene var å hindre tilførsel av nitrat til den anaerobe sonen.

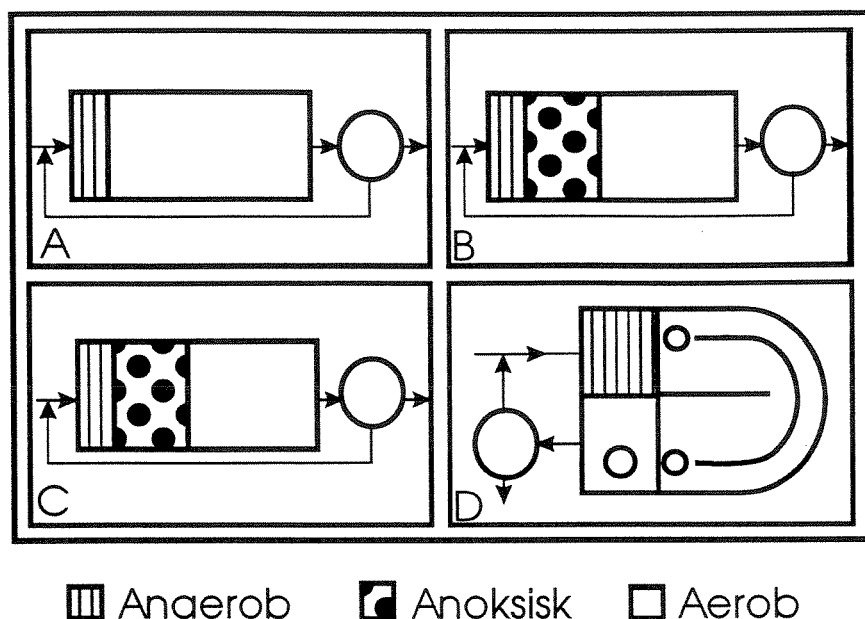
Anlegg a) i figur 3 viser skjematisk oppbygging av en prosess uten nitrogenfjerning. En slik utforming, en to-trinns Phoredox, er patentert som A/O-prosessen. Innløpet føres sammen med returslammet først til en anaerob tank som gjerne er oppdelt i flere adskilte steg. Deretter ledes vann/slam-suspensjonen til et aerobt trinn og til slutt til et separasjonstrinn.

I anleggene b-d) i figur 3 skjer det i tillegg til fosforreduksjon også en biologisk nitrogenfjerning. Dette krever en mer komplisert anleggsoppbygging med flere ulike soner. Det må inkluderes et anoksisk trinn hvor denitrifikasjonen kan forløpe. Det må sørges for at nitraten ikke forstyrrer fosforfjerningen. Denitrifikasjonen og fosforutløsningen vil konkurrere om det lett tilgjengelige organiske stoffet, og mange spesialutforminger er utviklet for å sørge for tilstrekkelig fermentering i den anaerobe

sonen. Disse anleggene er kjent under en rekke navn som bl.a. Bardenpho, UCT, Modified UCT, VIP, Johannesburg I, II, III og Biedenipho. Disse anleggstypene er alle utviklet med tanke på å unngå tilbakeføring av nitrat med returslammet, og dermed sikre tilstrekkelig konsentrasjon av lavmolekylært organisk stoff i det anaerobe trinnet. Skjematiske flytdiagram samt en kortfattet beskrivelse av oppbyggingen av noen av disse prosessene er gitt i vedlegg II.

Et fellestrekk for alle disse utformingene er at fosforet fjernes med overskuddsslammet som separeres fra vannet etter det aerobe trinnet, hvor slammet har den høyeste akkumulerte mengde fosfor. Det er viktig å unngå (gjen-)utløsning av fosfor fra slammet. Dette kan skje dersom anaerobe forhold opprettholdes i for lang tid i separasjonstrinnet. Separasjonstrinnet kan bestå av et sedimenterings- eller flotasjonsanlegg. På grunn av kort oppholdstid er flotasjon et gunstig alternativ mhp. å unngå gjenutløsning. Det kan også være nødvendig med et siste poleringstrinn, f.eks. et filter, dersom høygradig fosforreduksjon skal oppnås. Dette er viktig fordi slammet har et høyt fosforinnhold.

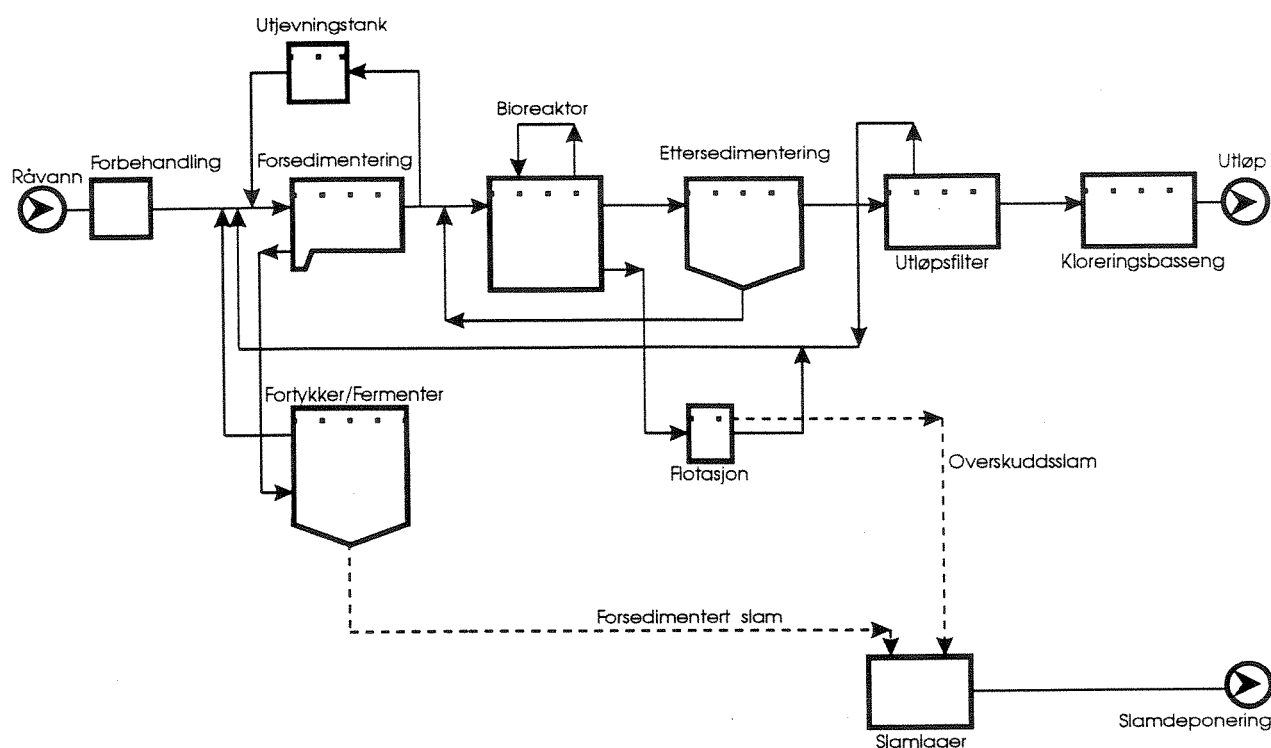
Selv om nitrattilførsel hindres, kan innholdet av egnet organisk stoff være utilstrekkelig. Et naturlig alternativ er da å øke størrelsen på den anaerobe sonen for derved å muliggjøre mer fermentering av organisk stoff. Effekten av en slik løsning er studert på flere fullskalaanlegg. Motstridende resultater er rapportert (Barnard, pers.commn.). Slike tiltak har vist seg ikke alltid å være vellykket. På anlegget Kelowna i Canada resulterte det i opphør av den biologiske fosforfjerningen (Oldham, 1985 og Stevens and Oldham, 1992). Dette skyldes sannsynligvis at den økte anaerobe oppholdstiden ga fermentering av organismene med et forhøyet fosforinnhold. Organisk stoff for vekst av fosforakkumulerende bakterier produseres parallelt med nedbygning av de samme organismer. Dette produserer ikke nok energi for en nettotilvekst til kulturen.



Figur 3 Alternative utforminger for anlegg med og uten nitrifikasjon.

Et annet alternativ er derfor å sørge for produksjon av f.eks. fettsyrer utenfor den anaerobe reaktoren og deretter dosere disse inn i prosessen. Dette kan gjøres ved retur av slamvann fra en fermentering av forsedimentert slam. Man sørger da for tilstrekkelig tilførsel av lett nedbrytbart organisk stoff til den anaerobe sonen uten å risikere fermentering av de bakteriegrupper som skal besørge fosforfjerningen. Dermed kan volumet av den anaerobe sonen reduseres og fosforfjerningen bedres (Lötter and Pitman 1992). På Kelownaanlegget er en anaerob oppholdstid på ca. 1 time tilstrekkelig til å gi meget effektiv fosforreduksjon (Barnard, pers.commn. og Oldham, 1992).

Figur 4 viser flytskjema for anlegget i Kelowna hvor gravitasjonsfortykkeren for forsedimentert slam fungerer som en sidestrømsfermenter. En slik løsning vil være særlig aktuell for avløp hvor det naturlige C/P- forholdet i råvannet er for lavt til å sikre effektiv fosforfjerning. Det er grunn til å anta at dette kan være tilfelle for en del norske avløp som typisk er relativt lite konsentrerte (tynne) og aerobe (godt luftet).

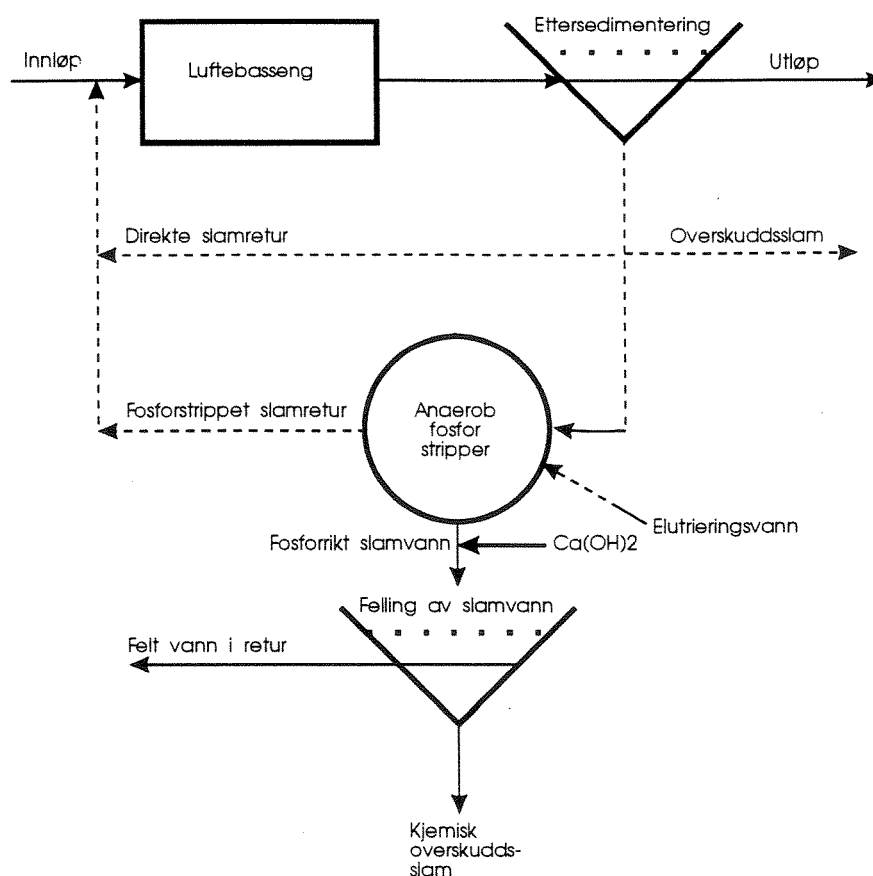


Figur 4 Flytskjema for renseanlegget i Kelowna, Canada

4.2.5. Sidestrømsprosesser

Anlegg av typen Phostrip er eksempel på en såkalt sidestrømsprosess. Her ledes en delstrøm, typisk 5 - 25 % av hovedstrømmen via den anaerobe sonen. Dette gjøres ved at en del av slamm fra ettersedimenteringen ledes til en anaerob tank som fungerer som en fortykker med relativt lang oppholdstid. I denne tanken skjer en fosfatutløsning til vannfasen, også kalt "fosfatstripping". Det fosforfattede slamm returneres til den aerobe sonen i hovedstrømmen hvor et nytt fosforopptak kan skje. Slamvannet med mye fosfor ledes til et fellingstrinn for tilsetning av kalk og dermed utfelling av kalsiumfosfat. Slamvannet returneres til hovedstrømmen, og det kjemiske slamm tas ut av systemet. Flytskjema for et Phostripanlegg er vist i figur 5.

Det er også gjort forsøk med sidestrømsanlegg med et annet prinsipp for det aerobe trinnet, såkalte kontaktstabiliseringsanlegg (Arvin 1985). Prinsippet med kalkfelling er det samme som allerede beskrevet for Phostrip. Denne varianten vil ikke bli omtalt nærmere da den ikke har fått noen praktisk utbredelse av betydning.



Figur 5 Phostripanlegg, fosforfjerning i en sidestrømsprosess.

4.3. Prosessbetingelser for biologisk fosforfjerning

Biologisk fosforfjerning krever vekslende anaerobe og aerobe forhold samt tilgang på lett nedbrytbart organisk stoff. Nødvendig karbonbehov for effektiv fosforfjerning er referert av flere forfattere. Reddy (1991) angir at KOF/Tot-P-forholdet bør overstige ca. 30 og at lavere verdier kun muliggjør delvis fjerning. Andre kilder angir at forholdet mellom løst BOD og løst fosfor bør være over 10 (Hong, 1982), og at forholdet mellom kortkjedede flyktige fettsyrer (SCVFA) og fosfor bør være minimum 4 og helst i størrelsesorden 8-9 (Barnard, pers.commn.).

En annen viktig betingelse er fravær av nitrat i den anaerobe sonen, dvs. sanne anaerobe forhold i motsetning til anoksiske forhold med nitrat/nitritt tilstede. Dersom det er tilgang på nitrat, vil selekteringen av fosforakkumulerende bakterier reduseres (Fuhs and Chen, 1975). Dette skjer ved at deler av det lettest tilgjengelige organiske stoffet brukes til denitrifikasjon. Det antas at nitrat forstyrrer stoffskiftet i de fosforakkumulerende organismene slik at oppbygging av polyfosfat hindres (Henze et al., 1992). Vanligvis forekommer beskjedne konsentrasjoner nitrat i ubehandlet norsk avløpsvann. Under gitte driftsforhold, f.eks. lav organisk belastning, tilstrekkelig oppholdstid og tilførsel av oksygen, riktig bakteriekultur og høy temperatur vil det kunne skje en nitrifikasjon i anlegget. Det vil si at ammonium i avløpet bakterielt blir oksydert først til nitritt og deretter til nitrat. Prosessen krever aerobe forhold (oksygentilgang), og sluttproduktet er altså vesentlig nitrat. Nitratet vil resirkuleres med returstrømmen tilbake til den anaerobe sonen som nå blir anoksiske og skape problemer for de fosforakkumulerende bakterier.

Dersom belastningsforholdene er slik at nitrifikasjon kan oppstå, f.eks. i sommerperioden, må nitratet fjernes før retur til den anaerobe sonen. Dette gjøres ved å legge inn en denitrifiserende sone hvor nitrat kan omdannes til fritt nitrogen. Et slikt denitrifikasjonstrinn vil være en selvfølgelig del av et renseanlegg som skal besørge både biologisk fosfor- og nitrogenfjerning. Mulige anleggsutførelser er nærmere kommentert i kap. 4.2.

Biologisk fosforfjerning har et pH-optimum i området 6,6-7,4, og lavere pH-verdier synes å ha en negativ effekt (Tracy and Flammino, 1985).

Undersøkelser av temperaturavhengigheten gir et noe mer diffust bilde. Det synes klart at biologisk fosforfjerning er mindre temperaturfølsomt enn f.eks. biologisk nitrogenfjerning. God fosforfjerning er påvist ned mot 5 °C (Henze et al., 1992 og Oldham, 1979). Noen undersøkelser har til og med vist en bedring i effekt ved reduksjon fra 10-15 °C til 5 °C (Sell, 1981). Dette bekreftes ikke i andre batchstudier (Mamais and Jenkins, 1992). Flere kilder antyder dårligere fjerning ved lave temperaturer (McClintock et al., 1991 og Waltrip, 1991). En mulig forklaring er at lavtemperatur-perioden medfører mindre fermentering og dermed reduksjon i mengde lett tilgjengelig organisk stoff.

Som nevnt har vi her i landet gode erfaringer med kjemisk felling og begrensede tradisjoner for biologisk rensing. Vi har et relativt kaldt klima og et avløpsvann som typisk er ganske tynt (lite konsentrert). Det siste kan skyldes forhold av både teknisk og sosial karakter. I Norge har vann gjerne blitt betraktet som et overskuddsprodukt

som det ikke har vært nødvendig å spare på. Vannkvaliteten har tradisjonelt blitt betraktet som tilfredsstillende og forbrukerne har derfor ikke måttet bære store kostnader for vannbehandling. Vannforbruket pr. person er derfor høyere i Norge enn i de fleste andre land. I tillegg er det mange steder store lekkasjer i ledningsnettet. Dette resulterer ikke bare i økt vannforbruk men også i økt innlekking i avløpsnettet. Fortynningseffekten av lekkasjene er opplagt og normalt vil innlekkingsvannet være kaldt og derved også gi nedkjøling av avløpet. Husholdningsvaner vil også påvirke konsentrasjonen av avløpet. Avfallskverner i utslagsvasken er vanlig i en del land men lite utbredt hos oss.

De topografiske forholdene i Norge tilsier at avløpsnettet oftest er lagt med gode fallforhold med begrenset behov for pumping. Dette gjør at avløpet normalt er aerobt (oksygenholdig) ved innløp til renseanlegget. Aerobt avløp er gunstig mhp. korrosjon og luktproblemer men vil være en ulempe for biologisk fosforfjerning.

4.4. Eksempel på fullskala-anlegg med biologisk fosforfjerning

I dette kapittelet er noen nøkkeldata fra tre kommunale avløpsrenseanlegg i hhv. Canada (2 stk.) og Nederland (1 stk.) presentert. Prosjektgruppen har besøkt de to anleggene i Canada; Kelowna og Penticton.

4.4.1. Kelowna, Canada

Byen Kelowna ligger ved Okanagan Lake i British Columbia, Canada og har et innbyggertall på ca. 60 000. Okanagan har vært utsatt for store nærings salt-utslipp og deler av dette har vært fra kommunalt avløpsvann. I 1975 ble et 5-trinns Bardenpho-anlegg bygget basert på erfaringer fra Sør-Afrika. På grunn av lave temperaturer og til tider fortynnet vann er dimensjoneringskriteriene konservative og forholdene interessante for sammenligning med norske forhold.

Prosessbeskrivelse og resultater

Anlegget er av Bardenphotypen og kan kalles en hovedstrømsprosess. Slike utforminger kjennetegnes ved at hele vannstrømmen passerer gjennom den anaerobe sonen (hovedstrøm) og er nærmere beskrevet i kap. 4.2.4.

Typiske analysedata og renseeffekt fremgår av tabellen nedenfor.

Tabell 2 Erfaringsdata (1992) fra Kelowna, Canada

	Råvann (mg/l)	Utløpsvann (mg/l)	Rense- effekt (%)
BOD	225	1,81	99,1
TKN	30	2,2	92,7
NH₃-N	-	0,9	
NO₃-N	-	2,1	
Tot-P	7	0,16	97,7
Orto-P	-	0,1	
SS	200	0,8	99,6

* Nøkkeltall:

Flow: 10 000 m³/h

Temp: 9 °C

HRT (Hydraulisk oppholdstid): 21 timer

SRT (Slamalder): 35 dager (vinter), 22 dager (sommer)

* Det er oppnådd svært bra resultater som tabellen over viser. Det må bemerkes at det i perioder har skjedd en støttedosering av aluminium som har bidratt til den høye fosfor reduksjonen.

* På grunn av lavt BOD/P-forhold i innløp til biotrinnet tilføres det en intern karbonkilde. Denne produseres ved at slam fra forsedimenteringen fermenteres og slamvann med høyt innhold av lett nedbrytbare fettsyrer ledes tilbake til biotrinnet. Disse syrene bidrar til den biologiske fosforfjerningen.

* Man har brukt lang tid på å oppnå optimal renseeffekt ved Kelowna, noe som skyldes den begrensede forståelsen man hadde av Bio-P prosessen på begynnelsen av 80-tallet. I dag viser erfaringer at man kan forvente full renseeffekt etter ca. 6 måneder.

4.4.2. Penticton, Canada

Byen Penticton ligger i Okanagan Valley i British Columbia, Canada. Byens aktivslamanlegg ble bygget i 1960 for en hydraulisk belastning på 5500 m³/d. I 1970 ble anlegget utvidet med kjemisk felling for fosfatreduksjon. Et nytt og utvidet anlegg ble satt i drift høsten 1990 og omfatter biologisk fosforfjerning. Anlegget har en maks. hydraulisk kapasitet på 36200 m³/d.

Prosessbeskrivelse og resultater

Anlegget er basert på UCT-prosessen som er utviklet i Sør-Afrika.

Dette er en hovedstrømsprosess og prinsippet er nærmere beskrevet i kap. 4.2.4.

Typiske analysedata og renseeffekt fremgår av tabellen nedenfor.

Tabell 3 Erfaringsdata (1992) fra Penticton, Canada

	Råvann (mg/l)	Utløpsvann (mg/l)	Renseeffekt (%)
SS	192	0,6	99,6
Tot-P	7,4	0,63	92
COD	363	10,4	97
BOD	ca. 200	5	97
NH₃-N	ca. 300	1,0	96

* Nøkkeltall:

Flow (midlere): 11 000 m³/d

Temp: 7-24 °C

* Penticton bruker intern karbonkilde for å forbedre fosforreduksjonen. Denne karbonkilden produseres i en "complete mixed fermenter", i motsetning til Kelowna som har en "static flow through fermenter". I en complete mixed fermenter skjer fermenteringen i en omrørt reaktor og slamseparasjonen skjer i et annet trinn, f.eks. i anleggets forsedimentering. I en static flow through fermenter skjer derimot fermenteringen og separeringen samtidig i en fortykker-lignende reaktor. Forsøk viser at complete mix fermenter kan produsere betydelig mer fettsyrer (ca. 50% mer) enn static flow through. På den annen side kan driften bli mer ustabil og komplisert. Disse faktorene vil påvirke optimaliseringen av Bio-P prosessen.

* Det brukes sjelden kjemikaliedosering til fosforfjerning.

4.4.3. Bergambacht rensesanlegg, Nederland

På grunn av nye utslippskrav for kommunalt avløp må Nederland redusere utslippene av fosfor og nitrogen med ca. 75% før 1995. Nitrogen kan fjernes gjerne ved nitrifikasjon og denitrifikasjon i et aktivslamanlegg; det er derfor nærliggende å bygge ut biotrinnet til også å omfatte biologisk fosforfjerning. Bergambacht-anlegget i Nederland er et Phostripanlegg som betjener ca. 7 000 pe. Anlegget ble satt i drift i 1987.

Prosessbeskrivelse og resultater

Phostripanlegget i Bergambacht er en såkalt sidestrømprosess, hvor en del av returslammet blir ført til en anaerob tank der fosfatene blir frigjort ved tilførsel av acetat. Supernatanten med fosfatene blir tilsatt kjemikalier og orto-P felles ut. Klareringsfasen med det fosfatfrie vannet går tilbake til innløp biotrinnet. Sidestrømsprosessen er nærmere beskrevet i kap. 4.2.5.

Typiske analysedata og renseseffekt fremgår av tabellen nedenfor.

Tabell 4 Erfaringsdata fra Bergambacht rensesanlegg, Nederland

	Råvann (mg/l)	Utløpsvann (mg/l)	Renseeffekt (%)
BOD	ca. 200	<10	95
TKN	45	-	-
Tot-N	-	ca. 9,3	79,3
Tot-P	8	ca. 0,4	95
Orto-P	-	0,2	-

- * Nøkkeltall:
 Slambelastning: 0,05-0,07 (kgBOD/kgTS*d)
 Flow (maks.): 7 200 m³/d
 Temp: 11-20 °C
- * Nitrogenfjerning oppnås med avbrutt lufting og lav slambelastning.
- * Acetat tilføres til den anaerobe tanken (Phostrip tank) for frigjøring av fosfationer, som deretter felles ut med hjelp av kalk eller aluminium. Tot-P i utløpet har, som følge av disse kjemikalietilsetningene, gjennomsnittlig vært klart under 1 mg/l.

5. Industriavløp til kommunalt nett - betydning for renseprosess og slamkvalitet

5.1. Kildeoversikt Groos

Oversikten baseres på informasjon fra kommunens eget kildeprosjekt som gjennomføres i forbindelse med saneringsplanen.

Tabell 5 Industriavløpsregister for GRIMSTAD kommune

nr.	bedrift	karakteristikk
100	Fuhr-Grimstad Gartneri A/S	* Vaskevann til avløp kan gi høy pH * BOF knyttet til råvarene: epler, rips, rabarbra, kirsebær. * Forbrukskjemikalier: kaustisk soda og kalsiumkarbonat
101	Punternvold K.G. A/S	* Framstiller vinråstoff fra druesaft
102	Grimstad Konserverfabrikk A/S	* Vaskevann til avløp kan gi høy pH * Høy BOF ¹ tilknyttet ulike grønnsaker * Forbrukskjemikalier smøreolje, kaustisk soda, eddiksyre, kalsium-sulfat og lim
103	Helmershush Turisthotell	* fettholdig vaskevann til nett
104	Næringsmiddeltilsynet i Aust-Agder	* Forbrukskjemikalier: saltsyre, amylalkohol, NaOH + diverse uorganiske kjemikalier
450	Grimstad Trykkeri	* Trolige utslipp av fikseringsvæske og fremkallingsvæske * Vasking av maskiner (Glufo vask 333)
451	Fevik Trykkeri	* Trolige utslipp av fremkallingsvæske * Vasking av maskiner (løsemiddel)
452	Grimstad Adressetidende a/s	* Mulig utslipp av fremkallingsvæske
500	Finsam Industries Ltd A/S	* Råvarer: stål * Forbrukskjemikalier: xylen, poliol, isocyanat, smøreoljer, white spirit, tynner/lakkprodukter
501/ 506	Nymo mekaniske verksted	* Råvarer: Stål * Forbrukskjemikalier oljeprodukter, maling, primer, bunnstoff, white spirit/tynner/lynol, avfettingsmiddel
502	Svennevig & Ødegård	* Råvarer: aluminium og syrefast stål * Forbrukskjemikalier: oljeprodukter, white spirit og voks
503	Scandia Contracting a/s	* Råvarer: Stål * Forbrukskjemikalier: oljeprodukter
504	Grimstad Mek. verksted a/s	* Råvarer: Stål * Forbrukskjemikalier: kjølevæske og oljeprodukter

¹BOF₇ i stikkprøve fra avløp 1 280 mg O/l (manometrisk)

505	Igland A/S	* Råvarer: Stål * Forbrukskjemikalier: kjølevæske, oljeprodukter, lakk/primer, tynner, white spirit
650	Grimstad Apotek	* Ingen anmerkninger
800	Grimstad Vulkanisering A/S	* Nedvasking to ganger i året
801	Otto's plastservice A/S	* Råvarer: glassfibermatte * Forbruk av kjemikalier: styren, gelcote, aceton og endel lakk * Trolig leverandør av spesialavfall til nett
802	Skarpnes Sementstøperi A/S	* Råvarer: sement, formolje og fargestoff
803	Joda Båtbyggeri A/S	* Råvarer: Polyester * Forbrukskjemikalier metylklorid og herder
804	Marex A/S	* Råvarer: Polyester * Forbrukskjemikalier: Herder og metylklorid
805	Sør Båt A/S	* Råvarer: Polyester og glassfiberduk * Forbrukskjemikalier: metylklorid og herder
806	Fevik Auksjoneforretning	* Trolig utslipp av malingrester * Forbrukskjemikalier: Kaustisk soda, eddiksyre, malingrester
807	Agder Ingeniør- og Distriktshøgskole	* Forbrukskjemikalier: Olje + diverse kjemikalier
808	Scand Boat	Forbrukskjemikalier: Polyester, herder, aceton, gelcote
809	Agderforskning	* Forbrukskjemikalier: saltsyre, NaOH + diverse uorganiske kjemikalier

Kilde: Grimstad kommune, 1992

Kommentarer til tabellen:

Det er de to bedriftene Fuhr-Grimstad Gartneri A/S og Grimstad Konserverfabrikk A/S som under normal drift kan influere på et Bio-P-anlegg gjennom å²:

- høyne pH i innløpet til verdier over 9 (pH-verdier på 10,1 ble registrert ved renseanlegget i overvåkingsprosjekt presentert i vedlegg III / pH-verdier på over 11 har vært registrert ved anlegget tidligere).
- tilføre høye konsentrasjoner med organisk materiale i løst og partikulær form (sesongavhengig).

Både Fuhr-Grimstad Gartneri A/S (vaskevann/avfall) og Grimstad Konserverfabrikk A/S (vaskevann-konservering³) er potensielle leverandører av eddiksyre eller annet lett omsettbart organisk materiale (som f.eks stivelse) til nett. Dette kan i kontrollerte former utnyttes på en positiv måte bl.a. for rask etablering og opprettholdelse av en fosfatakkumulerende kultur i et Bio-P-anlegg.

²bedriftene har fått pålegg av Grimstad kommune om å nøytralisere eller fortenne utslippene med kaustisk soda (resultat av kommunens kildeprosjekt).

³Eddiksyre i konsentrert form kan gi lav pH i innløpsvann.

Verkstedsindustri og fritidsbåtprodusenter kan være akuttleverandører av spesialavfall som olje og løsemidler. Det virker imidlertid som om disse med få unntak har greie avtaler for levering og behandling av spesialavfall. I endel tilfeller dumpes slike kjemikalier ukontrollert.

Uten fettavskiller vil bedrifter som Helmershus Turisthotell kunne avgi reelt store mengder med fett til kloaknett⁴.

Det er ikke koplet galvanoteknisk eller annen overflatebearbeidende industri til Groos-nettet.

Annen industri som inkluderes i kommunens kilderegistrering følger av tabellen under.

Tabell 6 *Bedrifter / Bransjer / Institusjoner knyttet til Groos-nettet*

Bransjer	Bedrift	antall
Motorverksted / oppretting	Agder karosseri og billakk a/s	
	A.T.S.	
	Auto Rep.	
	Bringsverd Biloppretting	
	Båt og Motorservice	
	Diesel Marin	
	Felleskjøpet Rogaland Agder	
	Fevik Bilverksted	
	Fossdal Rep. Verksted	
	Grimstad Bil	
	Grimstad Billakking/R.K. Hansen	
	Grimstad Maskin	
	J.P.'s Auto A/S	
	Maskin Service	
	Motorservice D.s	
	Chr. Repstad & Sønner	
	Solaas Hydraulikk A/S	
Stiansen Auto		
Thygesen Billakking		
Bensinstasjoner	Fevik Servicesenter	
	Grimstad Autosenter	
	Grimstad Bensinstasjon	
	Grimstad Finaservice	
	Grimstad Servicesenter A/S	
	Grimstad Texacostasjon	
Storkjøkken/Bakerier		23 stk.
Kjøttforedling / utsalg		12 stk.
Leger		7 stk.
Tannleger		8 stk.
Skoler		17 stk.
Institusjoner		4 stk.
Veterinærer		2 stk.

Kilde: Grimstad kommune, 1992

⁴bedriften er pålagt å installere fettavskiller (resultat av kommunens kildeprosjekt).

Kommentarer til tabellen:

- Bilverksteder, bensinstasjoner er potensielle leverandører av oljeprodukter og løsemidler. Disse er / skal være utstyrt med olje- og bensinutskillere.
- Storkjøkken og kjøttforedling er leverandører av fett og protein.
- Tannleger er i fokus som leverandører av Hg. Mengdene som "eventuelt" tilføres nettet i Grimstad, har ikke vært registrert i slamprøver frem til dato.

5.2. Industriavløpets betydning for renseprosess og slamkvalitet

Biologisk fosforrensing er avhengig av at spesielle bakteriekulturer såkalte Poly-P-bakterier anrikes. Som alle biologiske prosesser vil biologisk fosforrensing være mer eller mindre følsom overfor kjemiske og fysiske endringer i innløpsvannet til et renseanlegg.

Det vil også settes krav til det produserte kloakkslammets innhold av tungmetaller og andre miljøgifter (tabell 7).

Tabell 7 *Maksimalt tillatt innhold av tungmetaller i slam angitt i mg/kg TS*

Tungmetaller	Jordbruks- /Skogbruksareal	Grøntareal
<i>Gruppe 1</i> Kadmium (Cd)	4	10
<i>Gruppe 2</i> Bly (Pb) Kvikksølv (Hg)	100 5	300 7
<i>Gruppe 3</i> Nikkel (Ni) Sink (Zn) Kobber (Cu) Krom (Cr)	80 700 1000 125	100 3000 1500 200

Kilde: SFT, 1993

Nedenfor gjennomgås kort hvordan endringer i endel kjemiske og fysiske parametere kan påvirke renseprosess og slamkvalitet.

Endringer i temperatur

Biologiske prosesser er påvirket av temperaturen i innløpsvannet. For bakterier som vokser i temperaturområdet fra 5 - 20 °C vil aktiviteten øke med temperaturer over 20 °C innenfor et relativt smalt temperaturområde for så å avta drastisk over og noe mindre drastisk under temperaturgrenser. Fallet i biologisk aktivitet skyldes, ved øvre temperaturgrense, termisk denaturering av proteiner og antagelig også av cellestrukturer som membraner.

Biologisk fosforrensing er relativt tolerant overfor lave temperaturer. Med mindre spesielle industrier er tilknyttet og dominerende i kloakknett vil temperaturen i innløpsvannet variere lite fra dag til dag. Resultater fra overvåkningsprosjektet (vedlegg III) viser temperaturvariasjoner mellom 12 og 16°C til Groos.

Akutte endringer av pH

Det finnes spesialiserte bakterier som tolererer lave pH-verdier ($1 < \text{pH} < 6$) og høye pH-verdier ($8 < \text{pH} < 11$). Det normale er imidlertid at bakterier trives best i det nøytrale området av pH-skalaen. Ved for lave eller høye pH-verdier hemmes eller ødelegges enzymer og/eller andre cellestrukturer. Det er spesielt akutte innslag av surt innløpsvann som bør unngås i forbindelse med biologisk fosforrensing. Tracy og Flammino (1985) har bl.a. vist at pH-verdier under 6,6 er uforenlig med effektiv fosforfelling. Hao og Chang (1987) viser optimal fosforfelling i renkulturer av *Acinteobacter* ved pH 7,0 og at bakteriene er aktive ved pH 8.

Endel industriavløp kan gi store og raske variasjoner i pH. I Grimstad er det rutiner knyttet til rengjøringsprosedyrer i næringsmiddelindustri som kan resultere i høye pH-verdier inn på renseanlegget fra tid til annen (vedlegg III).

Endringer i konsentrasjon og sammensetning av organisk fraksjon

Kunnskap om tidsvariasjoner i konsentrasjoner og sammensetning av den organiske fraksjon i kloakkstrømmen er nødvendig for å beregne slambelastning som den sentrale driftsparameter i et aktivslam anlegg (Balmér et al., 1985).

Kompakte biologiske systemer vil være følsomme overfor støtbelastninger. Ved tilførsel av avløp fra næringsmiddelindustri er det ikke uvanlig at konsentrasjonen av og forholdet mellom BOF_7 og KOF viser store døgn- og årstidsvariasjoner. Dette kan være en aktuell situasjon for Groos renseanlegg med bedrifter som Grimstad Konservesfabrikk A/S og Fuhr-Grimstad Gartneri A/S tilknyttet kloakknett. Det kan være aktuelt å etablere muligheter for å generere fettsyrer til Bio-P-anlegget spesielt i deler av året med lav aktivitet i nevnte bedrifter (jfr. kapittel 4.2.4.).

Endringer i fosfor og nitrogenkonsentrasjoner

Fosfor og nitrogen er viktige næringsstoffer for opprettholdelse av balansert vekst og aktivitet i biologiske systemer. Industriavløp vil kunne skape store variasjoner i forholdet mellom nitrogen og fosfor og i hvilken form og konsentrasjoner disse gjødselstoffene foreligger i innløpsvannet. For biologisk fosforreduksjon er et gunstig forhold mellom KOF og totalfosfor viktig og bør ikke ligge under 30:1 (Reddy 1991). Tilstedeværelse og konsentrasjoner av elementer som jern er også av betydning for tilgjengeligheten av fosfor.

Høye NO_3^- - konsentrasjoner i innløpet til det anaerobe primærtrinnet i et Bio-P-anlegg vil kunne ødelegge for seleksjonen av den fosforakkumulerende bakteriekultur. Dette skjer bl.a. gjennom etablering av en generell denitrifikasjon som konkurrerer med syntese av intracellulære polyfettsyrer. Problemet behøver imidlertid ikke være akutt dersom tilgangen på BOF og spesielt flyktige fettsyrer i nødvendige konsentrasjoner er stabil (Carlson, 1992 og Carlson et al., 1991). Industriavløp som ligger tidsmessig nær renseanlegg og som tilfører støtbelastninger av NO_3^- kan imidlertid være fatale for

oppretholdelsen av en stabil fosforakkumulerende kultur. Det samme gjelder ved retur av NO_3^- , etter eventuell nitrifikasjon i aerob fase (aktuelt ved høy slamalder). Resultater fra overvåkningsprosjektet (vedlegg III) tyder ikke på et potensielt NO_3^- -problem ved Groos renseanlegg.

NH_4^+ vil ikke ha samme fatale virkning på et Bio-P-anlegg. Det kan derimot godt tenkes en kombinasjon mellom nitrifikasjon og denitrifikasjon / fosforfelling i et renseanlegg, fordi en stor del av de fosforakkumulerende bakteriene anvender lagret organisk materiale for respirasjon av NO_3^- istedenfor O_2 , men fortsatt under akkumulering av fosfat i polyfosfater (Carlson, 1992).

Endringer som følge av miljøgifter

SFT grupperer miljøgifter på følgende måte:

Avfallsgruppe	Avfallstype
1	spillolje
2	oljeavfall fra renseanlegg for oljeholdig avløpsvann
3	oljeemulsjoner
4	organiske løsemidler
5	maling- lim-, lakk- og trykkfargeavfall
6	destillasjonsrester
7	tjæreavfall
8	avfall som inneholder kvikksølv eller kadmium i kjemisk forbindelse eller i metallisk tilstand
9	Avfall som inneholder vannløselige kjemiske forbindelser av: bly (Pb) nikkel (Ni) kobber (Cu) arsen (As) sink (Zn) selen (Se) krom (Cr) barium (Ba)
10	avfall som inneholder cyanid
11	kasserte plantevernmidler

SFT, 1990: "Vårt felles miljø"

- Felles for alle avfallsgrupper er at de i relativt lave konsentrasjoner kan gi akutte forgiftninger både på aerob kloakkbehandling og anaerob stabilisering av slam.⁵
- Tilstedeværelse av disse avfallsgruppene i slam kan føre til store merutgifter knyttet til deponering og/eller spesialbehandling.
- Uansett vil påvisning av miljøgifter i slam føre til negativ omtale og derigjennom vanskeliggjøre omsetning til potensielle brukere i nærmiljøet.

⁵Miljøgifter vil også kunne hope seg opp i næringskjeden (fra planter til dyr) med akutte helseeffekter, død eller skader på arveanleggene som resultat. Planter som dyrkes på jord tilsatt kontaminert kloakkslam kan være starten på en slik opphopning.

Akutte giftvirkninger av stoffene i gruppene 1-7 knyttes oftest til deres evne til å destabilisere membraner og proteiner. I små konsentrasjoner kan dessuten aggregeringsevnen (sedimenteringsevnen) for slamfnokker i aktiv-slamlegg forringes kraftig. Når det gjelder slam har Senter for Industriforskning kartlagt de viktigste organiske mikroforurensingene som kan være til stede. Resultatene fra disse undersøkelsene viser lave konsentrasjoner sammenliknet med tilsvarende i f.eks svensk slam (Holdhus, 1992).

Noen aktuelle organiske miljøgifter er:

- **p-Nonylfenol:** En viktig emulgator i industrivaskemidler. Nonylfenol er den miljøgiften det finnes mest av i slam. Forbindelsen er ikke påvist å være toksisk for mennesker og brytes relativt raskt ned i jord.
- **Dioksiner:** Stoffgruppen har ulike forbrenningsprosesser spesielt i smelteverks-industri og treforedlingsindustri som de viktigste kilder. Stoffgruppen er fettløslig og er mistenkt å være mutagen. I de senere år har dioksinproblematikken vært svært aktuell og er kanskje hovedårsak til at svensk slam var uønsket i det svenske jordbruket i midten på 80-tallet. Utover i 90-årene har tiltak spesielt i treforedlingsindustrien ført til at dioksin-problematikken er minimalisert i vårt naboland. Dioksin vil praktisk talt ikke kunne transporteres i plantevev og opptak fra jord vil derfor være uinteressant.
- **Klorerte alifater:** Stoffene brukes i hovedsak som løsningsmidler og forekommer bl.a. i kosmetika av ulike typer.
- **Toluen:** Benyttes for å heve oktantallet i drivstoffer. Stoffet brytes raskt ned i jord (under tilgang på O₂).
- **Polysykliske Aromatiske Hydrokarboner (PAH):** Dannes bl.a. ved ufullstendig forbrenning og spres som luftbåren forurensing. Asfalt og gummi er andre PAH-reservoar. I svensk slam er det funnet verdier opp mot 50 mg/kg TS. Planteopptak er mulig fra PAH-holdig jord som har lavt humusinnhold.
- **Polyklorerte Bifenyler (PCB):** Knyttet til bruk i kondensatorer og transformatorer. Konsentrasjoner av PCB i jord er redusert vesentlig de senere år. Planter tar ikke opp PCB fra jorda.

Metaller vil ha ulike giftvirkninger på bakterier, f.eks ved å hemme oksydasjon av organisk materiale, hemming av fosfatopptak eller ved å endre sammensetningen av bakteriesamfunnet i renseanlegget.

Oppløsning av fnokkene i og slamflukt fra aktivt slam, målt som suspendert stoff, er observert ved tilsetning av alle konsentrasjoner av Zn, Cd og Hg mellom 0,1-1g/l (Neufeld, 1976).

Graden av giftvirkning avhenger foruten av metallet selv også av metallkonsentrasjon, formen som metallet foreligger på, type organisme som er tilstede (f.eks Bio-P-organismer), konsentrasjon suspendert stoff (ss), slamalder og generell sammensetning

av kationer. Når metaller foreligger i løst form ved konsentrasjoner på 20 mg/l er følgende giftighetsgradient overfor aktivslam-bakterier beskrevet (Mowat, 1976):

Hg>Ag>Cr (III)>Al>Fe>Cu>Ni>Cd>Co>Cr(VI)>Sn>Zn

Metaller fra ulike industrikilder, som tilføres kloakken som ioner, vil ofte reagere med partikler og felle ut i primærsedimenteringskar før biologiske trinn eller kompleksbindes med ulike organiske forbindelser (f.eks EDTA og sitronsyre). Ovenfor beskrevne gradient som gjelder metallene i løst form, er derfor ikke like aktuell i alle sammenhenger (kilder langt fra anlegg). Noen metaller vil dessuten være mer reaktive enn andre (f.eks Ni).

Metallene kan også avgiftes i det biologiske trinn gjennom kompleksering i polysakkarider som finnes i bakterienes cellevegger eller ved kompleksering til forbindelser som bakteriene skiller ut (Brown og Lester, 1979). Uansett om den biologiske aktiviteten forblir upåvirket vil slammet anrikes med tungmetaller. Slamkvaliteten og mulighetene for avsetning forringes derfor.

Når det gjelder Bio-P-prosessen spesifikt, er det vist at 5mg/l Cd, og 10 mg/l Pb, hemmer fosfatopptaket i batch-systemer som inneholder aktivt Bio-P-slam, mens 10 mg/l Zn også hemmer fosfatopptaket i såkalt *sequencing batch reactor* (Hao og Chang, 1988). Tungmetallene i de samme konsentrasjoner hadde imidlertid ingen innvirkning på KOF-reduksjonen. Det er spesielt enzymene som hydrolyserer (spalter) polyfosfatene som er følsomme for tungmetallforgiftning. Ni i konsentrasjoner helt opp til 10 mg/l er imidlertid vist å stimulere fosfatopptak.

Innslaget av miljøgifter i kloakken er sjelden et vedvarende fenomen. Det vil vanligvis dreie seg om akutte hendelser med fra minutter til timers varighet. Innslagene vil imidlertid vanskelig kunne forutsies da det normalt vil dreie seg om svikt i kildeseparasjonsrutiner ved konsesjonsbelagt industri eller ren uvitenhet hos enkeltpersoner som omgås slike forbindelser (verksteder, tannleger og laboratorier). Innslagene av en god del av miljøgiftene, spesielt tungmetallene, vil ofte være sammenfallende, noe som indikerer felles kilde (Balmér, 1985). Kvalitative analyser som beskriver enkelte industriavløps innhold av og forhold mellom miljøgifter, f.eks tungmetaller, vil kunne gi verdifull informasjon når årsaksforhold skal finnes ved dramatiske prosessforløp i et renseanlegg. Det finnes lite dokumentasjon på Grimstad-kloakkens innhold av tungmetaller. I tabell 8 gis en oversikt over miljøgifter, hvordan de påvirker mikrobiologiske prosesser og hvilken innvirkning de har på slamkvaliteter.

Tabell 8

En oversikt over parametere som kan ha innvirkning på biologisk aktivitet og fosforakkumulering i bakterier spesielt.

PARAMETER	Akutt problem for Grimstad / problemindustri	Effekt på mikrobiell aktivitet i renseprosess	Spesielle anmerkninger for Bio-P-aktivitet	Grenser som ikke bør under-/overskrides	Konsekvenser for slamkvalitet
Temperatur	Lave temperaturer / ingen spesielle kilder	Hemming av mikrobiell aktivitet	Relativt tolerante overfor lave temperaturer	Ikke < 5°C	-
pH	pH-verdier på 10-11 akutte pH-fall 4-5 / næringsmiddelindustri	Hemming av mikrobiell aktivitet I verste fall kan flora slå ut fullstendig	Bio-P-mikrober er lite tolerante overfor lave pH-verdier	pH bør være > 6.5 pH bør være < 9	-
Organisk fraksjon	Mulige støbelastninger / næringsmiddelindustrien	Ubalanse ved korte oppholdstider Lav slamalder	Ved biologisk fosforakkumulering er slamalder lav (se foregående rubrikk)	Avhengig av dimensjonering molforhold acetat:fosfat (1:1) ved NO ₃ ⁻ konsentrasjon ≈ 0	-
Næringssalter	Høye konsentrasjoner med NO ₃ ⁻ og PO ₄ ³⁻ / Grimstad Konserver. Muligens jordbruket	Næringssalter er viktig for en balansert mikrobiell aktivitet	Ved lave konsentrasjoner av flyktige fettsyrer (VFA), kan denitrifikasjon konkurrere ut fosforfelling	Støkiometrisk forhold C : N : P 100 : 5 : 1	Endring av gjødselverdi
Olje	Verksteder / Ingen kjente kilder	I høye konsentrasjoner vil korte alkaner og cycliske alkaner være giftige og hemme aktivitet Løslighet avhengig av temperatur - dess kaldere dess lavere giftighet	I høye konsentrasjoner vil korte alkaner og cycliske alkaner være giftige og hemme aktivitet	Normalt er grensen fra offshore industri 40 ppm	Dårlig slamkvalitet. Problemer med omsetning
Fett og såper	Hotelldrift	Kan løse opp frokddannelse / slamflukt	Kan løse opp frokddannelse og gi slamflukt	Bør unngås	Dårlig slamkvalitet. Problemer med omsetning
Org. miljøgifter	Ingen kjente kilder eller deponier	Hemming av mikrobiell aktivitet	Hemming av mikrobiell aktivitet	Bør unngås (< 1 ppm)	Deponering
Cyanid	Ingen kjente kilder	Akutt giftighet av cyanid ned til 0.1 ppm	Akutt giftighet av cyanid ned til 0.1 ppm	-	Ingen
Jern	Bør følges opp	Binder opp fosfor	Binder opp fosfor	-	Ingen
Aluminium	Ingen kjente kilder	Binder opp fosfor	Binder opp fosfor	-	Negative
Miljøgift - Kvikksølv	Dokumentasjon mangler	Hemming av mikrobiell aktivitet	Hemming av mikrobiell aktivitet	< 0.1 mg / liter	Ifr tabell 1
Miljøgift - Krom	Dokumentasjon mangler	Hemming av mikrobiell aktivitet/slamfl.	Hemming av mikrobiell aktivitet	< 1.0 mg / liter	Ifr tabell 1
Miljøgift - Bly	Dokumentasjon mangler	Hemming av mikrobiell aktivitet/slamfl.	Hemming av mikrobiell aktivitet (10 mg/l)	< 5.0 mg / liter	Ifr tabell 1
Miljøgift - Kadmium	Dokumentasjon mangler	Hemming av mikrobiell aktivitet/slamfl.	Hemming av mikrobiell aktivitet (5 mg/l)	< 1.0 mg / liter	Ifr tabell 1
Miljøgift - Nikkel	Dokumentasjon mangler	Hemming av mikrobiell aktivitet	Kan stimulere fosfor-opptak (10 mg/l)	< 5.0 mg / liter	Ifr tabell 1
Miljøgift - Kobber	Dokumentasjon mangler	Hemming av mikrobiell aktivitet	Hemming av mikrobiell aktivitet	< 5.0 mg / liter	Ifr tabell 1
Miljøgift - Zink	Dokumentasjon mangler	Hemming av mikrobiell aktivitet	Hemming av mikrobiell aktivitet (10 mg/l)	< 5.0 mg / liter	Ifr tabell 1

6. Sammenlikning av biologisk og kjemisk slam

Rensing av kloakk medfører produksjon av slam. Avhengig av type disponering må slammet gjennomgå ytterligere behandling for å tilfredsstille krav til stabilisering og hygienisering. SFT's hovedstrategi er at slammet skal betraktes som en ressurs hvorav minimum 75% skal kunne resirkuleres. Dette betyr igjen at ett eller flere produkter fra kloakkslam skal omsettes i lokale brukergrupper.

6.1. Slammets anvendelsesmuligheter

Potensielle brukergrupper for kloakkslam er:

1. Jordbruket
2. Grøntarealer
3. Hagebruk
4. Skogbruket

Jordbruket

Grimstad har relativt store kornarealer, ca. 4 700 daa i relativt små avstander fra Groos, og står derfor i en særstilling i Aust-Agder som potensiell avtager av kloakkslam (Jacobsen, 1990). For Grimstadregionen er det bare drøyt 800 daa. av dette arealet som er aktuelt for spredning av kloakkslam (Nilsen, 1993). Teoretisk skal disse kornarealene kunne ta i mot 160 tonn TS pr. år etter de nye forskriftene som tillater 2 tonn TS pr. daa. pr. 10 år⁶. I denne mengden inkluderes ikke det lokale jordbrukets behov ved nydyrking / bakke-planering som tillater engangsspredninger på opp til 4 tonn TS pr. daa.

Teoretiske spredearealer for kloakkslam i hele Aust-Agder er ca. 7 800 daa. (Nilsen 1993). Dette arealet vil ved 100% utnyttelse kunne motta 1 560 tonn slam.

Det er imidlertid knyttet endel usikkerhetsmomenter til denne disponeringsmuligheten.

1. Usikkerhet knyttet til holdninger

Jordbruket på Agder har liten erfaring med og heller ikke signalisert spesiell interesse i bruk av slam. På Østlandet har slam vært anvendt i jordbruket i mange år med gode resultater. Mens det i Skien opereres med ventelister for slamleveranser (Elstrøm 1990) er situasjonen i Aust-Agder at jordbruket først må gjennom en bearbeidings-/vurderingsfase. Jordbruket må få presentert slammets kvaliteter sammenholdt med de kostnadsbesparelser som f.eks kan ligge i gunstige avtaler med kommunen. Slike avtaler vil normalt dreie seg om gratis slam og rimelig eller gratis transport (i en introduksjonsfase). Hjelp til spredning kan også være aktuelt.

⁶høringsutkastet for nye forskrifter er oversendt Miljøverndepartementet og tillater 2 tonn pr. dekar over 10 år. Opprinnelig var mengden satt til 1 tonn (beskrevet i høringsutkastet).

- Forslag til tiltak

For å endre holdninger og stimulere interessen bør det etableres arbeidsgrupper der jordbruket er med på utarbeidelsen av disponeringsordninger. Det bør opprettes kontakt med aktuelle renseanlegg, f.eks på Østlandet, for å utnytte deres erfaring. Skien kan være aktuelt fordi ordningen med spredning av slam til jordbruket her er av nyere dato, og at ordningen ble utviklet i et nært samarbeide mellom jordbruk, teknisk etat i kommunen og Fylkeslandbrukskontoret (muntlig informasjon og "invitasjon fra" Holm, O., Fylkeslandbruks-kontoret, 1993).

2. Usikkerhet knyttet til behandlingsform

Erfaringer med slam til jordbruket tilsier at det er kalkverdien og slammet anvendt som jordforbedringsmiddel som hittil har hatt størst interesse for den enkelte bonde (Holdhus, 1992 og Vigerust, 1990). Dette kan bety at muligheten for volumreduksjon gjennom permanent stabilisering spesielt ved utråtning kan være mindre aktuell dersom jordbruket skal være største avtager. Spesielt gjelder det i områder med kalkfattig / kalktrengende jord.

- Tiltak

Det bør innhentes erfaringer fra jordbruksdisponering av slamalternativene. Det foreligger god dokumentasjon for utråtnet slam på jordbruksområdene rundt Malmø (Edner et al., 1992). Skien oppretter en samarbeidsgruppe som skal undersøke mulighetene for avsetning av utråtnet slam (muntlig informasjon Holm, O., Fylkeslandbrukskontoret, 1993). Jordbruket sitter sentralt i denne gruppa. I forbindelse med gjennomføringen av et slamprogram i regi av Statens forskningsstasjoner for Landbruket (SFL), kan det være aktuelt å legge opp forsøk ved SFL's forskningsstasjon i Landvik for å dokumentere egenskapene i ulike slamprodukter i tilknytning til eventuell videreføring av prosjektet i etablering av storskala renseanlegg for biologisk fosforrensing (Grimstadprosjektet, f.eks. i en pilotfase).

3. Usikkerhet knyttet til slammets gjødselverdi

Det er knyttet noe usikkerhet til hvorvidt kloakkslam har verdi som gjødsel (Holdhus, 1992). Endel behandlingsmåter vil også medføre tildels radikale tap av nitrogen (Holdhus, 1992, Vigerust, 1990 og Ofte, 1990). Fosfor fra kjemisk felt slam foreligger dessuten på former som gjør det lite tilgjengelig for plantene (Holdhus, 1992).

Biologisk fosforslam med forhøyede fosforverdier i polymerform som lett gjøres plantetilgjengelig, kan ha potensialer fremfor kjemisk slam.

KAMBI-prosessen omdanner, gjennom termisk hydrolyse, slammet til et produkt som skal kunne konkurrere med ren handelsgjødsel (NTNF-program: Ekspomil, 1992 og Holdhus, 1992). Dette kan være en aktuell behandlingsmetode i større enheter f.eks. Grimstad og Nidarkretsen samlet.

- Tiltak

Dokumentasjon på gjødselverdi av ulike slamkvaliteter må innhentes fra aktuelle prosjekter. Produksjon av mindre slammengder fra pilotforsøk gjør det mulig å prøve ut kalkstabilisert, utråt og tørrkompostert slam på aktuelle jordbruksareal i regi av SFL's slamprogram.

KAMBI-prosessen bør utredes nærmere.

Grøntarealer

Grøntarealer inkluderer avfallsfyllinger med behov for toppdekke, vegskråninger o.l som trenger "fyllmasse" og vegetasjonsdekke og grøntanlegg som f.eks parkanlegg, turveier og større trafikkøyer.

Gjennomsnittlige årlige disponeringsarealer i Grimstad og Aust-Agder vil grovt anslås å kunne ligge i området 30 og 120 daa. (Jacobsen, 1990). Hvorvidt dette arealet er aktuelt for slamdisponering er imidlertid usikkert. Disponibelt areal vil dessuten variere meget fra år til år.

Slamproduksjonen ved et biologisk renseanlegg på Groos vil gi ca. 2 000 m³ avvannet slam (25%) pr. år (400 tonn TS/år). Avhengig av behandlingsmetode vil det produseres slamprodukter i området 1 500 m³ - 5 500 m³ med 35% TS. Slike volumer vil kreve fra 32-90 daa årlig ved disponering av maksimal mengde (stabiliserte/hygieniserte produkter i tykkelse på opp til 5 cm).

Det foreligger ikke store usikkerheter knyttet til grøntarealer som disponeringsareal for kloakkslam. Brukerne vil imidlertid sette krav til struktur og konsistens i/av slamproduktet. Det er svært viktig at slamproduktet er 100% stabilt, m.a.o. luktfritt. Erfaringsmessig vil tørrkompostert slam ha kvaliteter som etterspørres (Vigerust, 1990). Dette gjelder krav til innhold av fremmedlegemer som plast, glass og metall. Tørrkompost vil dessuten til en viss grad kunne skreddersys til å gi produkter med ønsket konsistens (innhold og størrelse av karbonrikt materiale som bark og flis).

Hagebruk

Tørrkompostering eventuelt sammen med husdyrgjødsel, tang o.a. vil kunne gi produkter av interesse for hagebruk og veksthus. Markedet er volummessig neppe særlig stort i regionen vår. Imidlertid kan foredlede slam-produkter gi inntekter. Priser på 20-30 kr for sekkenheter på 10 kg kunne være veiledende. Tinn kommune betaler 450 kr/m³ for slam behandlet i trommelreaktor (minimum 22% TS).

Skogbruket

Avsetning til skogbruket har i lengre tid vært presentert som en mulig disponeringsmulighet for stabilisert og hygienisert kloakkslam. Sørlandet som nedslagsområde for sur nedbør gjør vitaliseringsaspektet ved bruk av slam interessant for vurdering.

Forhåpningene til skogarealer som disponeringsalternativ knyttes spesielt til kalkstabilisert slam, utråtet slam eller tørket slam som er foredlet til f.eks pelletsform. Norsk Institutt for Skogforskning (NISK) regner et TS-innhold på minst 30% som et krav til slamproduktene (Solbraa, 1990).

Usikkerhetene knyttet til denne muligheten er imidlertid store.

1. Usikkerhet knyttet til forvaltningens og skogbrukernes holdninger
Det har frem til nå vært en relativt lunken holdning og interesse fra sentral forvaltning til disponering av slam i skogbruket. I hvilken grad skogbruket selv ser jordforbedrings-/vitaliseringspotensialer i slamprodukter er noe usikkert. I beste fall vil holdningene og interessen være nøytral eller likegyldig.

- Tiltak

Det finnes relativt lite erfaringsgrunnlag her i landet som kan dokumentere effekter ulike slamprodukter kan ha for å stimulere gjenvekst og gjøre skogen sunnere. Etablering av feltforsøk for dokumentasjon av behandlet Bio-P-slam eller annet slam fra regionen vil i løpet av en 5-10 års-periode gi grunnlag for å inkludere eller ekskludere skogarealer som disponeringsmulighet.

2. Usikkerhet knyttet til transport og spredning

Det vil knyttes større begrensninger til høye transportkostnader og at store og ufremkommelige spredearealer krever teknologi som enda ikke er kommersielt tilgjengelige.

I tabell 9 presenteres en oversikt over de vanligste disponeringsmulighetene for behandlet slam fra et fremtidig renseanlegg ved Groos med veiledende avsetningsmuligheter i Grimstad. I en slamplan vil septikslam og slamproduksjonen fra Ruaker vurderes i tillegg, eventuelt i sambehandling med slam fra nabokommunene (Lillesand og Arendal).

Tabell 9 Disponeringsmuligheter for slam. Årsproduksjonen fra Groos renseanlegg beregnes til ca 400 tonn TS ved Bio-P-rensing og 880 tonn TS ved kalk/sjøvannsfelling.

Formål	Tonn TS pr. år	Tillatt dosering	Spesielle kvaliteter
Jordbruk	80 ⁷ 400 ⁸	2 tonn TS/daa/10år	Kalkingsmedium og jordforbedring
Grøntanlegg	100	3-5 cm tykkelse engangstiltak	TS>35% kompost m/bark
Grøntareal	100	3-5 cm tykkelse engangstiltak	Kompost m/bark
Skogbruk	0	50 m ³ /daa ⁹	TS>30% + f.eks Aske Kalkstabilisert slam gjærne i pelletsform
Dyrkingsmedium	åpent	slam max. 30% av produktvolum.	Struktur
Deponi	ikke kjent	< 2m fyllhøyde	-

6.2. Leveringsmuligheter ved ulike behandlingsmetoder

Ved avsetning til jordbruk, skogbruk og grøntareal skal slammet behandles på måter som gir hygienisering og stabilisering. Det finnes mange vel etablerte behandlingsmetoder og kombinasjoner av slike. Disse gjennomgås i vedlegg II.

⁷ ved disponering på 50% av potensielle avtagerareal i Grimstad

⁸ dersom Groosslammet *spesialiseres til Jordbruksformål* i Aust-Agder. 400 tonn = ca. 26% av teoretisk spredemengde.

⁹ Forslag fra NISK

Behandlingsmetodene som velges bør ved siden av å være kostnadmessig konkurransedyktige også kunne tilpasses til de krav som de lokale brukerne setter, dersom intensjonen er at hoveddelen av slammet skal kunne resirkuleres og ikke deponeres. Verdien av slammet for ulike brukergrupper vil dessuten være avhengig av den aktuelle renseprosessen. Det finnes tre hovedprosesser i renseanlegg:

1. Kjemiske anlegg

Felling med aluminium eller jern eller kalk. Kalkfelling skjer ofte i kombinasjon med sjøvann.

2. Biologiske anlegg (Bio-P-anlegg)

Biologiske anlegg for biologisk fosforrensing vil pr. dato være aktivslamsystemer (AS) spesielt tilrettelagt for å anrike bakterier som kan akkumulere fosfat i polyfosfater.

3. Kjemisk / Biologiske anlegg

Kombinasjoner mellom 1 og 2.

Den kjemiske sammensetningen av slammet vil være avhengig av hvilke rensemetoder som anvendes. Det vil nødvendigvis også være variasjoner som funksjon av kloakkens sammensetning og nedbørmengder. Rensemetoden vil også influere på tilgjengeligheten av fosfor i første rekke. Fosfor vil i råslammet finnes på flere former.

- Fosfor bundet i (løste) organiske molekyler
- Fosfor bundet i biomolekyler som en del av biomasse
- Fosfor bundet i tungtløslige metallsalter
- Fosfor bundet til større partikler, f.eks leirpartikler
- Fosfor bundet i polyfosfater
- Fosfor bundet i kalsiumforbindelser, f.eks hydroksylapatitt
- Fosfor som vannløslig ortofosfat

I biologisk slam vil størstedelen av fosforet foreligge som del av biomassen bundet i molekyler som gjør det tilgjengelig som plantenæringsstoff.

Bio-P-slam som er anrikt med fosfor for en stor del bundet i polyfosfater har enda større gjødselpotensialer.

I kjemisk slam foreligger fosforet bundet i sterke bindinger til enten aluminium eller jern og er i liten grad tilgjengelig som plantenæring.

Svensk erfaring tyder på at fosfor i kalkfelt slam har potensialer som plantenæring (Holdhus, 1992).

I tabell 10 gis en grov oversikt over sammensetninger i råslam som funksjon av behandlingsmetode. Fosforets tilgjengelighet markeres med T- eller T+.

Tabellen viser et slam som har en skjev næringssaltprofil dersom jordbruket skulle kunne bruke det som fullverdig gjødsel. Normalt vil både kjemisk felt slam og Bio-P-slam inneholde for lite nitrogen i forhold til fosfor. Kaliuminnholdet er dessuten forsvinnende lite.

Tabell 10 Grove overslag over sammensetningen av ulike typer råslam

Renseanlegg	Organisk fraksjon	Nitrogen	Fosfor	Al	Fe	Ca	K	Mg
	% av TS	% av TS	% av TS	% av TS	% av TS	% av TS	% av TS	% av TS
Kjemisk Al	50-60	2-2,5	1,5-2,5 (T-)	5-10		1-2	-0,2	-0,5
Kjemisk Fe	50-60	2-2,5	1,5-2,5 (T-)		9-13	1-2	-0,2	-0,5
Kalk (sjøvann)	40-55	1-2	~1,5 (T+)	Data mangler	Data mangler	Data mangler	Data mangler	Data mangler
Bio-P (AS)	70-80	3-4 ¹⁰	1,5-2,5(T+) ¹¹	Data mangler	Data mangler	Data mangler	Data mangler	Data mangler
Kjemisk / Biologisk	60-70	3-4	1,5-2,5 (T-) ¹²	Data mangler	Data mangler	Data mangler	Data mangler	Data mangler

¹⁰ %-andel avhenger av P-konsentrasjon i kloakk og netto uttaksvolum for slam.

¹¹ Gjelder for råslam ved aktuelle fosforkonsentrasjoner ved Groos. Slammet kan anrikes vesentlig (5-10% ikke uvanlig).

¹² Ved etterfelling vil en større del av fosforet være plantetilgjengelig

I tabell 11 fremgår hvilke endringer som slammet gjennomgår som funksjon av behandlingsmetode (behandlingsmetoder er gjennomgått i vedlegg II).

I tabell 12 gis en veiledende oversikt over aktuelle volumer av avannet råslam og volumer av slamprodukter sammen med vurdering av egnethet for ulike disponering.

Tabellene 11 og 12 viser at biologisk våtstabilisering gir fordeler knyttet til reduksjon av volum, mens produktenes gjødselverdier og potensialer som jordforbedringsmiddel reduseres. Det vil bl.a. inntreffe vesentlige nitrogentap og tap av fosfor vil kunne inntreffe ved utråting.

Ved kalkstabilisering økes volumene betraktelig. Erfaringene tilsier imidlertid at mulighetene for disponering til jordbruk og eventuelt til skogbruket økes.

Tørrkompostering (eventuelt av kalkfelt slam) gir vesentlig volumøkning, men bedre struktur og gjødselegenskaper i produktene. Nitrogentapet kan gjennom optimale C/N-forhold minimeres, bl.a. gjennom assimilering i mikrobiell biomasse (Bergersen et al., 1992). Disponeringsmulighetene er i første rekke knyttet opp mot grøntareal. Behovet vil vise større årsvariasjoner sammenliknet med f.eks. jordbruksavsetning.

Tabell 11 Oversikt over behandlingsmetodens innvirkning på slamkvalitet

Behandlingsmetode	Endring organisk fraksjon	Potensielt nitrogentap	Potensielt fosfortap	Reduksjon av TS	Anmerkninger
Aerob stabilisering og hygienisering	20-30% nedbrytning	opp til 50%	små	20%	
Anaerob stabilisering + hygienisering	40-60% nedbrytning	opptil 70% stort sett som NH ₄ ⁺	Ja (se anmerking)	30%	Potensielle nitrogentap på 60-70%. Anaerob stabilisering utløser muligens fosfor. For Bio-P-slam kan tapene være vesentlige, opp til 100% av polyfosfatfraksjon
Tørrkompostering	20-30% nedbrytning	små nitrogentap	ingen	økning p.g.a. tilsats	Nitrogen bindes i biomasse ved bruk av karbonrik flis, bark eller annen støttestfraksjon
Kalkstabilisering	ingen umiddelbar	15-20%	ingen	økning 20-50%	Fosfor som hydrokysylapatitt er tilgjengelig for planter
Langtidslagring	20-30% nedbrytning	opp til 50%	små	gradvis reduksjon	Ved langtidslagring av kalkstabilisert slam vil biologiske prosesser etableres når/dersom pH synker. Tapene vil bli som for aerob kompostering.
Tørking	2-3% damper av	15-20%	små	2-3%	
Forbrenning	100% tap	opp til 100%	ingen	varierer med askeinnhold Ca. 60%	

Tabell 12 Volumer og anvendbarhet av ulike slamprodukter fra ulike renseprosesser og slambehandlingsmetoder
Egnehetskoder: ++ Godt egnet + Muligheter¹³ (ofte spesielle krav) 0 Usikkert eller lite egnet

Type slam	Slam- volum Groos (m ³ /år) TS 25%	Behandlingsmetode	Volum Groos	Volum Groos + Ruaker	Volum Grimstad/ Arendal	Egnethet Jordbruk	Egnethet Grøntareal	Egnethet Skogbruk ¹⁴	Dyrknings- medium Hagebruk ¹⁵	
Kjemisk slam	2 400	Kalkstabilisering (⇒35% TS) ¹⁶	2 880	4 080	16 600	++	0	0	0	
		Tørrkompost. (⇒35% TS) ¹⁷	5 580	7 900	32 200	(+)	++	0	++	
		Utråting ¹⁸	1 680	2 380	9 700	(+)	+	+	0	
		Aerob stabilisering	1 800	2 500	10 000	+	0	+	+	
Kalkfelt slam	3 500	Kalkstabilisering	-	-	-	-	-	-	-	
		Tørrkompostering	6 800	10 000	-	+	++	0	++	
		Utråting	-	-	-	-	-	-	-	-
		Aerob stabilisering	-	-	-	-	-	-	-	-
Bio-P-slam	2 000	Kalkstabilisering	2 400	3 360	13 800	++	0	0	0	
		Tørrkompostering	4 650	6 500	26 700	+	++	0	++	
		Utråting	1 400	1 960	8 050	+	+	+	0	
		Aerob stabilisering	1 600	2 100	8 800	+	0	+	+	
Bio-P-/ Kjemisk	2 400	Kalkstabilisering	2 880	4 080	16 600	++	+	0	0	
		Tørrkompostering	5 580	7 900	32 200	(+)	++	0	++	
		Utråting	1 680	2 380	9 700	(+)	+	+	0	
		Aerob stabilisering	1 800	2 500	10 000	(+)	0	+	+	

¹³Produktene må foredles før bruk.

Kompost til jordbruk må inneha spesielle strukturkrav og kan være oppblandet med husholdningsavfall / grøntavfall. Produkter til skogbruket bør ha tørrstoff > 35% og helst foredlige i en pelletert form.

Vekstmedier er som oftest tørrkompostprodukter, andre slamprodukter må etterlandes med annet strukturmateriale

¹⁴slam som skal anvendes til skogbruk må foredles m.h.t. konsistens og eventuelt tilsatser av aske o.l. for å gi gunstige pH, buffer- og ionebytteregenskaper. Pellets er beskrevet som en gunstig form på vitaliseringsprodukter til skogbruksformål.

¹⁵Produkter kan ikke inneholde mer enn 30% hygienisert og stabilt slam og må foredles gjennom tilsatser av struktur og konsistensgivende materiale

¹⁶Det regnes en økning på 20% ved dosering 500 g CaO/tonn TS

¹⁷slamvolum utgjør 43% av ferdig kompostvolum

¹⁸Det regnes en reduksjon på 30%

7. Biologisk fosforfjerning i Grimstad

7.1. Mål for avløpsanlegget

Grimstad kommune har i sin saneringsplan fra juni 1991 (Frydenborg m.fl., 1991) definert følgende mål for avløpsanlegget:

"Avløpsanlegget skal utbedres/utbygges slik at "Nordsjøavtalens" bestemmelser om 50% reduksjon av utslipp av næringssalter til Nordsjøen oppnås, og at det tilfredsstillende krav gitt i utslippstillatelsen.

For å kunne løse lokale forurensningsproblemer er følgende målsetting med kvalitetskrav lagt til grunn for avløpsanlegget. Bedret vannkvalitet i:

- Bekker, livsvilkår for fiske
- Badevann, minstekrav fastsatt av helsemyndighetene (SFT)
- Havnebasseng, ingen synlige forurensninger
- Lukkede fjorder/basseng, ingen varig oksygenmangel"

7.2. Beskrivelse av avløpsforholdene i relasjon til biologisk fosforfjerning

Bakgrunnsinformasjon

Grimstad kommune hadde pr. 01.01.91 totalt 15.662 innbyggere, hvorav ca. 71% er lokalisert i de tre områdene som har eller planlegges å få offentlig avløpsrenseanlegg:

- Homborsund (320 personer); mekanisk/kjemisk renseanlegg
- Ruaker (2800 personer); ristanlegg
- Groos (8060 personer); mekanisk renseanlegg

Avløpsvann fra Ruakerområdet ledes i dag ut i resipienten via en mekanisk rist. Det oppnås ingen renseeffekt m.h.p. næringsstoffer. Resipientforholdene er imidlertid gode, og bygging av renseanlegg på Ruaker prioriteres etter utbygging av Groos renseanlegg.

Groos mekaniske renseanlegg ble satt i drift i 1989 og har utløp til Groosefjorden. Resipientundersøkelser utført av NIVA i perioden 1982-85 (Næs, 1986 og Wikander, 1986) ga klare indikasjoner på kloakkforurensning, med tidvis betydelige lokale ulemper. Utbygging av Groos renseanlegg vil dermed møte begge hovedmålene (kfr. kap. 7.1) for avløpsanleggene i Grimstad.

Groos rensedistrikt dekker Grimstad sentrum og de omkringliggende områder helt ut til Østerhus, Roresand og Vik. Noen nøkkeltall fra rensedistrikt og renseanlegg er vist i tabell 13.

Tabell 13 Nøkkeltall Groos rensedistrikt

Parameter	Verdi	År
Personer bosatt i rensedistriktet	8.060 personer	1991
Sum pe-belastning i rensedistriktet	14.668 pe	1991
Industriavløpsvann til renseanlegg	120.000 m ³ /år	1990
Fremmedvann til renseanlegg	1.400.000 m ³ /år	1990
Avløpsnett lagt som fellessystem		
- Lengde	22,5 km	1991
- Andel	27 %	1991
Tilknytningsgrad til offentlig avløpsnett	93 %	1991
Virkningsgrad på avløpsnettet	68 %	1991
Tilføringsgrad til renseanlegget	63 %	1991

Avløpssystem og behov for tiltak i ledningsnett og renseanlegg

I Groos rensedistrikt er ca. 27 % av avløpsnettet lagt som fellessystem, kfr. tabell 13. Dette innebærer at store vannmengder vil bli tilført renseanlegget i perioder med nedbør og/eller snøsmelting. Stor hydraulisk belastning og tynt avløpsvann er uheldig for enhver renseprosess, og spesielt stor for biologiske prosesser. Tre tiltak er i utgangspunktet aktuelle for å møte dette problemet:

- Separering (sanering) av avløpsnettet
- Fordrøyning/utjevning av tilrenningen til renseanlegget
- Hydraulisk kontroll gjennom styrt overløpsdrift, evt. kombinert med eget rensetrinn (rist/kjemisk felling) for overløpsvannet

I følge kommunens gjeldende planer vil saneringstiltak medføre at kun 3 % av avløpsnettet vil være av typen fellessystem i år 2000. Dette vil bedre forholdene, men betydelige fremmedvannmengder forventes fortsatt tilført avløpsnettet. Supplering med ett eller begge de to øvrige tiltak vil derfor være nødvendig. Dette vil bli nærmere vurdert i det omsøkte prosjektet "Biologisk fosforfjerning i Aust-Agder", datert 26.03.93.

Avløpsvannets kvalitet i relasjon til biologisk fosforfjerning

Værforholdene langs kysten i Sør-Norge kan sammenlignes med strøk hvor uoverdekkede biologiske anlegg er vanlig, f.eks. i Danmark og Canada. Grimstad anses således å ligge klimatisk gunstig an i norsk sammenheng. Biologisk fosforfjerning antas også å være noe mindre sårbar for lav temperatur enn f.eks. biologisk nitrogenfjerning.

En annen potensiell fordel i Grimstad er tilknytning av næringsmiddelindustri på nettet. Både Grimstad Konservesfabrikk A/S og Fuhr-Grimstad Gartneri A/S antas å bidra til en økning av avløpsvannets innhold av organisk stoff. Det er grunn til å tro at deler av dette karbonet er lett biologisk nedbrytbart og derved godt egnet for biologisk fosforfjerning. Utslipet fra slik industri vil imidlertid være preget av sesongvarisjoner.

Foreliggende analysedata for tilløpsvann til Groos antyder konsentrasjoner på 2-4 mg/l for Tot-P og 200 mg/l eller høyere for COD. En overslagsmessig beregning av tilgjengelig C/P-forhold antyder at forholdene kan ligge til rette for biologisk fosforfjerning (ref. C/P-krav nevnt i kap. 4.3). Det poengteres at disse data er basert på stikkprøver eller svært korte tidsserier (ref. vedlegg III) og kun må oppfattes som antydninger på mulig konsentrasjonsnivå. En nærmere karakterisering av avløpet i Grimstad må gjennomføres som en del av forprosjektet.

Fordi Grimstad idag ikke har videregående rensing, står man relativt fritt i valg av fremtidig utbyggingsløsning. Utnyttelse av og tilpasning til eksisterende anlegg vil ikke være avgjørende for prosessvalget. Pr. idag er ikke denne delen av landet pålagt krav om nitrogenfjerning. Skulle dette bli aktuelt i fremtiden, vil man sannsynligvis velge biologisk nitrogenfjerning. Dette vil relativt rimelig kunne oppnås ved utvidelse og en omlegging av styring/drift av et biologisk anlegg for fosforfjerning. Et eksisterende kjemisk anlegg må imidlertid kompletteres med helt nytt biologisk trinn. Ved tilpasning til et eksisterende kjemisk anlegg vil det være naturlig å velge en løsning basert på forfelling, etterfulgt av nitrifikasjon og deretter denitrifikasjon (etterdenitrifikasjon). En slik konfigurasjon vil kreve dosering av en ytre karbonkilde til nitrogenfjerningstrinnet og derved innebære en driftskostnad.

7.3. Foreløpig anbefaling for slambehandling og disponering

Det er tidligere utarbeidet en plan for behandling og disponering av slam for Aust-Agder. I rapporten "Behandling og disponering av kloakkslam i Aust-Agder", v/Jacob Jacobsen ble det for Groos/Ruaker foreslått i prioritert rekkefølge:

1. Sambehandling med Utnes ved utråting av avvannet slam
2. Tørrkompostering av kalk-/sjøvannsfelt slam i fellesanlegg
3. Utråting
4. Kalking

I tabell 14 vurderes disse metodene i forhold til behandlingskostnader, arealbehov, disponeringsmuligheter og grove anslag for resirkuleringsmuligheter (%).

Tabell 14 Vurdering av behandlingsmetoder og disponeringsmuligheter.

Behandling	Kostnader Kr/t TS	Spesielle arealbehov	Disponerings- muligheter	Dispo- nerings- mulighet (anslag)
Utråting i felles storanlegg v/Utnes	ca. 1000 2600 t TS/år	Produksjons- areal: Utnes mellomlagring ca. 5000 m ²	Jordbruk ** (skogbruk)	~ 25% av ferdig produkt
Tørrkompostering kalkfelt slam	ca. 1500 6000m ³ /år 2000 t TS/år	Frilandsareal ca. 6000 m ² Modningsareal ca. 6000 m ²	Grøntarealer Dyrkningsmed.	~ 50% av ferdig produkt
Kalkstabilisering	ca. 1500*	Mellomlagring ca. 4 daa.	Jordbruk Grøntareal (Skogareal)	~25% av ferdig produkt 1 400 t TS/år

* tallet gjelder som gjennomsnitt ved egne kalkingsanlegg ved Ruaker og Groos

** Kornareal tilgjengelig for spredning av kloakkslam er for Grimstad rundt 800 daa. og for Aust-Agder ca. 7 800 daa.

Etter vår mening er følgende behandlingsmetoder også aktuelle.

1) Trommelreaktorkompostering (vedlegg II)

Behandling av biologisk slam (25% TS) fra 15 000 pe (110 g TS/pe/år) fordrer 3 trommelreaktorer à 100m³ ved oppholdstider på minimum 10 døgn. Metoden krever langt mindre plass til mellomlagring og gir muligheter for å styre prosessen både med hensyn på produktets kvaliteter og hygieniseringsgrad og til problemer knyttet til avrenning og lukt.

Estimert arealbehov for 3 reaktorer m/ettermodningsplass er 1500 m². I Tinn kommune er det etablert et samarbeide mellom kommunen og Vaa Biomiljø a/s som fungerer meget bra. Investeringskostnadene for behandlingsanlegget ligger i området 2,5 - 3 millioner kroner som er direkte sammenlignbart med anslagene gjort i rapporten "Behandling og disponering av kloakkslam i Aust-Agder".

2) Termisk hydrolyse (NTNF-programmet: Ekspomil, 1992 og Holdhus, 1992)

Metoden er delvis utviklet for å tilfredsstille et antatt fremtidig krav fra jordbruket om forhøyede kvaliteter i slamproduktet. Metoden er under storskala-etablering ved HIAS (100 000 pe) og er allerede presentert for Aust-Agder-kommuner.

Rapporten konkluderer med at metoden kan være aktuell, men regner at prosessen først og fremst vil være konkurransedyktig som et sentralisert anlegg ved Utnes (dim. 64 000 pe) med utvidet kapasitet for Groos og Ruaker (25 000 pe). Dersom økonomien i prosessen er avhengig av inntekter fra landbruket, pekes på at disponibelt kornareale i Grimstad og Arendal er begrenset.

3) Biologisk slambehandling

Biologisk slambehandling er lite kjent i Norge, men vel dokumentert i Danmark (Nielsen, 1993). Metoden er lavteknologisk og krever ved normal drift nesten ikke tilsyn. Gevinsten er sterkt reduserte slammengder og små investeringskostnader utover kostnader til etablering av slambassenger som er arealkrevende (2-4 m² / 10 pe)

Foreløpig konklusjon

Dersom ambisjonsnivået om at slam skal utnyttes som en ressurs ved riktig behandling er retningsgivende og med grunnlag i at kornarealer på opp til 50% av 7 800 daa. kan anses som mottaker, gis følgende foreløpige anbefaling for behandling og disponering av Bio-P-slam.

- Kalking av Bio-P-slam for å lage et spesielt produkt for disponering i jordbruket i Aust-Agder.
Behandlingen sikrer mot fosfortap, gir relativt lave umiddelbare nitrogentap og tilbyr bøndene et kalkprodukt med jordforbedringsverdier og mulig biotilgjengelig fosfor.
- Sekundært kan frilands tørrkompostering vurderes (eventuelt reaktorkompostering).
Behandlingen forhindrer tap av fosfor og nitrogen, og vil gi produkter med jordforbedringspotensialer. Avsetning vil her for en stor del gå til grøntarealer og grøntanlegg.

Utråtning av avvannet slam gir vesentlig volumreduksjon. Prosessen fordrer større rensesanlegg (> 15 000 pe) for at konkurransedyktighet m.h.p. økonomi skal være mulig. Løsningen kan være aktuell ifall sentralt anlegg i Arendal kommune.

Andre metoder som termisk hydrolyse og biologisk slambehandling kan også være av interesse. Førstnevnte i et sentralt behandlingsanlegg. Løsningen fordrer imidlertid sikker avsetning i jordbruket, og er avhengig av inntjening på produkter for å drives med fornuftig økonomi.

Det er ingen erfaring med biologisk slambehandling i Norge som bl.a har relativt kalde vintere. Metodens muligheter bør således utredes nærmere før konklusjoner trekkes.

Oppfølging

- Dersom prosjektet i en eventuell videreføring produserer Bio-P-slam, vil det være av interesse å prøve ut ulike behandlingsmetoder i benkskala for å vurdere hvilken effekt de har på slammets kjemi og struktur. Spesiell interesse vil knytte seg til fosforinnhold.
- Statens Forskningsstasjoner for Landbruket (SFL) etablerer fra og med 1993 et forskningsprogram som skal vurdere gjødselverdier, jordforbedringseffekt og avrenning fra kloakkslam. Sekretariatet er lagt til SFLs forskningsstasjon i Landvik.

Ulike slamprodukter kan vurderes testet i rammen av dette programmet. Nærhet til SFL Landviks forsøksfasiliteter og kompetanse gjør at kloakkprosjektets grunnleggende mål om kompetanseheving / kompetansetilførsel blir ivaretatt i tillegg.

- Tilsvarende forsøk kan etableres på aktuelle skogbunnstyper. Erfaring fra slike forsøk kan etter noe tid aktualisere visse skogtyper som avtager av slam (5-15 år frem i tid).

7.4. Gevinster ved helhetlig vurdering av avløpsforholdene

En typisk norsk kommune består av et sentrumsområde, en eller flere tettsteder/greider og områder med spredt bosetting. Ved planlegging av avløpsløsninger vil det kunne være betydelige gevinster å hente ved å se hele kommunen, eventuelt flere kommuner, i sammenheng.

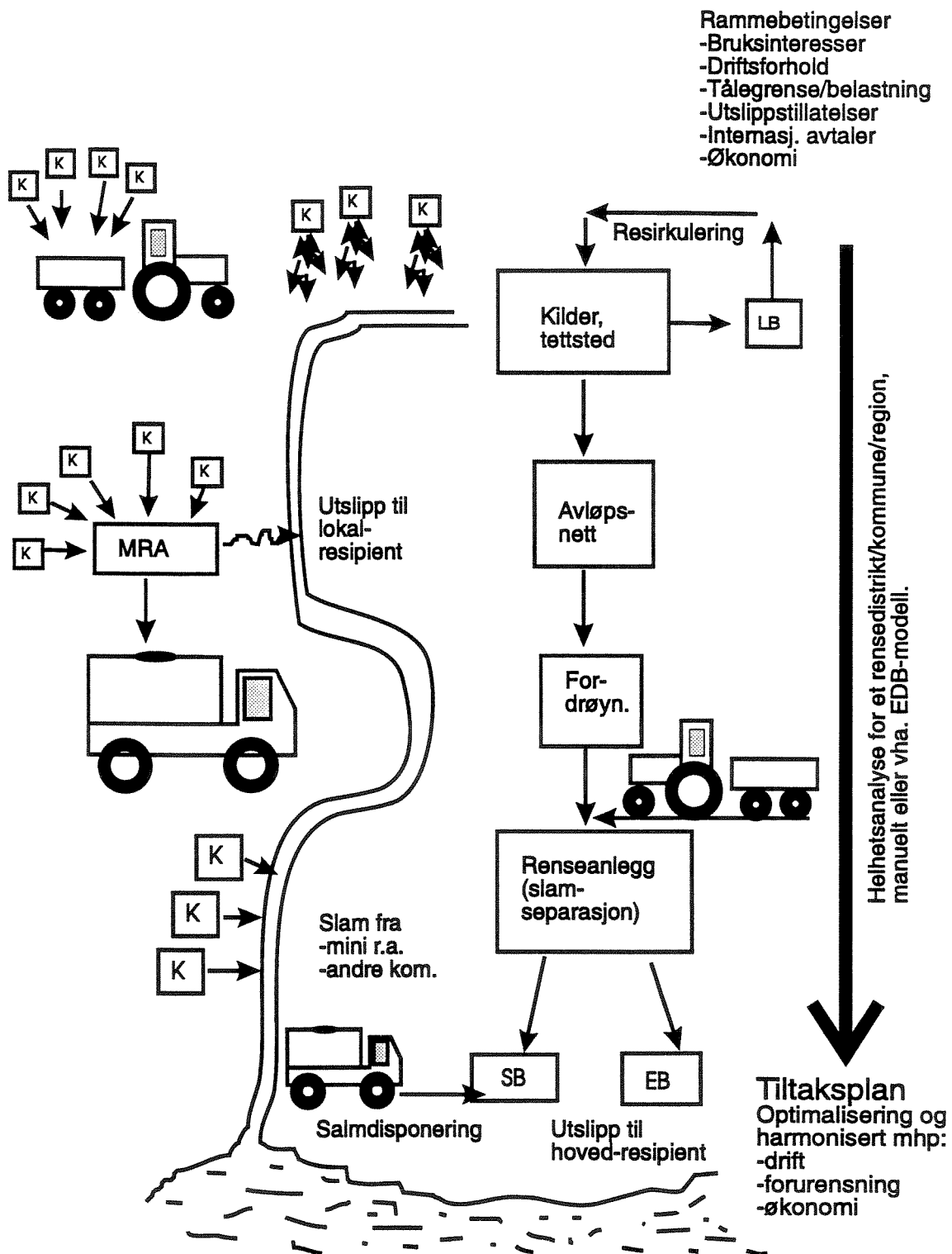
For sentrumsområdet er det viktig å optimalisere renseanlegget i forhold til faktisk og planlagt belastning. Belastningen kan i stor grad påvirkes gjennom tiltak ved større punkttilførsler (industri) og ved valg av avløpssystem/tiltak i avløpsnett. Også tiltak innen *vannforsyningen* (f.eks. redusert utlekking fra vannledninger) vil ha store positive effekter i avløpsanlegget.

For øvrige rensedistrikter i kommunen/regionen er det spesielle løsninger for slamhåndtering/behandling som kan og bør samordnes.

Denne type problemstillinger er prinsipielt illustrert ved hjelp av figur 6.

En god totalplan for vann, avløp og slam i en kommune/region vil gi såvel økonomiske som miljømessige gevinster. Det er igangsatt registreringsarbeid i Grimstad kommune som vil kunne være til stor nytte ved en slik helhetsanalyse, som anbefales gjennomført parallelt med forprosjektering av nytt renseanlegg i kommunen (Groos).

Helhetsanalysen kan gjennomføres manuelt, evt. i kombinasjon med en EDB-analyse av avløpsledningsnett og renseanlegg. Et slikt EDB-verktøy er for tiden under utvikling ved SINTEF og NIVA, under ledelse av NORVAR og finansiert av SFT.



Figur 6 Prinsippskisse for samordnet håndtering av avløpsforholdene.

8. Muligheter for Grimstad

Kapittel 3 understreket mulighetene for å bruke miljøtiltak som drivkraft til å skape aktivitet utover det å løse et konkret forurensningsproblem. Hvis man satser på å bygge et biologisk renseanlegg langs de konseptene som er skissert ovenfor, er det viktig å ha vyer, og ta med i totalregnskapet hvilke næringsmessige effekter dette kan gi. Grimstad ligger gunstig til i så måte: Det er et betydelig privat og offentlig forskningsmiljø i området, det er utdanningsinstitusjoner med et kompetansenivå opp mot sivilingeniørnivå, og det eksisterer en mekanisk industri av betydelig størrelse. De konkrete effektene/mulighetene av satsing på biologisk renseanlegg i Grimstad kan deles i tre grupper; miljøgevinster, næringsutvikling og utdanning.

8.1. Miljøgevinster

Biologisk fosforfjerning i det kommunale avløpsvannet vil kunne gi:

- Ren fjord
- Reduserte norske utslipp til Skagerrak
- Reduserte utslipp fra kontinentet: Norge ligger nedstrøms både utslipp til vann og luft fra kontinentet. Det er nødvendig å ha "feid i sin egen bakgård" for å kunne argumentere for at andre må rense.
- Mindre slamvolum
- Mindre kjemikalieforbruk
- Renere slam
- Mindre energiforbruk

8.2. Næringsutvikling

Satsing på ny renseteknologi i Grimstad vil kunne gi:

- Utvikling av et fagmiljø innen biologisk fosforfjerning: Det eksisterer idag ikke et fagmiljø i Norge innenfor de konseptene som er beskrevet ovenfor. Det er likeledes et svært begrenset miljø i Europa. Det må satses slik at det bygges opp et fagmiljø i Grimstad både på prosessiden, konstruksjonssiden og anvendelse av slam.
- Produktutvikling
- Produktforbedring
- Produktproduksjon
- Internasjonalt samarbeid

8.3. Utdanning

Det er behov for å styrke kompetansenivået hos personell tilknyttet renseanlegg av denne typen. Dette medfører derfor undervisningstilbud og aktiviteter knyttet til:

- Operatørsertifikater på forskjellige nivåer
- Inkorporering i AID's miljøteknikkstudium og FoU-virksomhet
- Internasjonal studentutveksling

Ut fra det ovenforstående åpner satsing på biologisk renseanlegg i Grimstad både for en styrking av et eksisterende fagmiljø og utvikling av nye arbeidsplasser innen FoU og produksjon.

9. Forslag til resipientundersøkelse i forbindelse med rens tiltak

9.1. Innledning

I forbindelse med konsesjonsbehandlingen av utslippssøknadene for rensanleggene vil miljøvernmyndighetene gi pålegg om resipientundersøkelser. Disse skal ha som generell hensikt "å følge utviklingen i den aktuelle resipient." Det vil også bli satt krav om at undersøkelsene starter minimum ett år før igangsetting av rensanlegget. Nedenfor er det derfor foreslått hvilket spesifikk formål en slik undersøkelse bør ha, hvilke fagelementer som bør inngå og hvorledes det bør gjennomføres. Det foreslåtte undersøkelsesprogrammet tar utgangspunkt i resipienten for Groos rensanlegg, Groosefjorden, men vil også generelt være gyldig for andre resipienter med utslipp fra kommunalt rensanlegg.

Resipientundersøkelsen skal selvfølgelig ha som hovedformål å besvare en lokal problemstilling. Det er imidlertid også svært viktig å se undersøkelsen i et større regionalt perspektiv og kople den opp mot eventuelle andre undersøkelser i området. På den måten kan faglige- og økonomiske ressurser bedre utnyttes. Et slikt opplegg vil også gi et bedre faglig grunnlag i en eventuell fremtidig diskusjon om ytterligere renskrav.

Resipientundersøkelsen må bygge på eksisterende kunnskap om fjordsystemet. Hovedmengden av de data som finnes fra Groosefjorden, er fra NIVA's undersøkelser i 1983-85: Bløtbunnsundersøkelser (Wikander, 1986) og hydrografi/hydrokjemi (Næs, 1986). Disse undersøkelsene ble dermed gjennomført før bygging av det mekaniske rensanlegget på Groos.

Det SFT-finansierte kystovervåkingsprogrammet (langtidsovervåking på strekningen Svenskegrensen-Bergen) har stasjoner i ytre del av Grimstads skjærgård. Undersøkelsene i Groosefjorden må faglig og gjennomføringsmessig koordineres med dette.

9.2. Formål

Hovedformålet med resipientundersøkelsen i Groosefjorden er å:

- beskrive den generelle miljøtilstanden i fjordområdet før og etter igangsetting av høygradig rensing på Groos rensanlegg.
- danne grunnlag for overvåking av resipienten.

Et delmål vil være at undersøkelsene i Groosefjorden, sammen med undersøkelser utenfor det avgrensede fjordområdet, skal kunne inngå i en helhetlig beskrivelse og overvåking av en større region.

9.3. Undersøkelserprogram

Undersøkelsene vil omfatte både bunnforhold og vannmasser. Faglig vil det inngå fire hovedelementer: Bløtbunnsfauna, organismsamfunn (dyr og alger) i strandsonen, næringssalter (nitrogen, fosfor og silikat) i vannmassene og oksygenforbruk i vannmassene.

Undersøkelsene av bunnfauna og organismer i strandsonen er svært godt egnet for å vurdere miljøtilstand i et område og overvåke forandringer over tid. Ved utslipp av næringssalter og organisk materiale til et sjøområde vil livsmiljø og næringsforhold for planter og dyr endres. Noen arter blir begunstiget av forholdene mens andre blir negativt påvirket. I fjæra vil for eksempel små trådformete grønnalger og brunalger bli begunstiget mens mange små rødalger og noen større tangarter reduseres i mengde eller forsvinner. Totalt blir det en reduksjon i antall arter, men mengdene av de gjenværende artene øker. Ved svak næringssaltpåvirkning, som virker stimulerende, kan imidlertid antallet arter øke med et rikere organismsamfunn som følge. Tilsvarende forandringer finner også sted i bunnfaunaen på dypere vann. Hvilke arter som finnes i et område, deres innbyrdes mengdefordeling og de totale bestandstetthetene gir derfor et sammenfattende bilde av miljøforholdene.

Hvis det skjer gradvise forandringer i miljøet, vil også arts- og individsammensetningen i samfunnene endre seg gradvis. Forandringer i resipienten kan derfor overvåkes ved å undersøke samfunnene på faste lokaliteter over tid.

Programmet omfatter undersøkelser både i vannmassene, i fjæra (hardbunn) og på dype bløtbunner. Disse vil omfatte ulike områder og dyp og utfyller derfor hverandre i beskrivelsen av miljøtilstanden. Prøvetakingen i fjæra sammen med de kjemiske målingene i vannmassene vil indikere tilstanden i overflatevannet. Prøvetakingen på bløtbunn sammen med oksygenmålinger i dypvannet vil vise tilstanden i de dypere områder. Dette vil spesielt indikere om området belastes av organiske tilførsler som krever oksygen ved nedbrytning.

9.3.1. Undersøkelser i vannmassene

Undersøkelsene i vannmassene vil bestå av to deler: Analyser av næringssalter og oksygenforhold. Næringssaltsobservasjonene vil beskrive eventuelle horisontale gradienter og effekten av planlagte tiltak. Oksygenobservasjonene vil gi informasjon om oksygenforholdene og ved beregninger av oksygenforbruket i enkelte områder, kunne avsløre eventuelle forandringer over tid.

Målinger av næringssalter i overflaten vil bli gjennomført to ganger vinterstid (desember/januar) og en gang sommerstid. Hensikten med vinterobservasjoner er å studere forholdene i området når planteplanktonproduksjonen er liten. Tilførsler av næringssalter fra land vil derfor kunne gi klarere signaler enn i produksjonsperioden. Imidlertid bør det også gjennomføres en observasjon i produksjonsperioden f.eks. i august. Observasjonene vil sammenlignes med observasjoner fra kystovervåkingsprogrammet hvor det foretas tokter ca. hver 14. dag hele året ca. en nautisk mil sør for Torungen. Ut fra undersøkelsene første året vil stasjonsnett og parametervalg såvel som prøvetakingstidspunkt bli vurdert på ny. Følgende variabler vil inngå i programmet: Tot-P, PO₄-P, Tot-N, NO₃-N, NH₄-N og SiO₃. Siktedyp, temperatur og saltholdighet vil også bli målt på samtlige stasjoner.

For å studere oksygenforhold og -forbruk i enkelte deler av området foreslåes to tokter i en periode når forholdene forventes å være stagnante. For området er dette i månedene september - oktober med forbehold om at det for enkelte år også kan være vannfornyelse i denne perioden.

9.3.2. Undersøkelser i fjæra

Stasjoner velges ut slik at de er mest mulig like med hensyn på fysiske karakteristika (skråning, eksponering, substrat, himmelretning etc.). Stasjonene bør plasseres både nær utslippet og i området rundt for å få et helhetlig bilde av situasjonen. På den måten vil man også kunne korrigere for forandringer som ikke har med kloakkutslippet å gjøre.

Forskjellige metoder vil bli brukt for å gi en best mulig tilstandsbeskrivelse av området og legge grunnlag for senere undersøkelser.

1. Registrering av makroskopiske alger og dyr (større enn 1 mm) i 0-1 meterdyp i et ca 50 meter langt belte i fjæra. Undersøkelsen foregår ved fridykking og er tidsbegrenset til maks. 20 min pr. stasjon. Registreringen er kvalitativ og delvis kvantitativ ved at artenes forekomst blir angitt etter en skala fra 1 til 4. Registreringen vil gi en tilstandsbeskrivelse av fjæra og indikere om det er overkonsentrasjoner av næringssalter i overflatevannet. Fjærestasjonene bør plasseres både nær utslippet og i området rundt.
2. Registrering av alle makroskopiske alger og dyr innenfor et gitt areal i fjæra (ruteanalyse). I et rutenett bestående av 90 ruter (hver rute måler 10x10 cm), vil 30 tilfeldig utvalgte ruter bli undersøkt, og alle arter innen hver av disse rutene bli registrert. Rutenettet festes til fjellet med bolter som blir stående igjen til neste undersøkelse. Det samme arealet kan dermed undersøkes flere ganger. Flereårige arter kan følges over år og forandringer i artsfordeling og hyppighet kan dokumenteres. Metoden egner seg for å avdekke forandringer på den samme stasjon i tid, men størrelsen på arealet gjør metoden mindre egnet for sammenligninger mellom stasjoner.

3. En dykkestasjon nær utslippet bør inngå i undersøkelsen for å se på effektene på dypere vann. Ved et dypvannsutslipp av kloakk kan effektene være begrenset til det dypet hvor avløpsvannet innlagres, og være mindre registrerbare i fjæra. Metoden som anvendes er dykking langs en rett linje ut fra stranden og ned til den nedre grensen for algevegetasjon. Alger og dyr registreres kvalitativt og kvantitativt ved faste dyp ved at forekomst angis etter en subjektiv skala fra 1 til 4 (som i fjæreundersøkelsen). Det anbefales også å ta videoopptak av transektet eller fotografere vegetasjonen på faste dyp for dokumentasjon og sammenligning med senere undersøkelser.

Enkelte arter på hardbunn, spesielt algene, har varierende forekomst gjennom året. Det er derfor viktig at undersøkelsen finner sted til faste tider av året, fortrinnsvis i sommerhalvåret da man har størst erfaringsgrunnlag fra denne perioden. Det er også i denne perioden at de opportunistiske artene som trives ved kloakkutslipp er tilstede. Undersøkelsen bør også utføres to år på rad for å korrigere for årsvariasjoner hos ettårige arter. Det innebærer to undersøkelser før igangsetting av nytt renseanlegg. I hvilken grad undersøkelsen bør gjennomføres to år på rad når eventuelle forandringer som følge av rensing skal undersøkes, kan diskuteres.

I overvåkingsprosjektet 'Kystovervåkning' som NIVA og SFT gjennomfører hvert år, inngår en stasjon på Prestholmen mellom Grimstad og Lillesand. Organismesamfunn ved Prestholmen registreres ved dykking ned til ca. 30 m etter samme metode som beskrevet ovenfor, video av transektet, ruteanalyser på 5-9m dyp, stereofotografering på faste arealer langs dykkertransektet og registrering av tareskog (i regi av Universitetet i Oslo). Stasjonen gir nyttig bakgrunnsinformasjon om området, og gjør det mulig å knytte denne planlagte undersøkelsen i Groosefjorden opp mot et allerede eksisterende overvåkingsprosjekt. Stasjonen vil bli brukt som referansestasjon.

9.3.3. Undersøkelser på bløtbunn

Prøvetakingen av bunnfauna gjennomføres på 2-4 stasjoner i resipienten. Valg av stasjoner og nøyaktig plassering gjøres ut fra en samlet vurdering av flere forhold:

- vannkvaliteten i dypvannet, spesielt målinger av oksygenforhold
- tekniske anlegg ved utslippet og antatt utvikling i resipienten etter igangsetting av renseanlegg
- muligheten for å utnytte informasjon fra tidligere undersøkelser
- muligheten for å benytte faste prøvetatte lokaliteter utenfor resipienten som referansegrunnlag

Det er viktig å velge stasjoner i ulike dyp for å kunne karakterisere forandringer i vannmassene som følge av rensetiltakene. Hvor mange stasjoner som velges, vil også måtte bestemmes ut fra en nøyere presisering av undersøkelsens formål.

Under undersøkelsen av Groosefjorden og Vikkilen i 1983-85 ble det undersøkt en stasjon på 55 m i Groosefjordens dypbasseng like sydvest for Maløya (Wikander, 1986). Denne stasjonen er også prøvetatt fire ganger i 1990, men disse prøvene er ikke opparbeidet. Både i 1983-85 og i 1990 var det hydrogensulfid i bunnsedimentet, men

det var bunnfauna tilstede. Denne stasjonen ligger derfor ned mot dagens grense for anoksiske forhold. Stasjonen bør inngå i undersøkelsesprogrammet. Det bør også vurderes å opparbeide prøver fra 1990 for å gi en best mulig beskrivelse av tilstanden før rensetiltak settes i verk. Det er grunn til å vente klar forbedring av miljøtilstanden i dette dypområdet ved økt rensegrad.

For å kontrollere for nærsoneeffekter fra utslippet, både dagens og mulig fremtidige, må det legges en stasjon på grunnere vann nær utslippet. Det vil være naturlig å søke etter en lokalitet med bløtt bunnsediment (silt/mudder) i 20-30 m dyp i nærheten av utslippet.

Det bør også legges en stasjon i omtrent samme dyp (20- 40 m) og på tilsvarende bunn som stasjonen ved utslippet, men i god avstand fra utslippet. Dette gir grunnlag for å karakterisere den generelle utviklingen i de øvre vannmassene i resipienten. Utviklingen på stasjonen sammenholdes både med grunnere stasjoner (strandsone, dykkertransekt) og dypere stasjoner i en samlet beskrivelse av resipienten samtidig som den sammenholdes med stasjonen nær utslippet.

Det kan også vurderes å plassere en stasjon dypere enn 60 m for å overvåke om fauna etablerer seg i dypområder som i dag er anoksiske. Dette vil være en sterk indikator på en varig forbedring av miljøtilstanden.

Ved Gråholmen i Grimstads ytre skjærgård prøvetas årlig en stasjon i 55 m dyp under kystovervåkingsprogrammet. Denne stasjonen kan benyttes som referanse for de dypere områdene av Groosefjorden. Det blir ikke prøvetatt regulært grunnere stasjoner i Grimstads nærområde. Det bør derfor vurderes å legge en egen referansestasjon utenfor Groosefjorden i 20-30 m dyp, men det er mulig at stasjoner lenger fra Grimstad også kan benyttes til referanse. Ved sammenligning mot tidligere undersøkelser må prøvetaking finne sted til samme tid av året, i dette tilfellet i perioden mai-juli.

Prøvetakingen blir foretatt med en 0,1 m² bunngrabb. Det blir tatt fire parallelle prøver på hver stasjon, men disse opparbeides samlet. Materialet opparbeides kvantitativt, dvs. artene bestemmes og antall individer av hver art telles. I tillegg vil det bli tatt prøver av bunnsedimentet for analyse av totalt organisk karbon (TOC), totalt nitrogen (TN) og kornstørrelse.

Det er ønskelig at prøvetakingen av bunnsedimentene suppleres med orienterende undersøkelser av miljøgiftinnhold i sedimentet. Dette kan gjøres ved å velge en representativ stasjon og analysere innholdet i de øverste to centimeterne av bunnslammet. Prøvene bør samles inn med en kjerneprøvetaker ("gravity corer") og analyseres for utvalgte metaller (f.eks. sink, bly, kadmium, kobber, kvikksølv), PAH (polysykliske aromatiske hydrokarboner) og PCB (polyklorerte bifenyler). Opparbeiding og analyser bør følge internasjonale retningslinjer (bl. a. inkludere standard referansemateriale hvor det er tilgjengelig). For PCB bør som et minimum de såkalte "seven Dutch", bestemmes.

10. Referanser

- Alexander, W.V., Kolbé, F.F., Pybus, P.J., Louw, A. and Terblanche, J. 1992. Theoretical and case study comparison between side stream and mainstream biological nutrient removal systems, Paper presented at European Conference on Nutrient Removal from Wastewater, 1-4 September 1992, University of Leeds, Wakefield - AquaEnviro Technology Transfer.
- Arvin, E. 1983. Observations supporting phosphate removal by biologically mediated chemical precipitation, *Wat. Sci. & Techn.*, 15:43-63.
- Arvin, E. 1985. Biological removal of phosphorus from wastewater, *CRC Critical Reviews in Environmental Control*, Vol.15.
- Balmér, P., Nordstrøm, B., Rantala, P., Thorsen, E. og Paulsud, B. 1985. Håndbok - Driftsovervåking av kommunale rensanlegg. NTNFs utvalg for drift av rensanlegg.
- Balmér, P. 1989. Ny slambehandling vid Ryaverket. *Vatten*, 45:66-75.
- Bergersen, O., Briseid, T. og Holdhus, O. 1992. Aerob rotasjonskompostering av kloakkslam. FoU-rapport, Senter for Industriforskning.
- Bratlie, J.L., Hauan, E., Ludvigsen, G.H., Pettersen, J.E., Rosland, D.S., Svelle, M. og Winther-Larsen 1992. NORDSJØ-DEKLARASJONEN. Forslag til en tiltaksplan for å nå Nordsjø-deklarasjonens krav om næringssaltreduksjon, kombinert med best mulig forbedring av lokal vannkvalitet. SFT-rapport 92:14, (TA-846/1992), 82 s.
- Brown, M. J. and Lester, J. N. 1979. Metal removal in activated sludge: The role of bacterial extracellular polymers. *Water Research*, 13:813-837.
- Buning, W. G. 1992. New techniques of sludge management in the Netherlands. *European Water Pollution Control*, 2:39-46.
- Carlson, H., Hilmer, A. og Johanson, P. 1991. Biologisk fosforavskiljning (5 artikler). FHV møte i Lund 23. mai 1991.
- Carlson, H. 1992. Sekundär fosfatutløsning i system för biologisk fosforavskiljning. *Vatten*, 48:31-35.
- Carlson, H. 1992. Kombinerad biologisk fosfor- och kväveavskiljning / Studier i pilotskala. *Vatten*, 48:146-152
- Carlson, H. 1992. Kombinerad biologisk fosfor- och kväveavskiljning / Studium av dynamiken i de oluftade reaktorena. *Vatten*, 48:306-312

- Cloethe, T.E., Bosch, M. and Van Wyk V. 1992. The role of organism other than *Acinetobacter* capable of phosphorus removal in activated sludge. Paper presented at European Conference on Nutrient Removal from Wastewater, 1-4 September 1992, University of Leeds, Wakefield - AquaEnviro Technology Transfer.
- Dirkzwager, A. H. 1991. National sewage sludge policy in the Netherlands (State of affairs June 1990). *European Water Pollution Control*, 2:39-46.
- Edner, S., Nilsson, P. og Anderson, P. G. 1992. Slamspridning på åkermark. En FoU-rapport.
- Elstrøm, J. 1990. Hygienisering av slam med brent kalk / Snuoperasjon fra problem til ressur. Slamseminar på Strand Hotell, Fevik 28. november 1990.
- Florentz, M., Hascoet, M.C. and Granger, P. 1985: Biochemical aspects of enhanced biological phosphorus removal from wastewater, *Wat. Sci. & Techn.*, 17:23-41.
- Flo, S., Frydenborg, J., Hansen, P.I, Hansen, K.S. og Terkelsen, T. 1991. Saneringsplan for avløpsanlegg, Grimstad kommune, juni 1991.
- Fuhs, C.W. and Chen, M. 1975. Microbiological basis of phosphate removal in activated sludge process for the treatment of wastewater, *Microbiol. Ecology* 2:119-138.
- Grimstad kommune 1992. Kartlegging av industriavløp for Grimstad kommune. Grimstad kommune, teknisk etat.
- Hao, O. J. and Chang, C. H. 1987. Kinetics of growth and phosphate uptake in pure culture studies of *Acinetobacter species*. *Biotechnology and Bioengineering*, 14:819-831.
- Hao, O. J. and Chang, C. H. 1988. Metal toxicity on phosphate removal in pure culture and in activated sludge systems. *Journal of Environmental Engineering*, 114:38-53.
- Henze, M., Harremoës, P., la Cour Jansen, J. og Arvin, E. 1992: Spildevannrensing, Biologisk og kjemisk, 2.utg., Polyteknisk Forlag, ISBN 87-502-0738-5.
- Holdhus, O. 1992. Slam fra kommunale renseanlegg / Utfordringer for jordbruksforskningen. Rapport nr. 1/92 fra Statens Forskningsstasjoner i Landbruk.
- Holdhus, O. 1992. Ny slambehandling med stort potensiale. Presentasjon av kambimetoden. KAMBI-informasjon.

- Hong, S.N., Krichen, D.J., Kisenbauer, K.S. and Sell, K.L. 1982. A biological wastewater treatment system for nutrient removal, Paper presented at EPA Workshop on Biological Phosphorus Removal, June 1982, Annapolis, Md.
- Jacobsen, J. 1990. Behandling og disponering av kloakkslam i Aust-Agder. Rapport nr. 13-1990. Fylkesmannen i Aust-Agder / Miljøvernavdelingen.
- Lötter, L.H. and Pitman, A.R. 1992. Improved biological phosphorus removal resulting from the enrichment of the reactor feed with fermentation products, *Wat. Sci. & Techn.*, 26:943-953.
- Mamais, D. and Jenkins, D. 1992. The effects of MCRT and temperature on enhanced biological phosphorus removal, *Wat. Sci. & Techn.*, 26:955-965.
- McClintock, S.A, Randall C.W. and Pattarkine V.M. 1991. The effects of temperature and mean cell residence time on enhanced biological phosphorous removal". *Environmental Engineering, Proc. of 1991 Speciality Conference of Environmental Engineering ASCE*, pp 319.
- Mino, T., et al. 1987. Effects of phosphorus accumulation on acetate metabolism in the biological phosphorus removal process. In: Ramadori, R., (red.): *Biological Phosphate Removal from Wastewaters. Proceedings of a IAWPCR specialized conference held in Rome, Italy, 28-30 September 1987*, Pergamon Press, Oxford, pp 27-38.
- Mowat, A. 1976. Measurement of metal toxicity by biochemical oxygen demand. *J. Water pollution control Fed.*, 48:1940-47.
- Neufeld, R. D. 1973. Toxicity, fate and design implications for activated sludge removal of mercury, cadmium and zinc. Ph.D. thesis. North Weastern University, Illinois.
- Neufeld, R. D. 1976. Heavy metals induced deflocculation of activated sludge. *J. Water pollution control Fed.*, Vol. 48, pp 1940-47.
- Nielsen, S. 1993. *Biologisk slambehandling. Stads- og Havneingeniøren*, nr. 5, side 59-62.
- Nilsen, H.B. 1993. Kornarealer aktuelle til bruk av kloakkslam i Aust-Agder. Notat fremlagt ved møte i brukergruppen nedsatt i forbindelse med oppfølging av slamplan for Aust-Agder, 7. mai 1993.
- Næs, K. 1986. Overvåking av Groosefjorden/Vikkilen, Grimstad kommune. *Hydrografiske/hydrokjemiske undersøkelser 1982-1985. NIVA-rapport O-92061*, l.nr 1919, 62 s.
- NTNF-program: Ekspomil 1992. Cambi Technology - From sewage sludge to marketable products. Presentasjon Ekspomil.

- Ofte, J. 1990. Slam - Problem og muligheter / En oversikt. Slamseminar på Strand Hotell, Fevik 28. november 1990.
- Oldham, W.K. and Dew, H.P. 1979: Biological Nitrogen and Phosphorus Removal at Low Temperatures. Paper presented at 52nd Annual Conference Water Pollution Control Federation, Atlanta, Georgia.
- Oldham, W.K. 1985. Full scale optimazition of biological phosphorus removal at Kelowna, Canada, *Wat. Sci. & Techn.*, 17:243-257.
- Paulsrud, B. 1987. Hygienisering av slam. Prosjektrapport 63/87 NTNF: program for VAR-teknikk.
- Paulsrud, B. 1989. Metoder for behandling av slam i Norge. *Vann*, 24:76-85.
- Reddy, M. 1991. Concept of phosphorous storage capability and its implication for design of systems for enhanced biological uptake of phosphate. *Wat. Sci. and Techn.*, 23:577-584.
- Sell, R.C. 1981. Low temperature biological phosphorous removal. Presented at 34th Annual Conference of Water Pollution Control Federation, Detroit, Mich, U.S.A.
- SFT 1990. Vårt Felles Miljø: Spesialavfall.
- SFT 1993. Tekniske og hygieniske retningslinjer for lagring og disponering av kloakkslam.
- Solbraa, K. 1990. Økt skogproduksjon med kloakkslam. Notat.
- Stevens, G.M. and Oldham, W. 1992. Biological nutrient removal experience at Kelowna, British Columbia. Paper presented at European Conference on Nutrient Removal from Wastewater, 1-4 September 1992, University of Leeds, Wakefield - AquaEnviro Technology Transfer.
- Stoveland, S. 1992. Utkast til slamplan for Vest-Agder. Notat 1992.
- STS 1992. Statistisk Sentralbyrå Rapport 92/1, Naturressurser og Miljø 1991.
- Tracy, K.D. and Flammino, A. 1985. Kinetics of biological phosphorus removal. Paper presented at 58th Annual Conference Water Pollution Control Federation, Kansas City, Missouri. Air Products and Chemicals Inc., Allentown, PA., USA.
- Tracy, K.D. and Flammino, A. 1987. Biochemistry and energetics of biological phosphorus removal. In: Ramadori, R., (red.): *Biological Phosphate Removal from Wastewaters*. Proceedings of a IAWPCR specialized conference held in Rome, Italy, 28-30 September 1987, Pergamon Press, Oxford, pp 15-26.

- Vigerust, E. 1990. Miljøvirkninger ved ulike alternativer for slamdisponering. Slamseminar på Strand Hotell, Fevik 28. november 1990.
- Vråle, L. 1990. Kalkfelt slam som ressurs i Drammen. Slamseminar på Strand Hotell, Fevik 28. november 1990.
- Waltrip, G.D. 1991. Full-scale nutrient removal demonstration project at the York River treatment plant with the VIP process. Presented at the 45th Annual Conference, Virginia Water Pollution Control Association, Williamsburg, Virginia, Hampton Roads Sanitation District, Virginia Beach, V.A., U.S.A.
- Wikander, P.B. 1986. Overvåkning av Groosefjorden/Vikkilen, Grimstad kommune. Bunnfaunaundersøkelsene 1983-1985. NIVA-rapport O-82061, l.nr. 1920, 62 s.
- Ødegaard, H. og Arvin, E. 1987. Biologisk fosforfjerning. Prosjektrapport 62/87. Program for VAR-Teknikk. NTNF. ISBN 82-7337-069-0.

VEDLEGG

- I. Karakterisering av avløpsvann før prosjektering av biologisk renseanlegg
- II. Oversikt over slambehandlingsmetoder
- III. Korttidsundersøkelse av råvannet i Grimstad
- IV. Membranfiltrering

Vedlegg I - Karakterisering av avløpsvann før prosjektering av biologisk renseanlegg

Karakterisering av avløpsvannet

I perioden fra 25. september til 12. oktober 1992 ble det foretatt en overvåkning av innløpet til Groos RA. Overvåkningsprosjektet ble gjennomført for å gi indikasjoner på kvaliteten og stabiliteten av innløpsvannet. Perioden var av kort varighet med tildels lite nedbør. Resultatene fra prosjektet er presentert i rapporten: "Overvåking av kloakkinnløp til Groos Renseanlegg", (vedlegg III).

For å få et bedre grunnlag å fatte beslutninger på bør det foretas en tilsvarende overvåking som inkluderer nedbørsperioder, kuldeperioder og spesielle perioder f.eks med stor aktivitet i landbruket.

Kapitlet presenterer et forslag til overvåkningsprosjekt der målet er å få et godt nok grunnlag til å dimensjonere et eventuelt Bio-P-reanseanlegg. Prosjektet vil også klarlegge hvorvidt kloakkstrømmen inneholder tungmetaller i konsentrasjoner som kan "slå ut" en biologisk renseprosess eller forringe slamverdien.

Parametervalg

Parametervalg er som beskrevet i tabellen under.

Tabell 1: *Parametervalg ved gjennomføring av overvåkningsprosjekt*

Parameter	Følges ved Groos (journal)	Døgnblandprøver	Stikkprøver fra døgnbl.prøver 2-3 x pr. uke	Kvalitetsanalyser 2-3 ganger i overvåkningsper.
KOF (løst)		X		
KOF _{tot}		X		
BOF ₇ (løst)		X		
Tot-N		X		
Tot-P		X		
Fosfat-P	X	X		
Alkalitet		X		
NO ₃ ⁻		X		
VFA			X	
Fe			X	
Susp solid	X			
Vann-flow	X			
Tungmetall ¹⁹				X
Protein				X
Karbohydr.				X

I tillegg til parameterne presentert i tabellen over følges pH og temperatur kontinuerlig.

Gjennomføring

Det tas sikte på å gjennomføre overvåkning over 2-3 perioder av varighet på fra 1 - 2 måneder. I disse periodene følges pH og temperatur kontinuerlig, mens kjemiske

¹⁹Analysepakke som omfatter metallene angitt i: "Tekniske og hygieniske retningslinjer for lagring og disponering av slam".

analyser fra døgnblandprøver eventuelt kan styres for å fange inn perioder med kulde, nedbør, jordbruksaktivitet eller spesiell industri-aktivitet (legges opp i samarbeid med næringsmiddelindustrien).

Agderforskning har ansvar for prøvetaking og analyser av samtlige parametere utenom VFA som utføres av NIVA.

Vedlegg II - Oversikt over slambehandlingsmetoder

Ved valg av behandlingsmetoder for slam vil flere momenter inngå i en vurdering der fordeler og ulemper veies opp mot hverandre. Momenter som bør inngå i en helhetsvurdering er:

1. Ambisjonsnivået om slam som en nyttbar ressurs ved riktig behandling.
2. Disponeringsmuligheter (ref. kapittel 6.1).
3. Deponering og lagring.
4. Renseanleggets størrelse, tilknytning og prosess.
5. Eventuell koordinering med spredt bosetting.
6. Infrastruktur og transportsystemer
7. Tilgjengelig personell
8. Kostnader

Råslammet har i utgangspunktet en kjemisk sammensetning som indikerer potensialet knyttet til gjødselverdi og/eller andre vitaliseringseffekter overfor skogbruket f.eks. Bio-P-slam har f.eks. et forhøyet fosforinnhold på en form som i utgangspunktet bør være attraktivt m.h.p. plantetilgjengelighet og derigjennom for bruk i landbruks-sammenheng. I alle typer råslam foreligger nitrogenet stort sett organisk bundet som er en fordel m.h.p. avrenning. Den videre behandling av slammet vil imidlertid kunne påvirke kjemiske og fysiske egenskapene i større eller mindre grad. På bakgrunn av ønsket om at slam skal betraktes som en ressurs som skal resirkuleres i størst mulig grad må de aktuelle behandlingsformer også vurderes ut fra i hvilken grad de høyner eller minsker slammets kvalitet og etterspørsel.

Betydning for slamvolumet er en annen viktig faktor når behandlingsmetode skal vurderes.

Avvanning av slam

Avvanning av slam kan skje ved bruk av sentrifuger eller silbåndspreser. dette gir som resultat ca. 20-30% TS i avvannet slam. Kammerfilterpresser gir ca. 35% TS, men er en vesentlig dyrere prosess.

Dekantersentrifuger er horisontalt plasserte sylindere som roterer med ca. 3 000 omdreininger i minuttet. Tilfredsstillende kvalitet på slamvannet krever oftest tilsetning av polymerer.

Silbåndspreser drenerer og presser (mellom valser) vannet ut av slamkaken.

Kammerfilterpresser er en diskontinuerlig prosess som benytter kammere under høyt trykk for å drenere vann fra filterkaken. Vannet presses gjennom filterduker som hvert kammer er utstyrt med.

Metoder for stabilisering og hygienisering av slam

Stabilt slam skal ikke lukte ved lagring eller annen disponering. Stabiliseringen kan enten være *permanent* gjennom kontrollert biologisk omsetning av lett nedbrytbart organisk stoff eller *midlertidig* som oppnås gjennom å forhindre biologisk aktivitet (normalt ved heving av slammets pH; tilsats av kalk). Når pH synker vil imidlertid den mikrobielle aktivitet settes igang med luktproblemer som ett resultat.

Hygienisert slam reduserer risiko for spredning av smittestoffer til omgivelsene ved bruk på jord- og skogarealer.

Aerob stabilisering

Aerob stabilisering er lufting av slam i bassenger. Stabilisering skjer ved en omsetning av lett nedbrytbare organiske forbindelser. Prosessen er aktuell ved små anlegg og gir permanent stabilisering. Prosessen kan skje i ett eller to trinn.

Midlere oppholdstid (slamalder) skal være ≥ 20 døgn for luktfri lagring i 3 døgn. I figur 1 fremkommer at nødvendig slamalder varierer med temperatur og type slam (mekanisk, kjemisk eller biologisk).

Biologiske behandlingsanlegg som omfatter nitrifisering vil produsere et meget stabilt slam. Pilotskala lavbelastede anlegg for kombinert fosfor og nitrogenrensing operere med slamaldere på 20-30 døgn, altså et meget stabilt slam (Carlson, H. omvisning 1993).

Behandlingens konsekvenser for slamkvalitet

Ved aerob stabilisering omdannes organisk bundet nitrogen til ammonium (NH_4^+). Dersom temperaturen ikke stiger vesentlig, vil mesteparten av NH_4^+ foreligge i vannfasen (i en likevekt med ammoniakk; NH_3). Ved avvanning vil imidlertid opp til 50% av nitrogenet tapes.

Fosfor foreligger enten metallbundet (Al / Fe i kjemisk slam) eller bundet i biomassen i cellemateriale (bl.a. i fosfolipider og DNA). I Bio-P-slam foreligger en stor andel (2-5%) av fosforet bundet i polyfosfater. Aerob stabilisering forventes ikke å innvirke i særlig grad på fosforinnhold eller form i noen av disse slamtypene.

Stabilisering betyr omsetning av organisk materiale som igjen indikerer nedsetting av jordforbedringsevnen i det ferdige produkt.

Anaerob stabilisering (Utråtning)

Fortykket slam gjennomgår nedbrytning (råtning) uten tilførsel av oksygen. Den energirike gassen som utvikles består under optimale forhold av 65-70% metan (CH_4) og 30-35% karbondioksyd (CO_2). Anaerob stabilisering medfører normalt 40-50%

vektreduksjon av det organiske stoffet i slammet. For mekanisk-kjemiske anlegg kan dette gi opptil 30% volumreduksjon av den totale avvannede slammengde som skal transporteres bort fra anlegget.

Proessen gir permanent stabilisering etter 12-20 døgn. Metoden er kostbar p.g.a. krav til store investeringer og er mest benyttet på større anlegg (> 15 000 pe), ofte i kombinasjon med andre behandlingsprosesser for å oppnå hygienisering og/eller produkt egnet for transport/deponi.

Behandlingens konsekvenser for slamkvalitet

Metoden forventes å ha meget store konsekvenser på nitrogenegenskapene i slammet. I behandlet slam vil så mye som 70% av nitrogenet foreligge på NH_4^+ -form. Ved avvanning vil mesteparten av dette nitrogenet tapes.

Det er stor usikkerhet knyttet til hvilken effekt råting vil ha på fosforandelen som er bundet opp i polyfater i et Bio-P-slam. Muligheten for at mye av fosforet vil tapes gjennom oppbygging av polyfettsyrer er teoretisk til stede. Spesielt gjelder dette dersom omdanning av organisk materiale gir høye andeler av korte fettsyrer som acetat og propionat. Ved Sjølundverket i Malmø pågår i disse dager forsøk der målet er å finne ut hvilke konsekvenser utråting får for Bio-P-slammets fosforinnhold og gjødselverdi. En mulighet som er fremsatt er de fosforkonsentrasjoner som lages ut bindes opp i andre fosforreservoarer som f.eks ulike salter (Aspegren, H. omvisning 1993).

Grimstadprosjektet vil holdes underrettet om utviklingen i "Malmøforsøkene"²⁰.

Stabiliseringen fører til at jordforbedringsegenskapene i slammet reduseres.

Slam som gjennomgår utråting får gunstige egenskaper med hensyn på avvanning. 30-35% TS oppnås rimelig enkelt med normale silbåndsmetoder.

Aerob termofil behandling

Metoden baseres på mikrobiell omsetning av organisk stoff under tilgang på oksygen. Proessen gjennomføres på slammet i "væskeform" og kalles derfor gjerne for *våtkompostering*. Proessen utvikler varme som kan medføre temperaturøkning i behandlingsreaktoren (50-70°C). Den mikrobielle aktiviteten er maksimal rundt 60°C. Ved høyere temperaturer avtar antall arter. For å oppnå full hygienisering må systemet tilføres nok organisk stoff og varmetapet må holdes kontrollert lavt.

Oksygenering kan skje ved tilførsel av ren oksygen eller gjennom vanlig tilførsel av luft (20% O_2). Slammet kan være avvannet.

Ved installering av mekanisk røring kan mengde ren oksygen tilsatt reduseres til godt i underkant av 100 liter / m^3 slam/ time. Ved konvensjonell aerob stabilisering er normal tilførsel fra 2-6 m^3 / m^3 slam/t. Ved siden av å være O_2 -kilde tjener luften som omrører av slammet. Fordelen med å bruke ren O_2 ligger først og fremst i at oksygenbehovet

²⁰Sjølundverket samarbeider med IVA i København

dekkes uten stort varmetap gjennom fordampning og oppvarming av miljøet rundt selve prosessen. Dersom luft benyttes må det gjøres større innsats for å begrense varmetap, f.eks gjennom isolering av prosessbeholder og/eller anvendelse av spesielle luftesystemer.

Behandlings konsekvenser for slamkvalitet

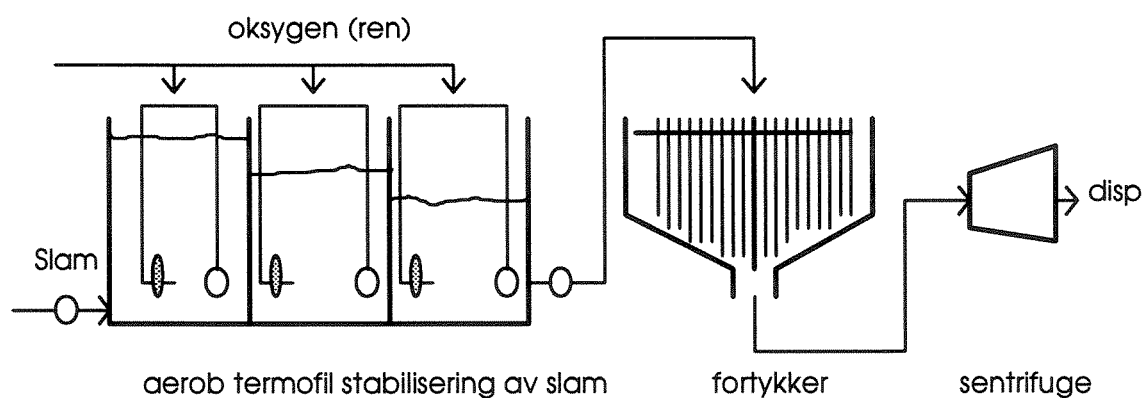
Ved aerob stabilisering omdannes organisk bundet nitrogen til NH_4^+ . På grunn av de høye tempepraturene som utvikles vil mesteparten av NH_4^+ tapes til luft som ammoniakk (NH_3). I tillegg til at slammets gjødselverdi vil NH_3 representere en luftforurensing.

Som for aerob stabilisering forventes slammets fosforandel å være stabil gjennom termofil behandling.

Stabilisering betyr omsetning av organisk materiale som igjen indikerer nedsetting av jordforbedringsevnen i det ferdige produkt.

Driftserfaringer

Ved Hedmarken interkommunale avløpssamband (HIAS) ble det i perioden 1984-85 foretatt storskala forsøk for stabilisering og hygienisering av slam gjennom tilførsel av ren O_2 (Paulsrud, B., 1987).



Figur 2: Flytskjema for aerob termofil stabilisering av slam med rent oksygen ved HIAS (Paulsrud, B. 1987)

Erfaringene viste at en oppholdstid på minst 7 døgn var nødvendig for å oppnå et stabilt slam. Den trinnvise 3 trinnsbehandlingen som det ble lagt opp til ved HIAS var nødvendig for å oppnå tilfredsstillende hygienisering.

Janca-prosessen (Paulsrud og Langeland 1984) dokumenterer driftserfaringer med aerob termofil stabilisering av avvannet slam (8-10% TS) i halvteknisk målestokk. Forsøkene konkluderte med at med midlere oppholdstid på 3,1 døgn ville temperaturer $> 60^{\circ}\text{C}$ opprettholdes i over ett døgn noe som ga betydelig hygienisering. Reduksjon i KOF lå i området 25%, mens avvanningsegenskapene i hygienisert slam var som for råslammet.

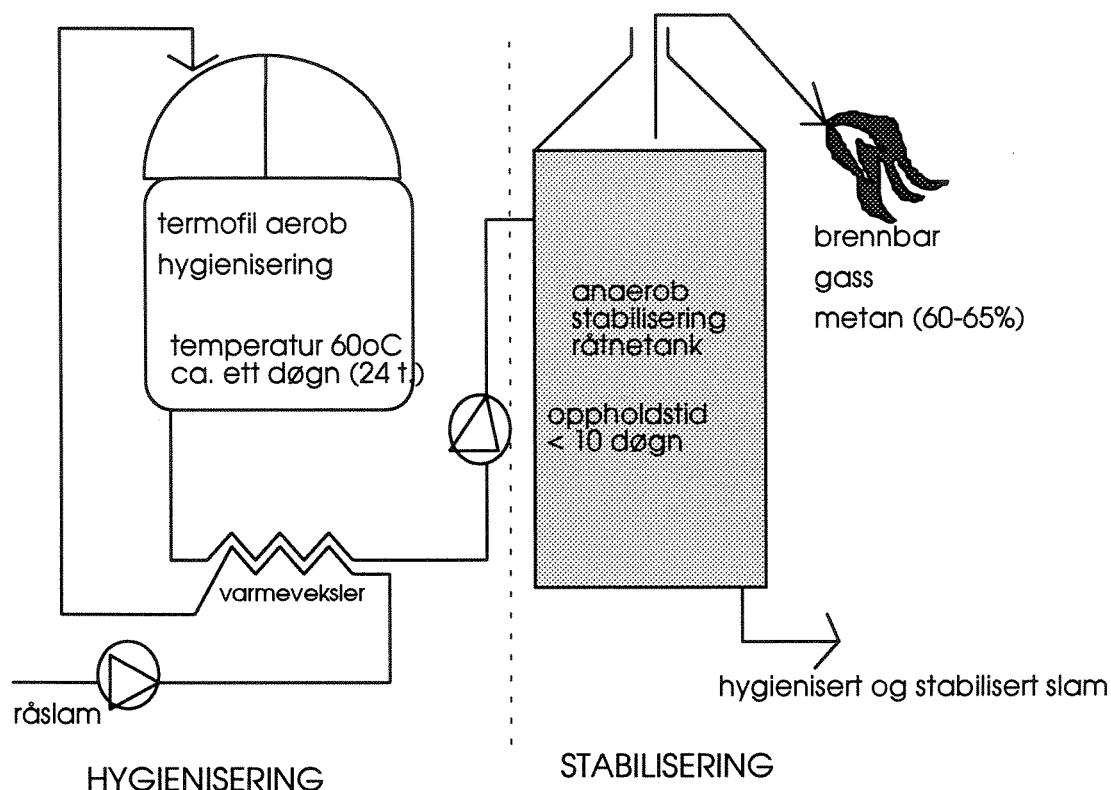
Den vanligste hygieniseringsform basert på aerobe prosesser skjer via lufting i uavvannet slam. For å hindre varmetap brukes spesielle propellerluftere eller andre skånsomme systemer. Ved et renseanlegg i Vest-Tyskland (Nette) foreligger erfaringer fra fullskala behandling. Mekanisk-biologisk slam (ca. 5% TS) stabiliseres i et to-trinnssystem ved oppholdstider på i underkant av 5 døgn. Et problem ved renseanlegget er å opprettholde temperaturer $> 60^{\circ}\text{C}$ i trinn 2 i vinterperioden.

Aerob hygienisering + Anaerob stabilisering

I de siste 5-6 årene har kombinasjonen mellom en aerob termofil fase som i hovedsak sikrer hygieniseringen av slammet, sammen med en anaerob stabiliseringsfase fått en stadig større utbredelse.

Behandlingsformen er først og fremst aktuell ved større renseanlegg, men en viss utbredelse også ved mindre anlegg ($> 10\ 000$ pe) har funnet sted.

Hovedprosessen i systemer av denne typen foregår i råtetanker etter at slammet er hygienisert i den aerobe fasen. Oppholdstider i aerob termofil enhet vil normalt ligge i området 1 døgn. Prinsippkissen i figur 3 viser flyten i en kombinert behandling.



Figur 3: Normalflyt og oppholdstider i et kombinert aerobt / anaerobt system for stabilisering og hygienisering av kloakkslam.

(Ofte, J. 1990)

Hydrolytiske prosesser i den aerobe fase vil sammen med en homogenisering gjøre det hygieniserte slammet vel egnet for anaerob stabilisering. Oppholdstider i sekundære råtnetanker blir derfor adskillig kortere enn ved konvensjonell anaerob stabilisering. Gassproduksjonen i anaerob fase skal være en ressurs for behandlingsprosessen. Ved anvendelse til tørking av slammet oppnås vesentlige volumreduksjoner (50-75% / Balmèr, P., 1989). Nedbrytningen i aerob fase må imidlertid være lavest mulig for å forhindre unødvendig reduksjon i metanproduksjon. Ved varmeveksling på avgass fra aerobt trinn kan oppholdstiden i aerob fase ligge i underkant av 1 døgn. I Sveits og Tyskland er det etablert ca. 150 slike anlegg, de aller fleste oppgraderte råtnetankanlegg. I Sverige foregår tilpasning/omlegging av behandlingsanlegg til råtning i stor skala.

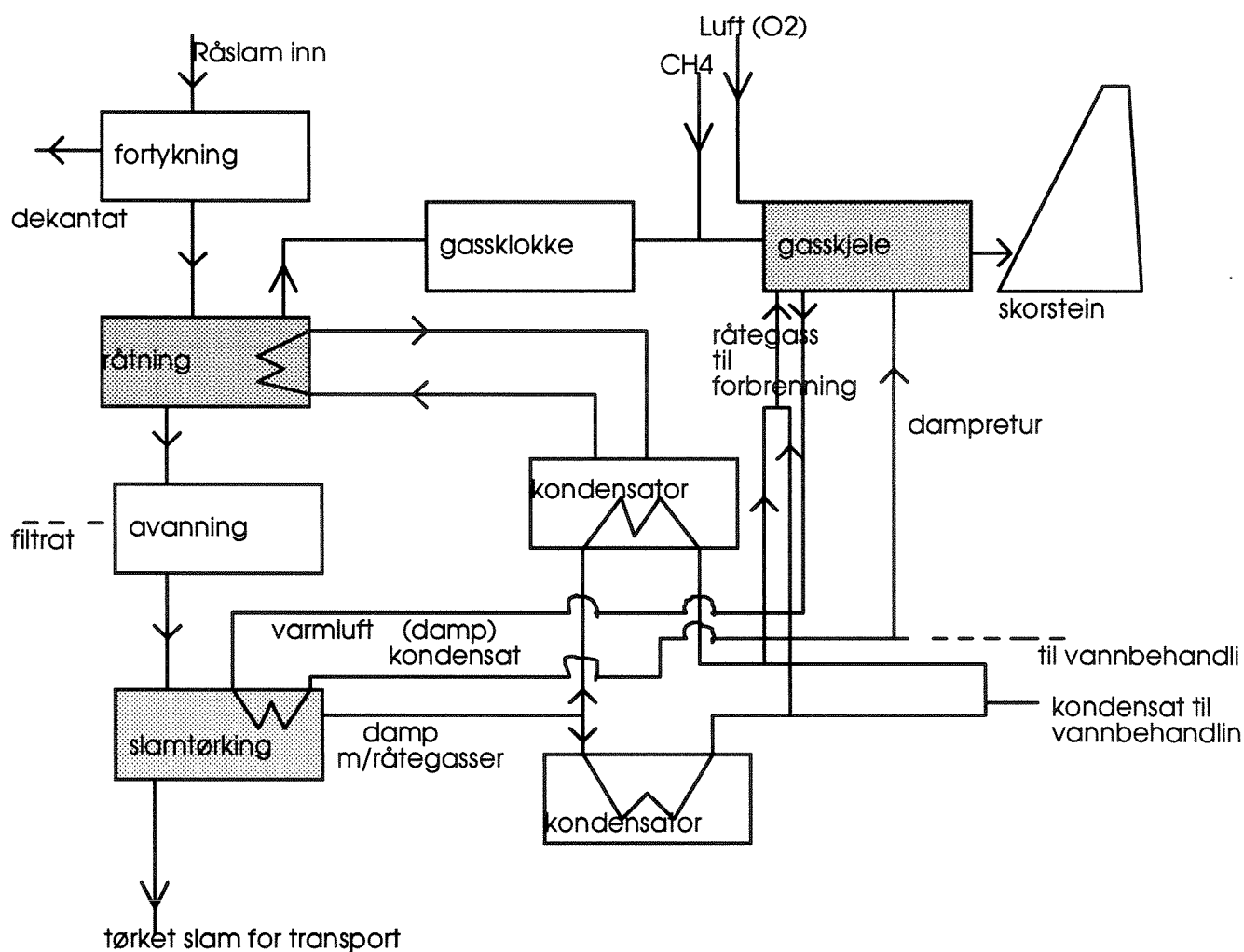
Behandlingens konsekvenser for slamkvalitet

Se under beskrivelsene av behandlingsformene hver for seg.

Driftserfaring i Norge er knyttet til renselanlegg i:

- Bekkelaget
- Sarpsborg (Alvim)
- Porsgrunn (Knarrdalstrand)
- Ås (Nordre Follo)
- Vestby (Søndre Follo)

Ved samtlige anlegg rapporteres om høyt TS-innhold i avvannet slam. Dette bør være positive egenskaper.



Figur 4: Viser flyt i et aerobt - anaerobt slambehandlingsanlegg for stabilisering / hygienisering av slam ved et stort renselanlegg (Balmer 1989)

Pasteurisering + anaerob stabilisering

Pasteurisering vil si termisk behandling av fortykket slam ved minst 70°C i ½ time. Endel av varmeenergien vil normalt gjenvinnes fra det utgående slammet gjennom varmeveksling. Metangass fra råtetanken kan også benyttes som energigiver i en tørkeprosess. Det er normalt forpasteurisering som anvendes, d.v.s. at det er fortykket råslam som utsettes for termisk behandling. Hygieniseringen rapporteres å være meget god.

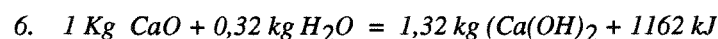
Behandlingens konsekvenser for slamkvalitet

Se under beskrivelsene av behandlingsformene hver for seg.

I Norge er slike anlegg i drift i Sandefjord og i Fredrikstad.

Kalking av avvannet slam

Ved kalking av avvannet slam med ulesket kalk (CaO) stiger pH under utvikling av intens varme. Heving av temperaturen skyldes energi som frigis når ulesket kalk kommer i kontakt med vann (likning 6).



Hygieniseringskriterier sier at temperaturen i slammet skal være > 55°C i minimum 2 timer og sluttpH skal være 12.5 ± 0.3 noe som tilsier ca. 500 kg (CaO) / t. TS. Metoden fører til stor økning i slammets TS p.g.a. fordampning og kalkens egenmasse. Endel av vannet bindes dessuten kjemisk til kalken som krystallvann. Resultatet er en tørr og kornaktig masse med bl.a gode spreedegenskaper.

Ved lang tids åpen lagring vil kalkslammet nøytraliseres ved eksponering mot CO₂ og nedbørsvann. Resultatet blir at pH i slammet faller til verdier som tillater mikrobiell aktivitet med luktproblemer som konsekvens (ref RA 2 Lillestrøm).

Prosessen beskrevet i flytskissen i figur 5 er enkel og baseres på robuste og driftssikre løsninger.

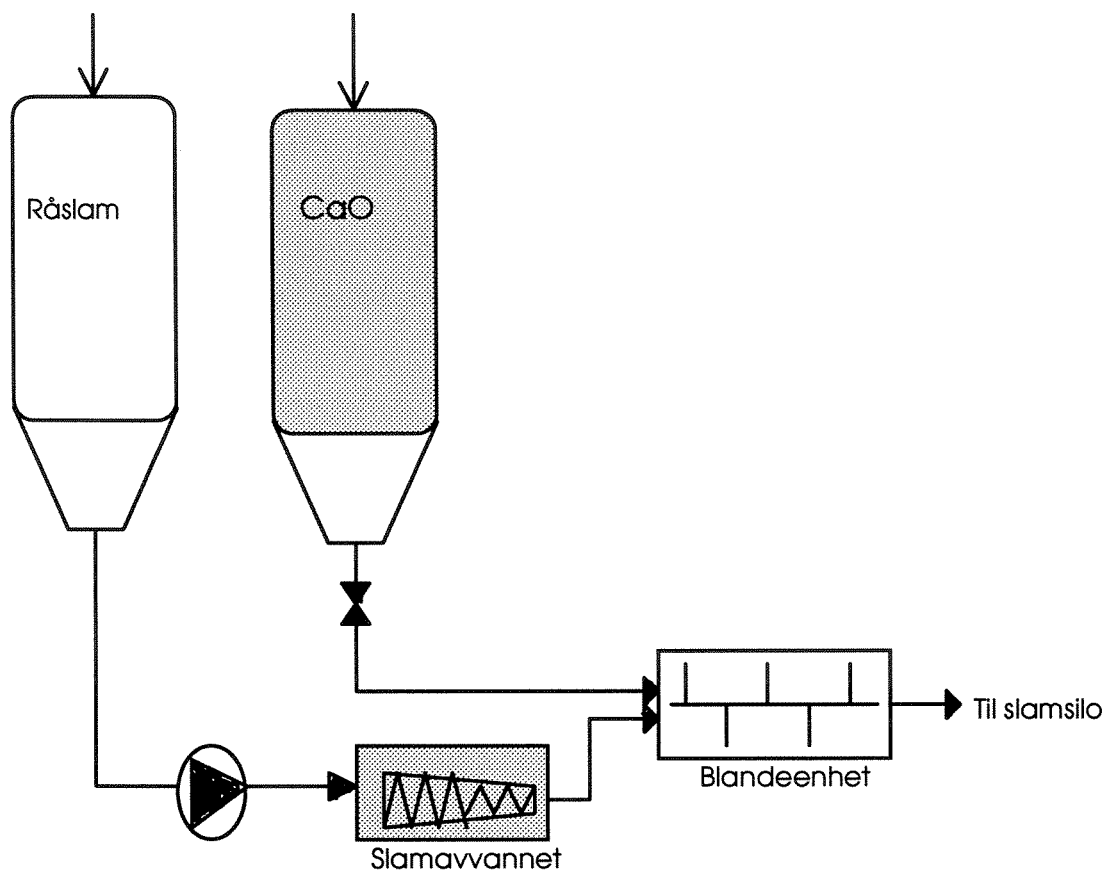
Behandlingens konsekvenser for slamkvalitet

Ved kalking av avvannet slam vil høy pH og temperatur føre til tap av NH₃ til luft. Et NH₄⁺-innhold i råslam på 15-20% indikerer et tak for N-tap. Erfaringer fra bl.a. Skien tilsier tap på rundt 10%.

Kalking medfører ikke tap av fosfor. I svenske rapporter hevdes at kalkfelt fosfor har omlag samme virkning som fosfor i handelsgjødsel, d.v.s. at tilgjengeligheten for planter er god.

Kalkstabilisert slam har gode jordforbedringsegenskaper fordi organisk materiale er "konserveret" og ikke nedbrutt.

Tilsetning av kalk i doser på ca. 500 g CaO / kg TS vil føre til relativt store volumøkninger av ferdig behandlet slam.



Figur 5: Kalktilsetning til avvannet slam - en prinsippskisse

Eksempler på norske renseanlegg som benytter kalkinnblanding alene eller i kombinasjon med andre metoder er:

- VEAS som tilsetter ca. 25% kalk til uavvannet råslam. Erfaringene er gode og slammet er bl.a. luktstabil i opp til 4 uker etter behandling og utkjøring.
- Strømmen (RA-2) som blander inn ca. 25% kalk i avvannet råslam. Anlegget har variable erfaringer og har hatt problemer med luktutvikling.
- Geilo tilsetter 50% kalk i avvannet slam. Produktet blir langtidsstabilisert og blir betraktet som et fullgodt kalkingsmiddel i jordbruket
- Skien (Elvestrøm) tilsetter 50% kalk til avvannet slam og har tilsvarende erfaringer som Geilo.
- Drammen (Solumstrand og Muusøya) og Kristiansand tilsetter brent kalk. Slammet blir ammoniumfattig og midlertidig stabilisert. Fosforbindingen i slammet er ikke så sterk som i metallfelt slam (Al og Fe).
Det kalkfelte slammet danner basis for flere produkter fra Muusøya (22 000 pe - Qdim: 360 m³/time). Bl.a blandes septik med internt kalkslam. For å tilrettelegge for kompostering er tilsetning redusert fra 500 g til 250-300 g hydratkalk pr. m³. Slammet blir derigjennom noe mindre stabilt, men rimelig enkelt å kompostere.

Kalkfelt slam vil i motsetning til aluminiumfelt (jernfelt) slam kompostere uten luktutvikling i sjenerende grad.

Kompostering

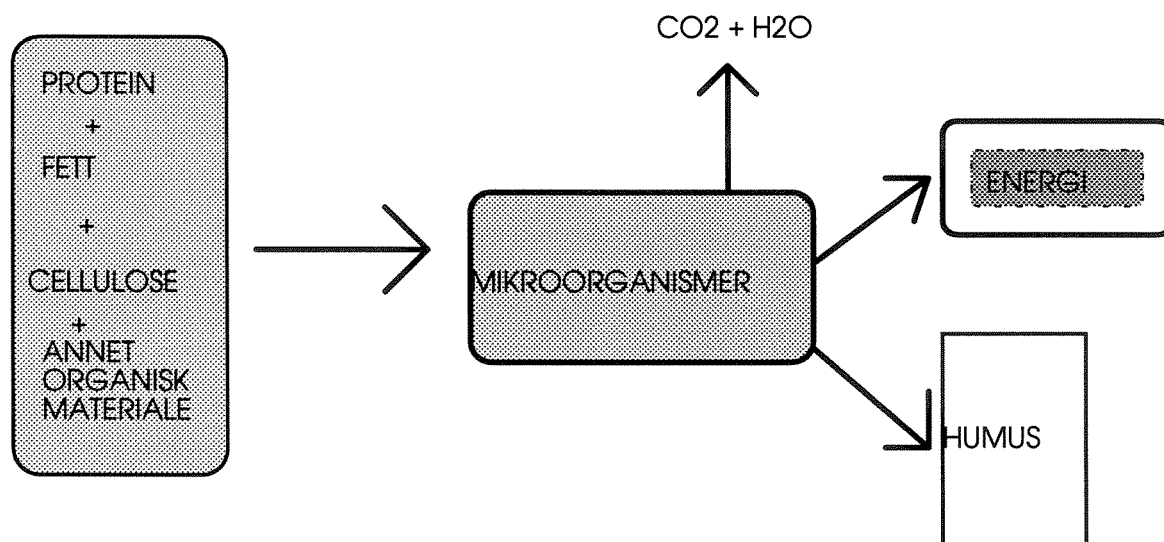
Aerob kompostering er definert som mikrobiell nedbrytning av organisk materiale under tilgang på molekylært oksygen. Den mikrobielle aktivitet frigir energi i form av varme som under kontrollerte betingelser kan gi temperaturer i kompostmassen på rundt 80°C.

Kompostering som metode vil:

- redusere avfallets vekt og volum
- gi avfallet en tørrere konsistens egnet for lagring og ulik disponering
- redusere luktulemper
- gi mulighet for hygienisering

og kan:

- stimulere nedbrytning av miljøskadelige organiske forbindelser
- ha fordelaktige gjødselkvaliteter



Figur 6: Viser en enkel oversikt over komposteringsprosessen

Komposteringsprosessen er avhengig av at slammet inneholder nedbrytbart organisk materiale, pH i området 6-9, varmeisolerende for oppnå tilfredsstillende hygienisering av slammet og tilstrekkelig tilførsel O₂.

Tre tørrkomposteringsmetoder er vel kjent i Norge.

1. Frilandskompostering
2. Kompostering på luftet plate
3. Reaktorkompostering eller trommelkompostering

Den første av disse metodene hadde sin gyldne alder sent i 70-årene. Erfaringene var positive ved halvparten av i alt 10 renseanlegg som var med i prosjektet: "Frilandskompostering av råslam". Den klimaavhengige metoden fordrer nøye oppfølging. Konklusjonen for flere av anleggene var at slamkomposteringen var for arbeidskrevende og at produktene ikke tilfredsstillt krav hos viktige brukere. I dag er det i første rekke Muusøya (Drammen) og RA i Kristiansand som har positive erfaringer med frilands- (ranke) kompostering av kalkfelt slam. Erfaringene fra 89-90 fra RA i Kristiansand var at de ikke klarte å dekke behovet for kompostert slam til dekkmasse på veiskråninger o.l.

ISI-anlegget er det best beskrevne komposteringsanlegget der luftet plateteknikk anvendes for behandling av omlag 5 000 tonn slam/år (tilsvarende 7-8% av slamproduksjonen). Da VEAS produserer kalket slam tar det relativt lang tid før komposteringsreaksjonen kommer i gang. Temperaturen i komposten holdes imidlertid på rundt 60^o (ved regulering av lufting) i de 14 døgner som kreves for hygienisering av kompost. Produktet etterspørres bl.a. hos hageeiere. Det har imidlertid vært tildels alvorlige problemer knyttet til luktutvikling fra komposteringsområdet. ISI-prosessen benytter innblanding av bark og flis i den kalkstabiliserte råkomposten.

Andre anlegg med erfaring er Midtre Namdal avfallsselskap og Bergen kommune (Sletten).

Reaktorkompostering i Norge har en heller bedrøvelig historie tilknyttet BAV-anlegget på Bekkelaget som ble nedlagt i 1986 på grunn av alvorlige driftsproblemer, bl.a. knyttet til etablering av stabile TS-forhold i komposten samt uforholdsmessig høye driftskostnader.

I perioden 1990-93 har det vært utført kompostering i trommelreaktorer ved Vaa Biomiljø mikrobiologiske forsøksstasjon i Sauland i Hjørdal. Teknologien kan muligens innføre en ny æra for lukket kompostering. Mekanisk / kjemisk slam behandles i en samblanding med granbark (1:3) med gode resultater. Temperaturen ligger i de nødvendige 12 døgner på ca. 60^oC og produktet er et tiltalende og nesten luktfritt jordforbedringsmiddel som bør ha omsetningsmuligheter. Stasjonen har i disse dager inngått avtaler med flere kommuner rundt Notodden om behandling av slam.

Ved komposteringen omdannes organisk materiale til NH₄⁺ samtidig som materiale blir stadig mer og mer gjennomtrængelig for luft og vann. En ulempe ved dette er risiko for store tap i gassform som ammoniakk eller gjennom avrenning som ammonium. Tilførsel av karbonrikt materiale som bark gir muligheter for opptak av fritt nitrogen i biomasse og forhindrer derigjennom de store nitrogentapene til luft.

Behandlingens konsekvenser for slamkvalitet

Tørrkompostering inkluderer bruk av karbonrike fyllstoffer som bark, flis og halm. Dette gir mulighet for opptak av utskilt NH₄⁺ i biomasse slik at netto N-tap (i vann eller til luft) blir langt mindre enn ved våtkompostering. Fosforkonsentrasjonen vil gå ned som funksjon av tilsetning av bark, flis eller halm, men ikke tapes. Fosfor fra metallfelt slam vil for en stor del overføres til cellebundet fosfor.

Termisk tørking

Termisk tørking brukes for radikal avvanning av slammet, gjerne som en mulighet i strøk der mulighet for disponering og/eller deponering av store slammengder er små. Hygienisert og tørt slam (TS > 85%) fremstilles ved oppvarming til temperaturer litt overkant av 100°C. Temperaturene bør ikke være for høye da organisk materiale lett kan drives av. Et spesielt problem tilknyttet dette vil være at disse tørkegassene også inneholder luktgivende forbindelser som igjen fordrer egne behandlingsopplegg.

I Norge etableres termisk tørking etter råtnetank ved I.V.A.R i Rogaland. Problemet i Rogaland er at jordbruket tilføres overskudd av gjødsel fra husdyrhold. Metangass fra råtnetank brukes til å tørke slammet. Produktet foreligger i pelletsform og produksjonen forventes å ligge på ca. 6 000 tonn årlig.

Behandlingens konsekvenser for slamkvalitet

Det vil forventes et nitrogentap noe høyere enn den oppnådd ved kalkstabilisering, d.v.s. > 10%.

Det vil ikke forventes endringer m.h.p. totalinnhold av fosfor.

Slamvolumet senkes betydelig og produktet kan foredles m.h.p. konsistens og form (transportegenskaper).

Hydrolyse

Kambi teknologi (v / O. Holdhus) har utviklet et nytt konsept for å redusere slamvolum og eliminere problemer med miljøgifter og avgasser. Metoden nytter hydrolyse for størst mulig omdanning av slammet til vannløslige produkter nyttbare som jordforbedring (20-30% vesentlig sukkermolekyler).

Det foreligger i dag en mobil hydrolyseenhet med kapasitet på 20 000 pe.

I løpet av 1993 er det planlagt etablert en stasjonær fullskalaenhet til 100 000 pe (HIAS).

Forbrenning

Metoden kan anvendes for å opnå en maksimal reduksjon av volumet i slammet (90 % reduksjon av avvannet slam / 50% reduksjon av tørrstoff).

Slammet må avvannes til 35-40% før forbrenning. Avvanning gjøres som kombinasjon mellom mekanisk avvanning og moderat tørking. Indirekte tørking med varmevekslet luft fra forbrenningsavgassene blir benyttet. Dagens slamforbrenningen benytter såkalt "fluidized bed-teknologi" bl.a. fordi prosessen avgir "de reneste avgasse". Det er alikevel skepsis til metoden både fordi røkgassene utgjør et forurensingsproblem og fordi resirkulerings-aspektet er utelatt. Metoden er utbredt i Nord-Europa (Tyskland, Nederland og Frankrike).

I Skandinavia er metoden er utredet for Gøteborgsregionens Ryaverks-aktiebolag (GRYAAB) fordi slutt disponering av slam er et stort problem ved renseanlegget. En

stor del av det svenske jordbruket er fortsatt skeptiske til bruk av kloakkslam.

Behandlingens konsekvenser for slamkvalitet

Ved forbrenning konverteres organisk karbon, nitrogen og svovel til CO₂/CO, NO_x og SO₂. Selv om sluttproduktet eller asken inneholder fosfor og andre viktige plantenæringsstoffer er avsetningsmuligheter til landbruk regnet å være små. Asken kan imidlertid ha verdi som tilsats i produkter for vitalisering av skog. Mulighetene begrenses av askens innhold av tungmetaller.

Tabell 1: Kort sammenfatning av de viktigste effekter som ulike behandling vil ha på slammet.

	FOSFOR	NITROGEN	JORD FORBEDR. ²¹	VOLUM
Aerob hygienisering eller pasteurisering + anaerob stabilisering	liten effekt	tap (-50%)	lavere kvalitet	reduksjon
Våtkompostering	liten effekt	tap (-50%)	lavere kvalitet	reduksjon
Tørrkompostering	liten effekt	små tap	lavere kvalitet ²²	økning
Tilsetning av ulesket kalk til avvannet slam	stabilisering	tap (10-20%)	bedret kvalitet	økning
Termisk tørking	destabilisering	tap (<10%)	bedret kvalitet	reduksjon
Langtidslagring av avvannet slam	liten effekt	tap (-50%)	lavere kvalitet	reduksjon

²¹her inngår vurdering av produkt både som karbonkilde og som "strukturgiver"

²²Ved tørrkompostering endres karbonfraksjon fra lett til tungt nedbrytelig. Til gjengjeld kan produktet få konsistens og form som er attraktivt for anvendelse som toppdekke på ulike grøntarealer

Referanseliste

(Vedlegg II)

Balmér, P. (1989)

Ny slambehandling vid Ryaverket

Vatten, vol 45, sider 66-75

Ofte, J. (1990)

Slam - Problem og muligheter / En oversikt

Slamseminar på Strand Hotell, Fevik 28. november 1990

Paulsrud, B. (1987)

Hygienisering av slam

Prosjektrapport 63/87 NTNF: program for VAR-teknikk

Paulsrud, B., Langeland, G. (1984)

Hygienisering av slam ved lufttilførsel (Janca-prosessen)"

VA rapport 18/84, O 84050, NIVA

Vedlegg III - Korttidsundersøkelse av råvannet i Grimstad

**OVERVÅKING AV KLOAKKINNØP TIL GROOS
RENSEANLEGG**

Agderforskning, avdeling Teknologi

**3. november 1992
revidert 25. februar 1993**

Oppdragstittel: Biologiske rensing i Grimstad	Rapportens tittel: Overvåking av kloakkinnløp til Groos Renseanlegg
Prosjektleder: Erik Norgaard	Fofattere: Erik Norgaard Øyvind Rosenvinge
Institusjoner: Agderforskning, avdeling Teknologi	Rapport nr.: AFT.A.92.007 Rapport-type: analyse
Oppdragsgiver: Grimstad kommune, teknisk etat	Sammendrag: Kloakkinnløpet til Groos rensanlegg er over-våket m.h.p. utvalgte parametere i perioden fra 25.09 til 12.10 1992. Resultatene viser at det i virkedagene inntreffer akutt økning i pH-verdier ($8.0 < \text{pH} < 10.1$) i perioden mellom kl. 10. ⁰⁰ og ca. kl 15. ⁰⁰ . Årsaken er høyst sannsynlig spesiell vaske-prosess som inkluderer bruk av NaOH ved en industrikilde. Med unntak av 6 pH registre-ringer < 6 , ligger pH på innløpet i et akseptabelt område for biologisk aktivitet ($6,0 < \text{pH} < 8.0$). Temperaturen i perioden varierte mellom 12 og 16°C. Total-P var stabil i området 4 mg P/l. Organisk belastning er relativt høy noe som kan skyldes høysesong ved GK og Fuhr. Verdiene for løst BOD ₅ er også høye og "innbyr" til biologisk aktivitet. Total-N er stabil i området 30 mg/l. Lav NO ₃ ²⁻ -konsentrasjon er en fordel ved biologisk fosforrensing.
Rapportens status: Åpen	4 emneord: Kloakk Biologisk rensing Kvalitet Overvåking
	Antall sider: 12 Dato: 4.11.92 Godkjent: _____ Avdelingssjef

BAKGRUNN:

I prosjektet: "Utarbeidelse av grunnlag for etablering av biologisk renseanlegg i Grimstad" skal forventede renseegenskaper i et biologisk anlegg gjennomdrøftes. Driftsjournalen ved Groos renseanlegg gir viktige informasjonen for å kunne foreta vurderinger av forventet effektivitet og driftssikkerhet i et eventuelt biologisk renseanlegg. Analysedataene baseres imidlertid på stikkprøver og kan ikke stå alene som grunnlag for de biologiske/kjemiske vurderinger som må ligge til grunn for konklusjoner og anbefalinger. Det ble derfor bestemt at det skulle foretas en innledende kjemisk/fysisk overvåking av inngående kloakk på renseanlegget. Overvåkingen skulle være kontinuerlig ved plassering av elektroder (pH og temperatur) direkte i vannstrømmen eller representative for tidsintervall (24 timer) ved bruk av døgn-blandprøver.

Grimstad kommune har finansiert analysedelen av overvåkingen.

Det vil være aktuelt å foreta ytterligere målinger for å bekrefte resultatene i rapporten eller beskrive kjemisk/fysisk tilstand i andre årstider eller for å identifisere/kvantifisere spesifikke forbindelser (fettsyrer i organisk fraksjon f.eks).

1. Valg av parametere

Følgende parametere ble valgt ut for registrering i perioden fra 25. september til 12. oktober 1992:

Total organisk karbon	TOC
Løst organisk karbon	DOC
Biokjemisk oksygen forbruk	BOD ₇ ²³
Kjemisk oksygen forbruk	COD
Total Fosfor	
Løst fosfor (ortofosfat)	
Total nitrogen	
NH ₄ ⁺	
NO ₃ ⁻	
alkalitet	
pH	
temperatur	

pH og temperatur ble registrert hvert 15. minutt ved bruk av elektroder (koplest til datalogger) plassert direkte i innløpsstrømmen til renseanlegget. Resten av analysene ble gjort i døgnblandprøve.

²³løst fraksjon

2. Gjennomstrømning av kloakk

Gjennomstrømning i renseanlegget ble fulgt som normal driftsparameter. Målingene er hentet ut fra driftsjournalen ved Groos renseanlegg.

3. Metoder

3.1 Prøvetaking, transport og konservering av prøver

Døgnblandprøver ble hentet (som mengdeproporsjonale prøver) med prøvetaker av type PSW-84 B 522-2 (*Contronic development ab*). Prøvematerialet ble overført til 10 liters beholder (25 liter over week-end). Prosedyre for prøvetaking, transport og konservering var som følger:

- * Prøvebeholder med døgnblandprøve ble rystet godt før uttak av 2,5 liter på ren plastkanne.
- * Beholder for mottak av døgnblandprøve ble rengjort v.h.a. spyling og grundig rysting.
- * Prøvematerialet ble transportert til analyselaboratoriet ved Agderforskning, avdeling teknologi.
- * Prøver til bestemmelse av BOF ble satt umiddelbart ved ankomst til laboratoriet.
- * Prøvemateriale for analyser av øvrige parametere ble konserverert, lagret og analysert etter spesifikasjoner i norske standarder.

3.2 Analysemetoder

Analyser ble utført etter spesifikasjoner i Norsk Standard eller modifikasjoner av disse:

alkalitet (NS 4754), pH (NS 4720), Fosfat (NS 4724), Totalfosfor (NS 4725), Totalnitrogen (NS 4743), nitritt/nitrat-nitrogen (NS 4745), ammonium-nitrogen (NS 4746), KOF (NS 4748-oksidasjon med dikromat), BOD (NS 4758 - manometrisk metode), TOC (NS-ISO 8245)

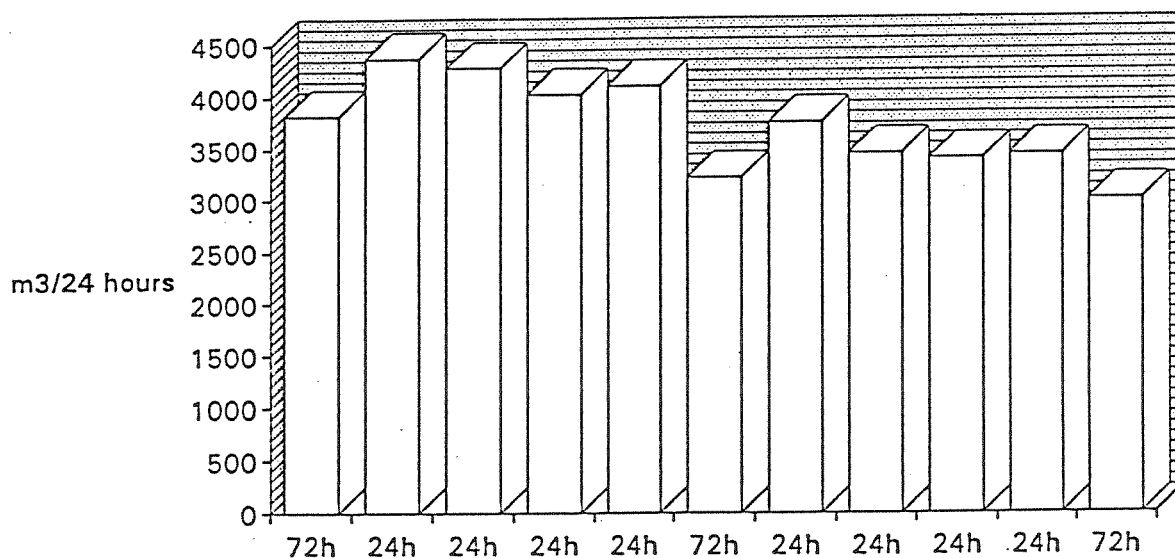
Temperatur og pH ble målt kontinuerlig hvert 15. minutt i perioden fra 30. september til 13. oktober.

4. Resultater

4.1 Kloakkgjennomstrømning i perioden

I figur 1 vises kloakkgjennomstrømningsbildet i perioden. Figuren viser at perioden var nedbørsfattig med et svært stabilt gjennomstrømningsbilde på ca. 4 000 m³/døgn. Det er en kjennsgjening at anlegget mottar store nedbørsavhengige fremmedvannsmengder. Vannføringen gjennom anlegget kan således øke opptil 5-6 ganger det som kan kalles en normaltilrenning. Situasjonen i overvåkingsperioden kan betegnes som representativ for normaltilrenning.

Figur.1: Vannføring i Groos renseanlegg i overvåkingsperioden fra 25. september til 12. oktober 1992.



4.2 Temperatur

Temperatur i kloakk inn på renseanlegg varierte mellom 12 og 16°C, varmest først i perioden. Fra 10.oktober lå temperaturen i inngående kloakk i området 12-14°C.

4.3 pH

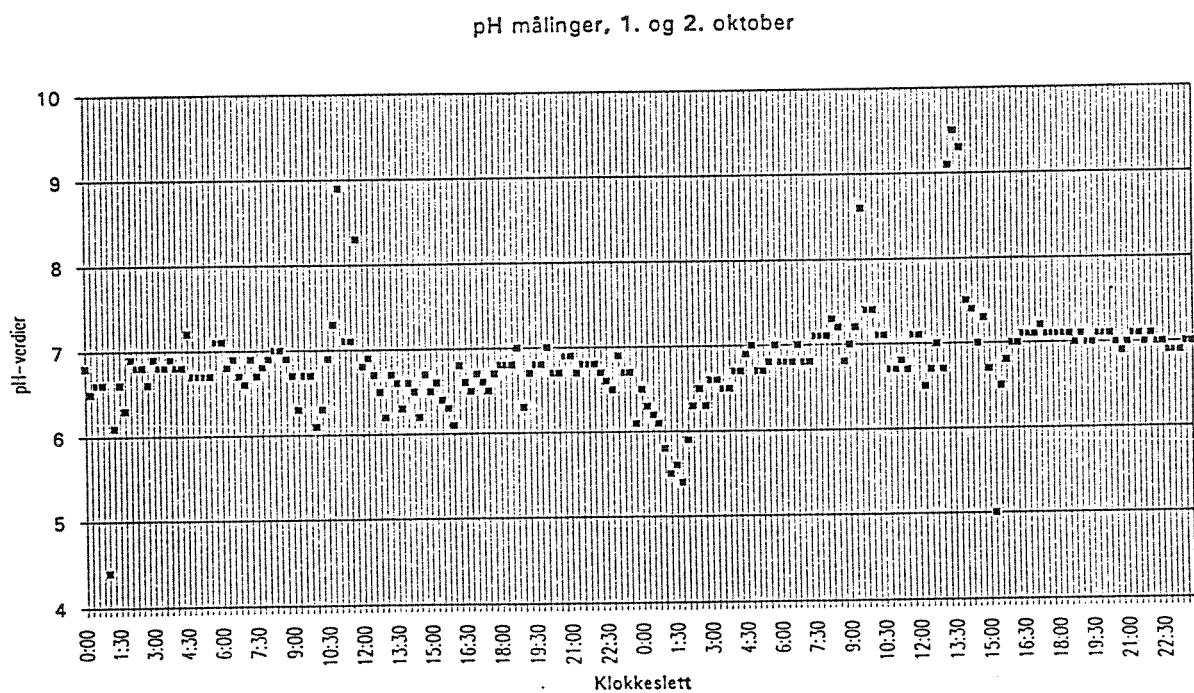
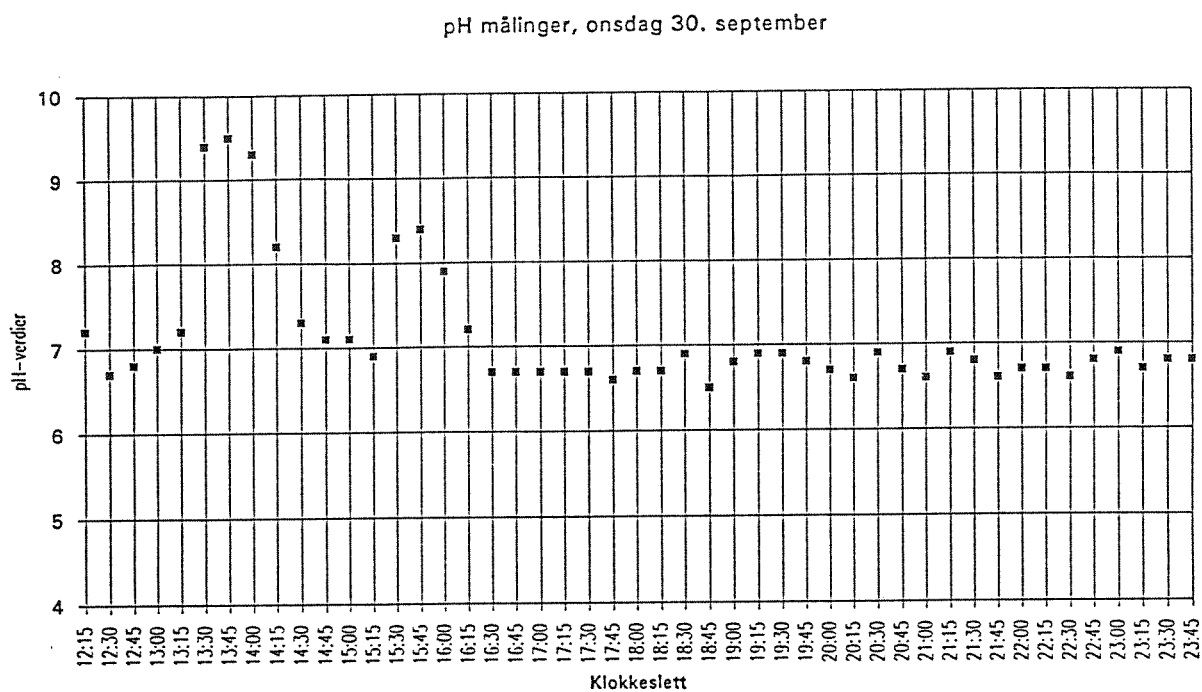
pH-målinger viste stort sett stabile verdier i området 6-8.

Følgende avvik er registrert:

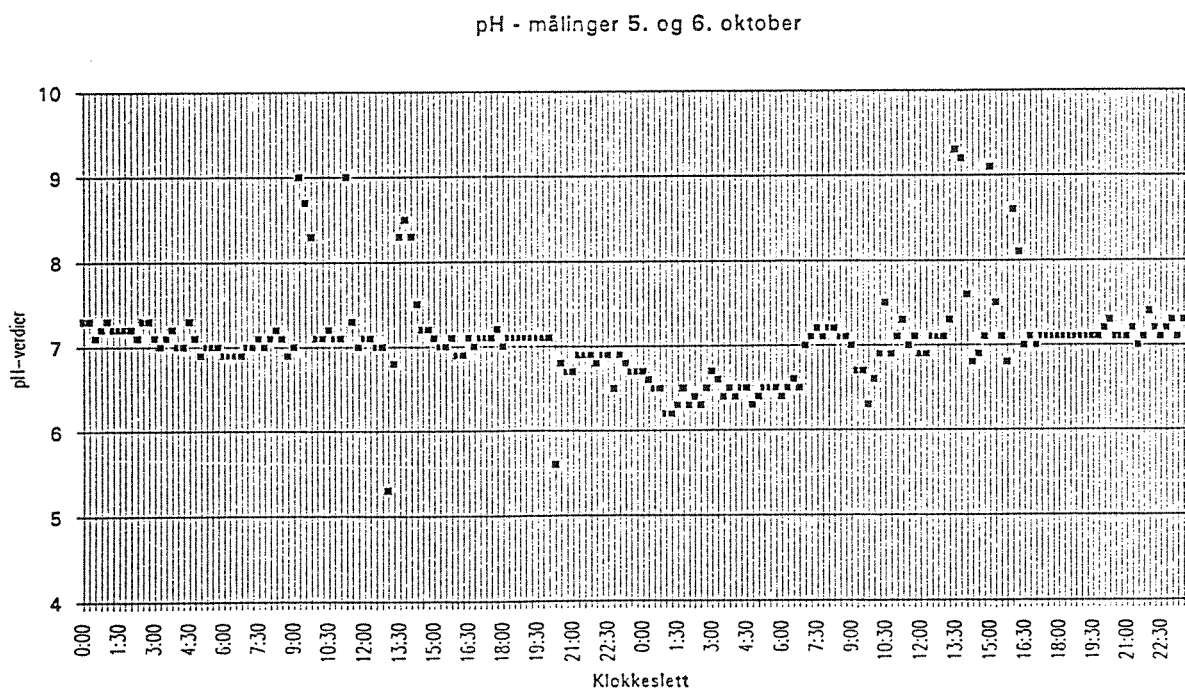
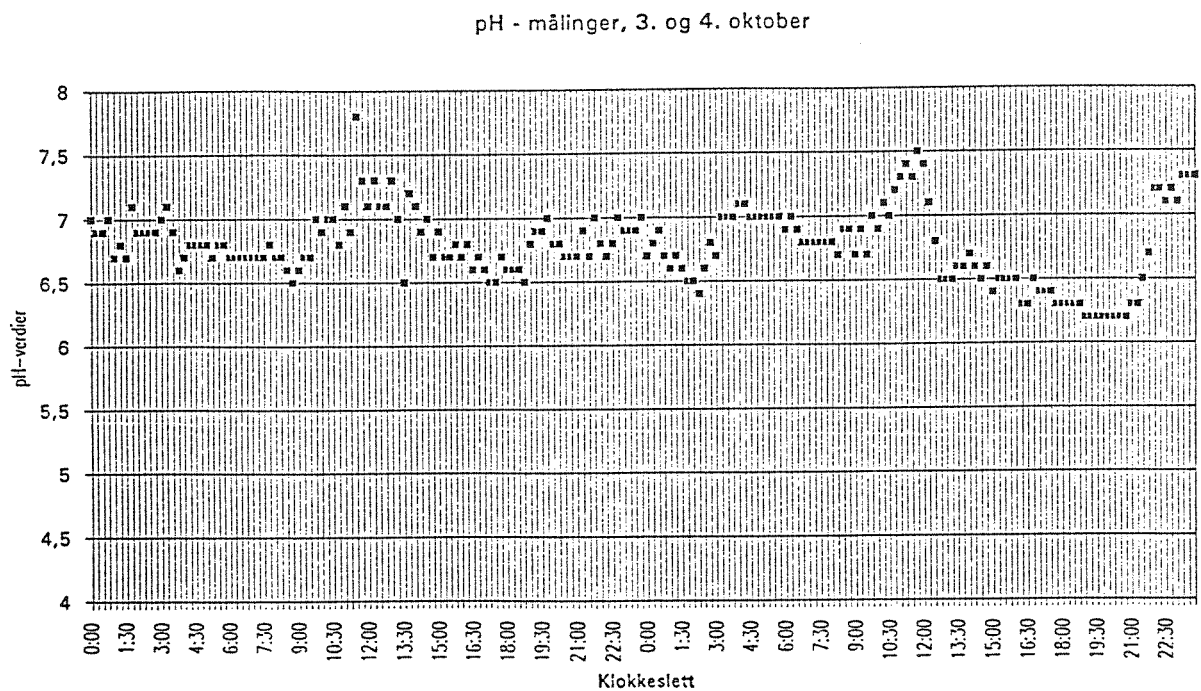
- 1) Høye pH-verdier i korte perioder i virkedagene ($8 < \text{pH} < 10.1$).
Høyeste registrerte pH-verdi var 10.1 (onsdag 7. oktober).
- 2) Det ble gjort 6 registreringer med lav pH i perioden ($\text{pH} < 6$)
Ved to anledninger var pH lik eller lavere enn 5 (torsdag 1. oktober og fredag 2. oktober).

Resultatene er vist grafisk i figurene 2a--2d.

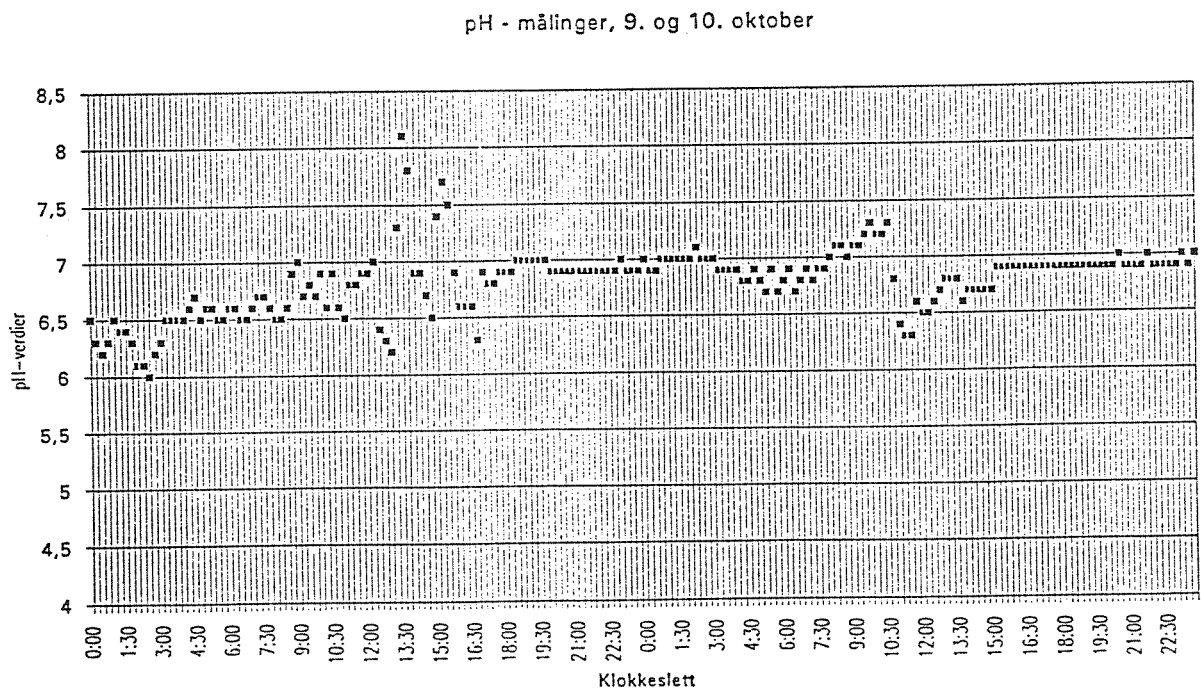
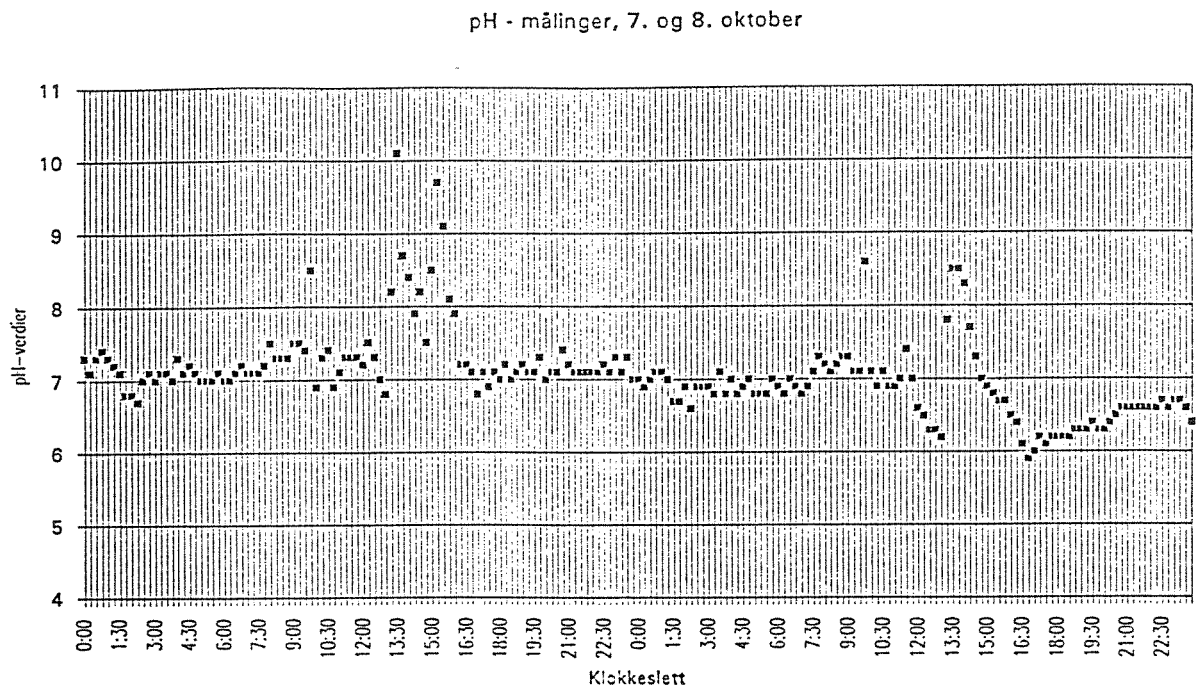
Figur 2a: pH registreringer i kloakkinnløp til Groos renseanlegg i perioden onsdag 30. september (kl. 12.15) til og med fredag 2. oktober 1992.



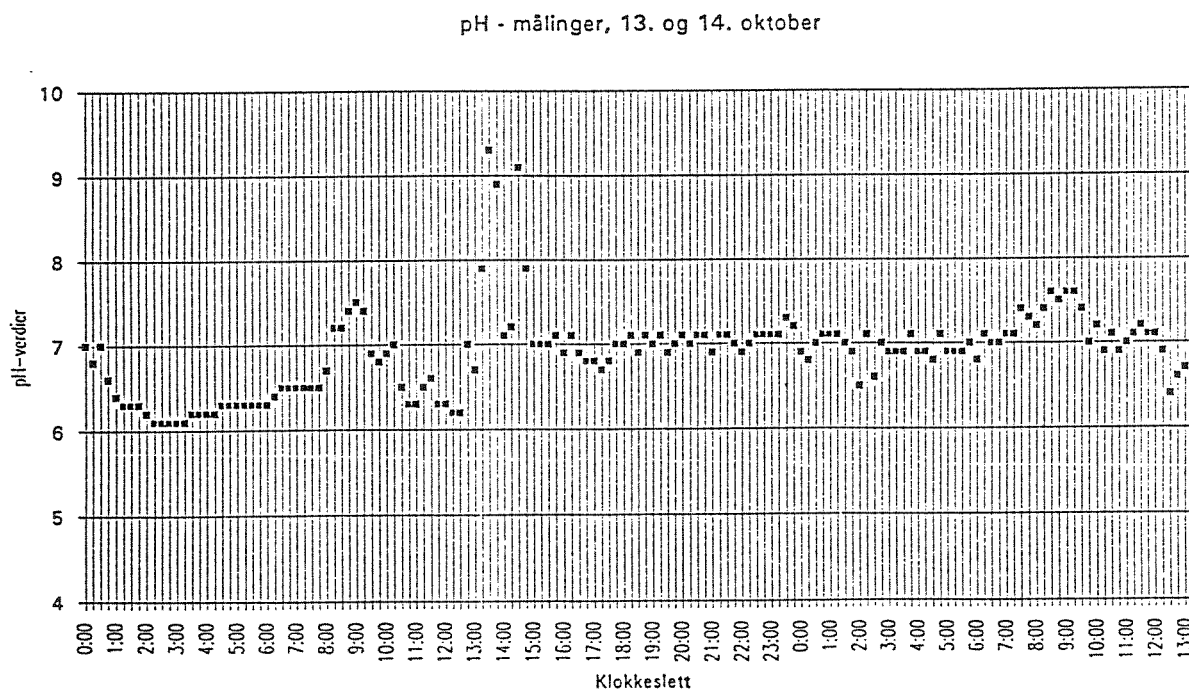
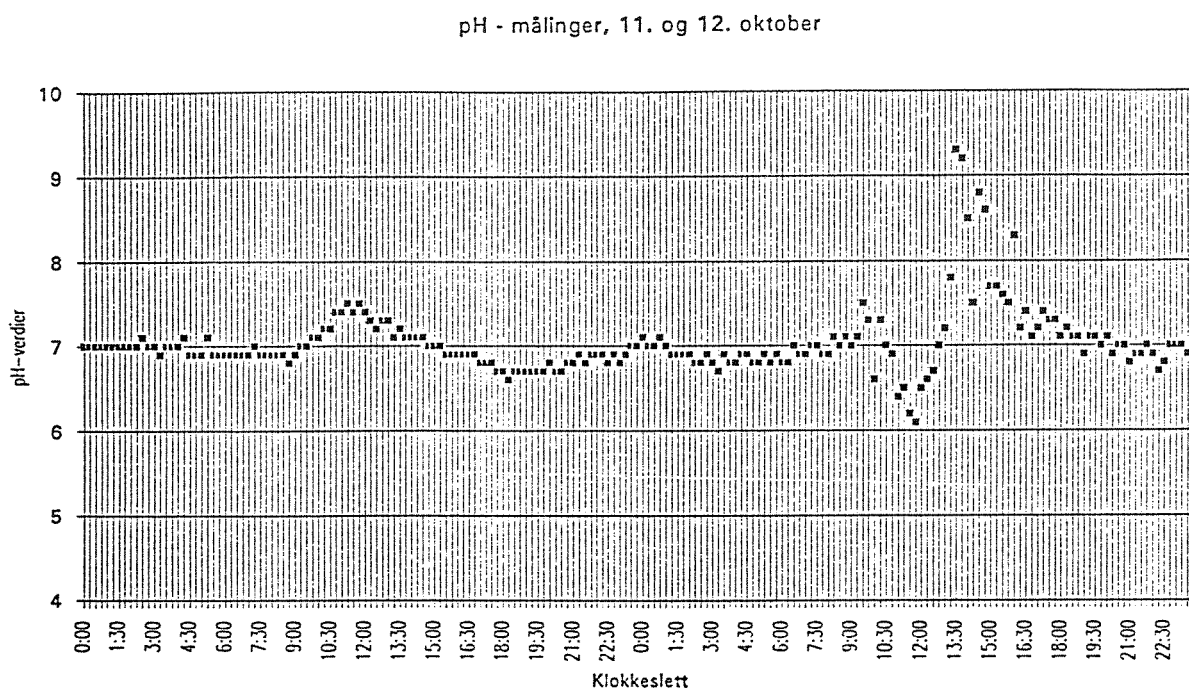
Figur 2b: pH registreringer i kloakkinnløp til Groos renseanlegg i perioden lørdag 3. oktober til og med tirsdag 6. oktober 1992



Figur 2c: pH registreringer i kloakkinnløp til Groos renseanlegg i perioden onsdag 7. oktober til og med lørdag 10. oktober.



Figur 2d: pH registreringer i kloakkinnløp til Groos renseanlegg i perioden søndag 11. oktober til og med onsdag 14. oktober (kl. 13.00).



4.3 Kjemiske parametere

Resultatene er vist nedenfor i tabell 1.

Tabell 1: Kloakk kvalitet i innløp til Groos renseanlegg.
Benevninger i mg/l (for henholdsvis karbon, oksygen, nitrogen og fosfor) og mmol/liter for alkalitet.

SAMPLE	alk.	TOC	COD	DOC	BOD	P-tot	Ortho-P	pH	Ammonium	NO3+NO2	Nitrogen
72h	2.8	60		31.9	70	3.36	1.59	7.4	17.6	0.05	26.5
24h	3.44	184		114	190	4.15	1.14	7.17	11.3	0.05	24.5
24h	1.12	150	602	86.2	200	3.33	0.59	6.26	10.4	0.05	25.1
24h	0.98	190	663	111	305	3.78	0.75	6.09	11.3	0.37	25.9
24h	0.86	189	704	96.6	255	4.01	0.68	6.14	9.98	0.09	28.9
72h	2.3	78.3		32.6	90	3.7	1.28	7.16	18	0.28	29.2
24h	1.3	154		88	225	3.85	0.85	6.48	11.7	0.09	27.8
24h	2.1	82.8		33.7	125	3.78	0.99	7.2	15.2	0.05	26.8
24h	2.78	99.8	511	42.2	140	4.06	1.1	7.05	15	0.18	30
24h	2.2	84.8	465	31.7	70	4.06	1.12	7.39	15.6	0.09	28.6
72h	2.36	59.2	262	18.1	65	3.72	1.68	7.38	20	0.05	30

5. Kort vurdering av resultater

pH

pH-verdier ligger i et akseptabelt område for mikrobiologisk fosforfelling ($6 < \text{pH} < 8$).

Lave pH-verdier ($\text{pH} < 5$) vil kunne influere negativt på det biologiske system, spesielt dersom periodene med lav pH strekkes over noe tid (timer). Resultatene fra overvåkingen viser kun én registrering med $\text{pH} < 5$. Det er imidlertid vanskelig å komme med hypoteser om mulig kilde eller hvor vanlige slike hendelser er.

Når det gjelder perioder i virkedagene med gjennomgående høye pH-verdier i innløpet er kilden høyst sannsynlig industri som anvender lut i produksjonen.

Kloakk med svak basisk karakter vil normalt kunne tolereres av det aktuelle mikrobiologiske system. Hvor toleransegrensen ligger er p.t. ukjent. pH-verdier opp mot og i overkant av 10 bør uansett unngås.

Problemer knyttet til for høye pH-verdier inn på renseanlegg bør løses v.h.a. enkle tiltak ved kilden(e).

TOC/DOC/COD/BOD

Kloakken inn på Groos rensesanlegg er *rik* i den forstand at den inneholder mye organisk karbon som foreligger i oppløst og nedbrytbar form. Det bør presiseres at resultatene beskriver situasjonen i en periode med lite nedbør (lav fortynning p.g.a. innslag av fremmedvann) og antagelig høy aktivitet ved "nettkoplet" næringsmiddelindustri.

Uansett vil de høye verdiene være gunstige for mikrobiologisk fosforfelling. Dersom målet også er rensing av organisk materiale (COD-reduksjon) kan det være et spørsmål om fosforbegrensning i kloakksystemet.

Fosfor

Det ble i perioden registrert stabile konsentrasjoner av fosfor på ca. 4 mg/l., hvilket må kunne karakteriseres som lavt, også i norsk sammenheng. Ortofosfat-konsentrasjonen utgjør ca 1/4-parten av totalmengden.

Kravet på 95% reduksjon av fosfor skulle ut fra forannevnte tilsi at utløp fra et eventuelt biologisk rensesanlegg skal være < 0.2 mg/l.

Nitrogen

Total-nitrogen konsentrasjoner i området rundt 30 mg/l. er normale for norske kloakkstrømmer. Svært lave nitritt/nitratt-N-konsentrasjoner er gunstig m.h.t. mikrobiologisk fosforfjerning.

Nitrat vil stimulere denitrifikasjon som er uønsket i innløpet til mikrobiell fosforfjerning. I en kloakk med et stabilt høyt BOF₇-nivå (fortrinnsvis med høy andel av korte flyktige fettsyrer) vil imidlertid noe nitrat i innløpet kunne tolereres.

Ammonium konsentrasjoner på 10-20 mg/l viser at en utfordring vil ligge i koplingen mellom en fremtidig nitrogenrensing (nitrifikasjon + denitrifikasjon) og en effektiv fosforrensing.

Alkalitet

Alkalitet varierer kraftig. Vi har ingen umiddelbar forklaring på dette fenomenet.

6 Foreløpig konklusjon

Innløpet til Groos rensesanlegg kan med bakgrunn i de presenterte resultatene ikke karakteriseres som uegnet for mikrobiologisk fosforfjerning. Forholdet mellom COD og Totalfosfor bør være > 30 for at optimal fosforreduksjon skal kunne finne sted. Et forhold mellom BOD og løst fosfor (ortofosfat) på >>10 er også gunstig. pH-verdier i området 6<pH<8 og en "anaerob kloakk" med forsvinnende lave mengder med nitrat (relativt høye ammonium-verdier) vil være gunstig for mikrobiell fosforrensing.

Det presiseres imidlertid at resultatene som er oppnådd i en periode med lite nedbør og en sannsynlig høy aktivitet i nettkoplet næringsmiddelindustri kan gi et fortegnert og idealisert bilde av situasjonen ved Groos rensesanlegg.

Vedlegg IV - Rensing av avløpsvann ved membran-separasjon

Det finns 3 hovedtyper membranfiltrering: Revers osmose (RO), ultrafiltrering (UF) og mikrofiltrering (MF).

Forskjellen mellom disse er porestørrelsen; minst for RO og størst for MF.

Membranene kan være utformet som rør, kapillære, fibre, spiral eller flater. Materialet er oftest en polymer; celluloseacetat, polysulfon osv.

Med fluks menes produksjonsrate eller permeat (renset væske) per tidsenhet og membranflate. Konsentratet er den oppkonsentrerte strømmen fra membranen.

Nedenfor presenteres et sammendrag av erfaringer med membranseparasjon av avløpsvann fra ulike typer industri.

MEIERI

North Kerry Milk Products er et kooperativt meieri i Irland (ref 1). Et av deres produkter er ostestoff laget ved hjelp av syre eller osteløype. Produktet fra denne prosessen vaskes med vann. Vaskevannet inneholder store mengder organiske komponenter (forurensninger).

Forsøk med RO rørmembran viser at 40 bar er optimalt fødestrykk. Driftstemperatur avhenger av om det er brukt syre eller osteløype for å skille ostestoffet. Det er dessuten viktig med pH kontroll for å hindre belegg-dannelse på membranen (scaling).

Som et mål for lekkasje av organisk stoff gjennom membranen brukes uttrykket $MTC = BOF_p \times Flux / BOF_c$ hvor:

MTC = mass transfer coefficient

p = permeat

c = concentrate.

Konsentratet fra prosessen kan brukes som dyrefor. Permeatet går til avløp (Tab.1 og 2)

Tabell 1: Fordeling av organiske komponenter etter RO separasjon av osteløypevaskevann. Fluks=134 l/m²h

Komponent	Konsentrat (mg/l)	Permeat (mg/l)	MTC
KOF	21 517	160	0,185

Tabell 2: Fordeling av organiske komponenter etter RO separasjon av syrevaskevann.
Fluks= 39 l/m²h.

Komponent	Konsentrat (mg/l)	Permeat (mg/l)	MTC
KOF	47 021	89	0,07
BOF	17 205	32	0,07

En grunn til mindre separasjon av organiske komponenter fra osteløype-vaskevann sammenlignet med syrevaskevann er dannelsen av melkesyre ved lagring av osteløype. Melkesyre separeres dårligere enn mineralsyre.

GALVANISERING

Master Lock er en stor låsprodusent (ref 2). Komponentene belegges med kopper, nikkel, krom, eller kadmium.

I galvaniseringsprosessen inngår vasking av komponentene i spesielle rensebad etter galvaniseringsbadet. På grunn av strenge krav til produktkvalitet må vannet i dette rensebadet tilfredsstillende visse kriterier. Bedriften har fått pålegg fra myndighetene om at det brukte vannet fra rensebadet ikke kan slippes ut i avløpssystemet urensset.

Vannet fra rensebadet inneholder bl.a. 5 - 200 mg/l Cu. Kriteriet for at dette vannet skal kunne brukes om igjen i rensebadet er at kopper-innholdet er redusert til under 5 mg/l. Det er gjort forsøk med RO (tabell 3). Renseanlegget opp-konsentrerer den brukte væsken fra rensebadet slik at konsentratet kan resirkuleres til galvaniseringsbadet. Innholdet av cyanid og kopper i konsentratet må være minst 50% av kravet til innhold av disse komponentene i galvaniseringsbadet. Permeatet resirkuleres til rensebadet.

Tabell 3: Separasjonseffekt fra revers osmose av to forskjellige rensebad.

Føde ledningsevne (µs/cm)	Konsentrat ledningsevne (µs/cm)	Permeat ledningsevne	Copper i permeat (mg/l)
3 200	13 800	213	1,30
443	1 750	17	0,03

PRODUSENT AV HYDRAULIKKOLJE

Bedriften produserer ester basert syntetisk hydraulikkolje (ref 3). Avløpsvannet inneholder følgende organiske kjemikalier: glykoler, aminer, polyoler, fettsyrer, estere og anhydrider. Det produseres omtrent 0.8 m³/dag. Dette sendes til mottak for spesialavfall til en pris av NOK 1600 /m³.

I tillegg til det økonomiske aspektet er også bedriften opptatt av videre håndtering av avfallet som de sender vekk.

Ved oppkonsentrering av avløpsvannet vil det bli lettere å behandle eller transportere dette. En ultrafiltrerings-membran ble prøvd med følgende mål: Permeatet må kunne tilfredsstillende utslippskriterier og membranen må tåle de oppkonsentrerte kjemikaliene fra separasjonsprosessen.

UF gav ikke gode nok resultater. Avløpsvannet inneholdt flere organiske stoff med liten molekylvekt. Det ble forsøkt med en spiral RO kompositt (TFC) membran. Dette var ikke vellykket pga kjemisk angrep på membranmaterialet. Alkylert difenylamin komponenten i avløpsvannet reagerte med polymeren i membranen. Det ble forsøkt med en cellulose acetat membran (tabell 4). Resultatene viste dårlig separasjon av KOF, noe som kan tilbakeføres til at de fleste av disse KOF kjemikaliene har molekylvekt under 200 dalton. En måte å løse dette problemet kan være aktivt kull eller RO med mindre cut off.

Tabell 4: Revers osmose av avløpsvann fra produsent av ester-basert syntetisk hydraulikkolje.

Komponent	Føde (mg/l)	Permeat	Permeat
		90 % (mg/l)	95 % (mg/l)
TDS	226	17	27
COD	17 000	13 000	14 000
TKN	49	4	5
Olje/fett	193	27	36

DRIVHUS

Veksthusarealet i Norge er ca 2000 daa. Det årlige gjødselforbruket anslås til 150 kg N, 35 kg P og 200 kg K pr daa. I dag går 50 - 70% av dette urensset ut i kloakk (ref 5).

Avrenningen kan ikke resirkuleres ubehandlet. Årsaken til dette er faren for epidemisk spredning av plantepatogener. Effektive metoder for desinfeksjon/rensing av

avrenningen er oppvarming til 95°C, ozonering eller membranseparasjon. Membranseparasjon er minst kostbar.

Avrenningen kan renses med en mikromembran. Membranens porer er så store at næringsstoffene følger med permeatet mens plantepatogenene blir igjen i konsentratet. Permeatet som er rikt på næringsstoffer resirkuleres til plantene. Vannforbruk og gjødselforbruk vil reduseres betraktelig og man unngår uønskede næringssalter i avløp.

SLAKTERI

Avløpsvann fra matforedlingsindustri inneholder en stor mengde biologisk nedbrytbart materiale. Proteiner og fett er størst kilde til forurensing.

Avfallet fra slaktning av 1000 kg dyr består av 12 kg fast stoff, 14,6 kg BOF og 1,7 kg nitrogen. Basert på nitrogen går 10,5 % av proteinet til avløp. Avfallet er derfor en rik proteinkilde. Mesteparten av dette slakteavfallet er blod.

Det er blitt gjort flere forsøk med ultrafiltrering og revers osmose av slakteblod (ref 4). Det ble funnet en optimal fødetemperatur på 43°C. Blod vil koagulere ved høyere temperatur. Det ble videre definert en gjennomsnittlig fluks på 10- 15 l/m²h ved 30°C for de fleste systemer. I Nederland er det et membranlegg som produserer 1600 liter per time blod plasma oppkonsentrert 3,2 ganger.

Det er gjort forsøk med UF rørmembran på avløpsvann fra slakteri. Gjennomsnittlig fluks var 50 l/m²h. KOF reduksjonen var 72% (tabell 5).

Tabell 5: Ultrafiltrering av avløpsvann fra slakteri med UF membran.

Komponent	Føde (mg/l)	Konsentrat (mg/l)	Permeat (mg/l)	Prosent reduksjon
KOF	15 156	76 000	4 202	72
Fett	2 800	11 900	33	99
Protein	6 440	16 580	3 200	50

Forsøk med UF rørmembran på avløpsvann fra hønseslakteri viser gjennomsnittlig fluks på 17 l/m²h ved 2,8 atm. Reduksjonen i KOF var 95%. Konsentratet inneholdt 30-35% protein og 25% fett (tabell 6).

Tabell 6: Ultrafiltrering av avløpsvann fra hønseslakteri med UF rørmembran.

Komponent	Føde (mg/l)	Konsentrat (mg/l)	Permeat (mg/l)	Prosent reduksjon
TS	1 276	5 386	240	85
KOF	1 968	9 116	131	95
Aske	104	276	48	63
TKN	82	372	14	86
Protein	492	2 013	37	94

I de fleste tilfeller kan permeatet slippes rett i avløp mens konsentratet kan selges som brunt fett eller blandes i dyrefor.

SIGEVANN FRA FYLLPLASS:

Sigevann fra fyllplasser har et høyt innhold av tungmetaller og organisk materiale.

Komponenter i sigevannet kan fjernes ved membranseparasjon av typen revers osmose. Rensegraden vil være 99 % for de fleste tungmetaller og 100% for suspenderte partikler. Permeatet kan slippes ut i hvilket som helst avløpssystem. Konsentratet kan resirkuleres til fyllplassen eller videre behandles.

I april 1992 ble det installert et fullskala forsøksanlegg på Sele fyllplass i Rogaland. Anlegget er designet på bakgrunn av pilotkjøringer gjort sommeren før. Norwet er operatør på anlegget som skal behandle 30 m³ sigevann i døgnet. Membranene er av typen rør og det er ingen forbehandling av sigevannet.

Tabell 7: Revers osmose av sigevann fra fyllplass.
(Norwets pilotkjøringer på Sele sommeren 1991)

Komponent	Føde (mg/l)	Konsentrat (mg/l)	Permeat (mg/l)	Prosent reduksjon
BOF	1 000	4 920	20	98
KOF	5 000	24 600	100	98
Tot N	1 000	4 600	100	90
Cl	1 500	7 380	30	98
Cu	0,1	0,5	0,002	98
Cr	0,1	0,5	0,002	98
Zn	2	9,8	0,04	98

ULLVASKEVANN

Sandnes Uldvare er Norges største garnprodusent. Fabrikken produserer strikkegarn fra 1000 tonn råull per år. Denne ullen vaskes ved høy temperatur og med tilsats av såpe. Resultatet er et avløpsvann med KOF lik 100 000 mg/l. Fabrikken fikk pålegg om å redusere KOF med 75% fra 1989.

Et fullskala anlegg ble dimensjonert ut fra pilotkjøringer med UF rør-membran på fabrikken (tabell 8). I slutten av 1989 var renseanlegget installert. Det ble utvidet i 1991 pga økt ullvasking i fabrikken.

Volumet på vaskevannet reduseres 10 ganger i UF anlegget. Permeatet sendes til avløp mens konsentratet transporteres til en kommunal fyll-plass og avvannes laguner (ref 7).

*Tabell 8: Ultrafiltrering av ullvaskevann, fluks=40 l/m²h
(Norwets pilotkjøringer på Sandnes Uldvare våren 1989).*

Komponent	Føde (mg/l)	Permeat (mg/l)	Prosent reduksjon
KOF	163 280	13 580	92
TS	90 700	18 480	80

BILVASKEVANN

Bensinstasjoner som har mye bilvask vil også ha et høyt forbruk av vann. Det forbrukes 150 l vann per bil. Resirkulering av vaskevann kan være økonomisk gunstig avhengig av pris på vann og avløpsvann. Miljømessig vil resirkulering av vaskevann være fordelaktig på steder med lav eller ingen rensing av avløpsvann.

Norwet har dimensjonert et mikromembrananlegg for resirkulering av bilvaskevann. Anlegget består av robuste kapillærmembraner, olje skimmer og filtre. Permeatet resirkuleres direkte til vasketanken mens konsentratet sendes til oljeskimmer før det igjen går som føde til membranen. Med dette anlegget blir 95% av vaskevannet resirkulert. For å øke intervallene mellom hver gang membranene må vaskes, tilbakespyles de med permeat jevnlig. Ved tilbakespyling sendes permeatet motsatt vei og noe av beleggdamningen på membranen vil løsne og følge med konsentratstrømmen (ref 6).

Referanser

(Vedlegg IV)

1. Merry, A (1983).
"North Kerry Milk Products - Wash Water RO"
PCI.
2. von Kuster, T. and Malmberg, J. (1984).
"Closed loop rinse recovery"
Water Technologies, Inc. USA.
3. Cartwright, P.E. (1989).
7th Annual Membrane Technology
Planning Conference October 17, 1989.
4. Munir Cheryan (1986).
Ultrafiltration Handbook,
Technomic Publishing Company, Inc. 1986.
5. Fevang, H.J. (1992)
Sluttrapport Veksthus,
Norwet
6. Norwet rapport (1991)
"MEMBRANE FILTRATION DEMONSTRATION
PLANT FOR RECYCLING OF CAR WASH WATER".
7. Bilstad, T et al (1992)
"MEMBRANE SEPARATION OF WOOL SOURING
EFFLUENT"
upublisert.
8. Bilstad, T and Madland, M.V. (1992)
"LEACHATE MINIMIZATION BY REVERSE OSMOSIS",
Wat.Sci.Tech. Vol.25,no.3 pp.117-120.

Norsk institutt for vannforskning  **NIVA**

Postboks 69 Korsvoll, 0808 Oslo
Telefon: 22 18 51 00 Fax: 22 18 52 00

ISBN 82-577-2320-7