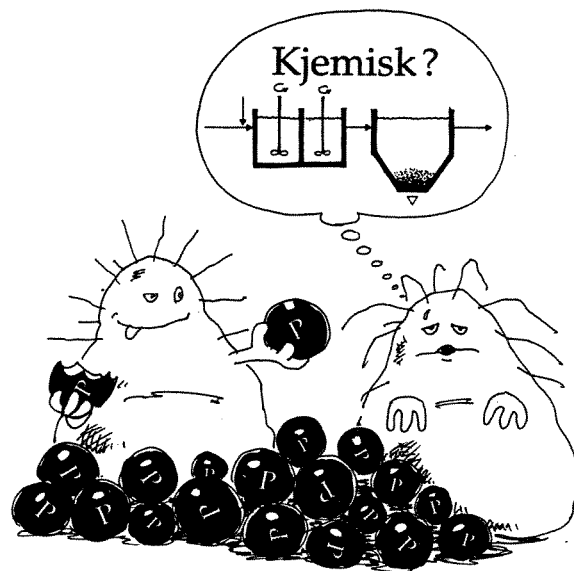


RAPPORT LNR 3372-95

Kvaliteter i ulike typer kloakkslam; betydning av valgt prosess og avløpsvannets sammensetning



Utvikling av norsk kompetanse
innen biologisk fosfor- og
nitrogenfjerning

DELRAPPORT II

NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

| | |
|-------------------------|---------------|
| Prosjektnr.: O-94144 | Undernr.: |
| Løpenr.: 3372-95. | Begr. distr.: |

| | | | | |
|--|---|--|---|--|
| Hovedkontor Postboks 173, Kjelsås 0411 Oslo Telefon (47) 22 18 51 00 Telefax (47) 22 18 52 00 | Sørlandsavdelingen Televeien 1 4890 Grimstad Telefon (47) 37 04 30 33 Telefax (47) 37 04 45 13 | Østlandsavdelingen Rute 866 2312 Ottestad Telefon (47) 62 57 64 00 Telefax (47) 62 57 66 53 | Vestlandsavdelingen Thormøhlensgt 55 5008 Bergen Telefon (47) 55 32 56 40 Telefax (47) 55 32 88 33 | Akvaplan-NIVA A/S Søndre Tollbugate 3 9000 Tromsø Telefon (47) 77 68 52 80 Telefax (47) 77 68 05 09 |
|--|---|--|---|--|

| | | |
|---|--|---------------------------------|
| Rapportens tittel: Kvaliteter i ulike typer kloakkslam; betydning av valgt prosess og avløpsvannets sammensetning. Delrapport II | Dato: 15/12/95 | Trykket: NIVA |
| | Faggruppe: Avløpsteknologi | |
| Forfatter: Erik Norgaard | Kvalitetssikring: Gunnar Fr. Aasgaard | Geografisk område: |
| | | Antall sider: 48 Opplag: 100 |


| | |
|---|------------------|
| Oppdragsgiver: Fylkesmannens Miljøvernnavdeling i Aust-Agder | Oppdragsg. ref.: |
|---|------------------|

| |
|---|
| <p>Ekstrakt:</p> <p>Rapporten beskriver kort hvordan avløpsvannets sammensetning, rensemetode og slambehandling påvirker avløpsslammets kvalitet. Det skilles i rapporten mellom 3 hovedkategorier slam; mekanisk, kjemisk og biologisk.</p> <p>Rapporten gjennomgår spesielt egenskapene til slam fra anlegg som fjerner fosfor biologisk, såkalt Bio-P slam og beskriver hvilke avløpsvannskvaliteter, driftskriterier, avvanningsstrategier og slambehandlings-løsninger som vil påvirke slammets kvalitet.</p> <p>Rapporten beskriver kort erfaringer fra anlegg i drift.</p> |
|---|

4 emneord, norske

1. Renseteknologi
2. Avløpsslam
3. Fosforfjerning
4. Slamkvalitet

Prosjektleder

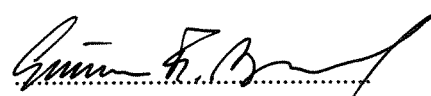


Erik Norgaard

4 emneord, engelske

1. Cleaning technology
2. Sewage sludge
3. Phosphorous removal
4. Sludge quality

For administrasjonen



Gunnar Fr. Aasgaard

ISBN 82-577-2901-9

O-94144

Kvaliteter i ulike typer kloakkslam; betydning av valgt prosess og
avløpsvannets sammensetning

Delrapport II

Grimstad, 15 oktober 1995

| | |
|----------------|---------------------|
| Prosjektleder: | Erik Norgaard |
| Medarbeidere: | Kristin Mørkved |
| | Bjørnar Nordeidet |
| | Gunnar Fr. Aasgaard |

Forord

Grimstad kommune bygger Norges første renseanlegg som benytter biologiske prosesser til å fjerne både fosfor og nitrogen. Miljøverndepartementet har gitt en økonomisk håndsrekning til prosjektet i form av tilskudd på over 20 millioner kr. Deltakere i prosjektgruppen er Norwet, Reid Crowther (Canada) og Asplan Viak Sør. Reid Crowther har gjennomført prosessdesign og beregninger av den biologiske prosessen. Norwet står som prosessansvarlig. Groos renseanlegg (RA) vil få status som et forsknings- og undervisningsanlegg. Kirke-, utdannings- og forskningsdepartementet har gitt Høgskolen i Agder et tilskudd på 4 millioner kroner som bl.a. skal anvendes til etablering av et pilot anlegg etter modell av fullskala-anlegget i skala 1 : 200.

Det er i forbindelse med etablering av Groos RA at prosjektet *Utvikling av norsk kompetanse innen biologisk fosfor- og nitrogenfjerning* er gjennomført. Prosjektet har i første rekke vært et utredningsprosjekt hvor en gjennom innsamling av litteratur og dokumentasjon/erfaring fra ulike anlegg i drift har bygget opp en kompetansebase innen fagtemaene, aktuelle anleggsutforminger for Bio-P/N-anlegg, styring av Bio-P/N anlegg og slam fra Bio-P/N anlegg.

Norsk institutt for vannforskning (NIVA) har på oppdrag fra Miljøvernavdelingen hos Fylkesmannen i Aust-Agder vært ansvarlig for prosjektgjennomføringen. Prosjektmedarbeidere i NIVA har vært:

Erik Norgaard, prosjektleder

Bjørnar Nordeidet

Kristin Mørkved

Gunnar Fr. Aasgaard.

Prosjektet har vært fulgt av en styringsgruppe med følgende medlemmer:

Bjørn Arne Mølland, Miljøvernavdelingen hos Fylkesmannen i Aust-Agder

Bjørn Kristian Pedersen, Grimstad kommune

Torbjørn Borgeraas og Kjell E. Skaug (fra 29.08.95), Høgskolen i Agder

Oddvar Lindholm, Statens forurensningstilsyn

Gunnar Fr. Aasgaard, NIVA

Grimstad 15. oktober 1995

Erik Norgaard

INNHALDSFORTEGNELSE

| | |
|--|-----------|
| SAMMENDRAG | 6 |
| 1. SLAM SOM RESSURS OG FORURENSNINGSKILDE | 7 |
| 1.1 JORDFORBEDRENDE EGENSKAPER..... | 7 |
| 1.2 GJØDSELVERDI..... | 8 |
| 1.2.1 Nitrogen..... | 8 |
| 1.2.2 Fosfor..... | 9 |
| 1.2.3 Kalium..... | 9 |
| 1.3 BIO-P SLAM I GJØDSEL- OG JORDFORBEDRINGSSAMMENHENG..... | 9 |
| 1.4 SLAM SOM KILDE TIL FORURENSNING..... | 10 |
| 2. SLAMKVALITET SOM FUNKSJON AV AVLØPSVANN OG RENSEMETODE | 11 |
| 2.1 AVLØPSVANNETS MENGDE OG SAMMENSETNING..... | 11 |
| 2.1.1 Mengde..... | 11 |
| 2.1.2 Avløpsvannets sammensetning..... | 13 |
| 2.2 AKTUELLE RENSEMETODER OG PROSESSKOMBINASJONER..... | 15 |
| 2.2.1 Mekanisk rensing..... | 15 |
| 2.2.2 Kjemisk rensing..... | 16 |
| 2.2.3 Biologisk rensing..... | 16 |
| 2.2.4 Kombinerte renseprosesser..... | 16 |
| 2.3 MEKANISK SLAM..... | 19 |
| 2.4 KJEMISK SLAM..... | 20 |
| <i>FIGUR 11. ORGANISK STOFF (FSS) I ULIKE KJEMISKE SLAMTYPER (ETTER ØDEGAARD, 1990).</i> | 22 |
| 2.5 BIOLOGISK SLAM..... | 23 |
| 2.6 SLAM FRA ANLEGG MED BIOLOGISK FOSFOR OG NITROGENFJERNING..... | 24 |
| 3. SLAMKVALITET SOM FUNKSJON AV AVVANNING OG BEHANDLING AV SLAMMET | 26 |
| 3.1 Slamavvanning..... | 26 |
| 3.2 SLAMBEHANDLING..... | 29 |
| 4. SÆRTREKK VED SLAM FRA BIOLOGISK FOSFOR OG NITROGENFJERNING | 31 |
| 4.1 NØDVENDIG NÆRINGSGRUNNLAG I AVLØPSVANNET..... | 31 |
| 4.2 TEORETISK BEREGNINGSGRUNNLAG FOR SLAMPRODUKSJON..... | 33 |
| 4.3 MIKROBIOLOGISK STIMULERT KJEMISK FELLING AV FOSFOR..... | 34 |
| 4.4 AKKUMULERING AV FOSFOR SOM POLYFOSFAT..... | 35 |
| 4.5 BETYDNING AV DESIGN OG DRIFTSKRITERIER FOR RENSEANLEGGET..... | 36 |
| 5. AVVANNING OG BEHANDLING AV SLAM FRA BIOLOGISK FOSFOR- OG NITROGENFJERNING | 40 |
| 5.1 AVVANNING AV BIO-P/N SLAM..... | 40 |
| 5.2 KJEMISK STABILISERING OG KOMPOSTERING..... | 40 |
| 5.3 VÅTKOMPOSTERING..... | 41 |
| 5.4 UTRÅTNING..... | 41 |
| 5.5 INTERNASJONALE ERFARINGER..... | 42 |
| 5.5.1 Bowie WWTP, USA..... | 42 |
| 5.5.2 Maryland Old City WWTP, USA..... | 42 |
| 5.5.3 York WWTP, USA..... | 42 |
| 5.5.4 Sjølundaverket, Sverige..... | 42 |
| 5.5.5 Kläranlage Hildesheim, Tyskland..... | 44 |
| REFERANSER | 47 |

Sammendrag

Kvaliteten i slam fra avløpsrensaneanlegg er avhengig av en rekke faktorer.

Avløpsvannets sammensetning og mengdevariasjoner over tid vil være forskjellig fra sted til sted, avhengig av faktorer som ledningsnettets beskaffenhet og andel industripåslipp. I Grimstad er f.eks. Grimstad Konserverfabrikk a/s en hovedbidragsyter som tilfører store mengder med lett nedbrytbart organisk stoff.

Rensemethode og slambehandling er av avgjørende betydning for slammets kvalitet. Det finnes en rekke forskjellige metoder, basert på mekanisk, kjemisk og biologisk rensing eller på kombinasjoner av disse.

Generelt vil mekanisk slam være ustabil, d.v.s. rikt på organisk stoff som er lett nedbrytbart. Den organiske fraksjonen består hovedsakelig av fett, cellulose og protein. Mekanisk slam vil normalt inngå som én av flere slamtyper fra videregående rensaneanlegg.

Kjemisk slam vil normalt inneholde større eller mindre organiske fraksjoner alt etter hvor i rensesprosessen fellingskjemikaliene tilsettes. Rene kjemiske slamtyper fra etterfellingsanlegg eller anlegg med sekundærfelling inneholder lave konsentrasjoner med organisk stoff og kan i de aller fleste tilfellene regnes som stabile. Primærfelt slam vil være en blanding av mekanisk og kjemisk slam og vil derfor være langt mer ustabil. Blandinger mellom biologisk og kjemisk slam fra forfelling eller simultanfelling inneholder normalt mellom 60 og 80 % organisk stoff. Bruk av fellingskjemikalier vil øke slammengden og muligens gjøre fosfor og viktige mineraler mindre tilgjengelige for planter.

Biologisk avløpsrensing har tradisjonelt vært brukt for å fjerne organisk stoff og nitrogen. Ved biologisk nitrogenfjerning vil overskuddsslammet være stabilt, d.v.s. inneholde lite organisk lettomsattelig stoff og forholdsvis mye mindre nitrogen enn vanlig aktivslam.

I de siste 10-årene er biologisk fosforfjerning innført som et alternativ til kjemisk felling. Metoden er godt dokumentert også i kombinasjon med nitrogenfjerning. Slammet fra slike anlegg anrikes med fosfor bundet i polyfosfater intracellulært i bakterier. Disse poly-P bakteriene er spesialiserte i den forstand at de lever og er aktive både med og uten oksygen tilstede. Bakteriene skiller ut fosfor under anaerobe forhold for siden å ta opp fosfor i overskudd under aerobe forhold. Det er rapportert om bio-P slam som inneholder opp mot 6 % fosfor. *Acinetobacter* spp. er den best dokumenterte poly-P bakterien og den er dokumentert å ha akkumulert 32 % fosfor i renkultur. Bio-P slam vil også kunne inneholde relativt store mengder med metallfelt fosfor.

Avløpsvannets kvalitet, spesielt med hensyn på innhold av og forholdet mellom lett nedbrytbart organisk stoff og fosfor vil være helt avgjørende for renseseffekten og slammets kvalitet.

I utgangspunktet bør slamprodukter fra bio-P anlegg være interessante i gjødselsammenheng. Bio-P slam som eksponeres for anaerobt miljø gjennom tradisjonell fortykning og ikke minst behandling ved utråtning taper endel fosfor, men erfaringer så langt kan tyde på at størstedelen av denne løste fosforen bindes opp som metallfosfater.

Det foreligger pr. dato ingen dokumentasjon på gjødseffekten av bio-P slam.

1. Slam som ressurs og forurensningskilde

Kloakkslam er restproduktet fra rensing av avløpsvann. Slammet tas ut fra renseprosessen som bunnfelt slam eller som flyteslam. Vanninnholdet i slammet varierer alt etter hvordan slammet fortykkes og av-vannes. Slammet kan grovt sett deles i to fraksjoner, en organisk fraksjon (Flyktig Suspendert Stoff = FSS) og en uorganisk fraksjon (gløderest). Et høyt innhold av organiske stoffer gir et ustabil slam. Ustabil slam brytes raskt ned og uten tilgang på molekylært oksygen vil det oppstå luktproblemer. Den organiske fraksjonen kan imidlertid medvirke til at slammet har nytte i jordforbedrende/vitaliserende produkter, f.eks for bruk på skrinne eller tørkesvake arealer. Siden kloakkslammet også inneholder næringssaltene fosfor og nitrogen vil det kunne ha potensial som gjødseltilskudd, f.eks til bruk i jordbruket (Asdal et al., 1993 og Ekeberg, 1995) og grøntarealer (Vigerust, 1995).

Kloakkslam skal anses og brukes om en ressurs. Retningslinjene for behandling og disponering setter imidlertid høye krav til produktene. Dette begrenser bruksområder og spredearealer.

Slammengder og kvaliteter er avhengige av rensemetode (prosess), driften ved det enkelte rensenanlegget, avløpsvannets sammensetning og fortykningsgrad. I rapporten sammenliknes slam fra biologiske rensenanlegg som fjerner fosfor (Bio-P slam) eller både fosfor og nitrogen (Bio-P/N slam) med slam fra mekaniske og kjemiske rensenanlegg.

Rapporten fokuserer på 3 kvalitetsaspekter:

- Slam som jordforbedring
- Slam som gjødsel
- Slam som kilde til forurensing

1.1 Jordforbedrende egenskaper

Humusfattig og skinn jord vil ha behov for organisk stoff for økning av moldinnholdet. Slam vil kunne tilføre jorda dette. I tillegg regner Holdhus (1993) at følgende jordforbedringseffekter oppnås ved tilsetning av slam:

- Forbedring av jordas vannhusholdning
- Forbedring av jordas porøsitet
- Forbedring av jordas densitet
- Forbedring av jordas motstand mot overflateerosjon
- Bedret varmeabsorpsjon som funksjon av at slammet gir jorda en mørkere farge
- Bedret plantevekst og utnyttelse av tilførte næringsstoffer som funksjon av at slammet gir god jordstruktur

I jorda vil slammet omdannes til humusstoffer. Denne omdanningsfasen er verdifull i seg selv ved at det dannes bindinger mellom jordpartiklene og slammet (Ekeberg, 1995 og Holdhus, 1993).

Visse rensesprosesser, som f.eks biologisk fjerning av nitrogen ved nitrifisering og biologiske slambehandlingsmetoder, medfører betydelig nedbrytning av organisk materiale allerede før slammet blandes i jorda. Gjenværende organisk materiale i slammet vil være relativt tungt nedbrytbart. Dette sannsynliggjør mindre jordforbedringsevne i slamproduktene.

1.2 Gjødseilverdi

Med slammets gjødsegenskaper menes slammets evne til å tilføre plantene nitrogen (N), fosfor (P) og kalium (K).

1.2.1 Nitrogen

Normalt vil råslam eller mildt utrånnet avløpsslam avgi nitrogen over perioder på 5-6 år. De 2-3 første årene vil nitrogenvirkningen fra enkelte slamtyper kunne ha betydning i gjødselplanleggingen (Asdal et al., 1993). Mineralisert nitrogen i form av ammonium (NH_4^+) eller nitrat (NO_3^-) har en spontan virkning som gjødsel, mens organisk bundet nitrogen må mineraliseres før det kan tas opp av planter. Organiske nitrogenfraksjoner kan videre deles i lett og tungt nedbrytbare forbindelser.

Verdien av organisk bundet nitrogen er avhengig av tidspunkt for disponering og hvilke type planter som dyrkes. Planter med lang vekstsesong vil normalt utnytte den organiske nitrogenfraksjonen best. Nitrogenvirkningen avhenger av slamtype og slambehandling. Chaussod et al. (1985) har gitt en oversikt over mengde av plantetilgjengelig nitrogen (tabell 1).

Tabell 1. Plantetilgjengelighet av nitrogen i ulike slamtyper (Chaussod et al., 1985)

| Slamtyper | Vannforhold | Plantetilgjengelighet første år | Nitrogen-form |
|----------------|---------------------------|--|-----------------------|
| Primærslam | Flytende (< 4% TS) | 35% av Tot-N | Hovedsakelig organisk |
| Biologisk slam | Flytende (< 4% TS) | 50% av Tot-N | Organisk |
| Utrånnet slam | Flytende (< 4% TS) | 100% av NH_4^+ -N og 15% av organisk N | Hovedsakelig ammonium |
| Primærslam | Avvannet (\approx 20%) | 20% av Tot-N | Organisk |
| Utrånnet slam | Avvannet (\approx 20%) | 15% av Tot-N | Organisk |

Som det fremgår av tabellen forringes slammets nitrogenvirkning ved avvanning ved at oppløst nitrogen følger vannfasen. Dette gjelder spesielt for anaerobt behandlet slam som kan inneholde opp til 70% av Tot-N som NH_4^+ -N.

Gjødseilverditallet er en indeks som forteller hvor mange kg handelsgjødsel som kan erstattes med 100 kg slam. 100 kg nitrogen i avvannet og utrånnet slam er i danske forsøk vist å kunne erstatte 15-25 kg handelsgjødsel (Damgaard-Larsen et al. 1979). N-verditallet er 15-25.

Slamstabilisering fører til en ytterligere reduksjon av andelen lettomsattelig organisk bundet nitrogen. Anaerob utrånning vil imidlertid øke innholdet av uorganisk nitrogen.

Tørking av slam medfører tap av nitrogen til atmosfæren som ammoniakk (NH_3). Nitrogenvirkningen av tørket slam vil dermed forventes å være mindre enn for både flytende og avvannet slam. Resultater fra vekstforsøk med tørket primærslam tyder imidlertid på gode gjødsegenskaper. Slammets er dessuten rikt på organisk materiale og vil dermed gi en jordforbedrende effekt (Ekeberg, 1995). Tørkeprosessen gir betydelige volumgevinster og mulighet til å lage granuler som gir fordelaktige egenskaper ved transport og spredning.

Ved forbrenning av slam tapes alt nitrogen til atmosfæren i form av NO_x .

1.2.2 Fosfor

Fosfor i jord fraksjoneres som følger (Spildevandsforskning fra Miljøstyrelsen, 1992):

- Oppløst fosfor i jordvæsken (uorganisk og organisk)
- Labil fraksjon av lettoppløselig fosfor som befinner seg i overflaten av jordpartiklene
- Stabil fraksjon bestående av tungt oppløselig fosfor og fosfor som er lukket inne i jordpartiklene.

Den umiddelbart plantetilgjengelige fosforen finnes som uorganisk fosfor i den første av disse fraksjonene.

Oppløst organisk fosfor må mineraliseres før fosforen er tilgjengelig for plantevekst.

Størsteparten av den vannoppløselige fosforen, som tilføres jorden i form av gjødsel, er tilgjengelig for plantene første året etter utlegging. Deretter faller andelen plantetilgjengelig fosfor over en periode på 5-10 år. Høye konsentrasjoner av reaktive jern- og aluminiumoksider/hydroksider i jorden fører oftest til at andelen stabilt fosfor øker. Reaktiviteten av disse oksidene og hydroksidene faller med fallende pH i jorden.

Chaussod (1985) konkluderer med at slam i sin alminnelighet er god fosforgjødsel. Spesielt peker forfatteren på at slambundet fosfor er et utmerket middel for å opprettholde fosforstatus i jorda. Generelt viser friskt slam uten stabilisering eller aktivslam de høyeste verditallene for fosfor. Anaerobt stabilisert slam gir ofte lav effekt som fosforgjødsel.

Kjemisk felt fosfor kan ha begrenset verdi som gjødsel fordi det antas at fosfor fikses i stabile kjemiske bindinger til bl.a. jern (Fe) og aluminium (Al). Når fosforen er sterkt bundet som aluminium- og jernsalter i jorda, vil ikke planterøttene dra nytte av den (Kuile et al., 1983). Ved kjemisk felling vil det ofte benyttes overskudd av fellingskjemikalier. Dette overskuddet kan fikse løst plantetilgjengelig fosfor og således bevirke en ytterligere økning i andelen stabilt fosfor i jorda.

Det er dokumentert at slam fra biologiske prosesser som også inkluderer kjemisk felling har fosforverditall som i noen tilfeller tilsvarer dem målt for superfosfat eller andre handelsgjødsler (Nilsson og Andersson, 1992 og Baran, 1989). Resultatene fra undersøkelsene viser imidlertid betydelige forskjeller og samtlige konkluderer med at rent kjemisk felt slam, som er vanlig i Norge, normalt vil ha forringet gjødselverdi. I regi av Norsk institutt for planteforskning (Planteforsk) er det satt i gang forsøk der målet er å dokumentere gjødselverdien i forskjellige slamtyper og slamprodukter.

1.2.3 Kalium

Kaliuminnholdet i avvannet slam er meget lavt, idet kalium er lett oppløselig og dermed følger vannfasen. I Danmark er det gjort forsøk med kompostering av slam innblandet brent halm som kaliumkilde (Spildevandsrapport fra Miljøstyrelsen, 1992).

1.3 Bio-P slam i gjødsel- og jordforbedringssammenheng

Det er ikke utført gjødsling- eller jordforbedringsforsøk med rene Bio-P eller Bio-P/N slam.

Nilsson og Andersson, 1992, Thorvik Helgen og Skaug, 1993 samt Spildevandsrapport Nr. 28, 1992 beskriver alle forsøk der dokumentasjon av gjødsleffekter i ulike slamprodukter står sentralt. Det vises til disse rapportene for videre fordykning. Det vises også til at Norsk institutt for planteforskning

bl.a. med avdeling Landvik like ved Groos RA, gjennomfører feltstudier for å dokumentere ulike slamtyper som gjødselsstoff.

✓ *Mangel på dokumentasjon av Bio-P slam i ulike sammenhenger bør inspirere til praktiske forsøk med denne typen slam så snart det foreligger ved Groos RA. Renseanlegget legger forøvrig opp til en meget fleksibel slamhåndtering med mulighet for å separere slamfraksjonene helt frem til behandling.*

1.4 Slam som kilde til forurensning

Slam kan inneholde tungmetaller og organiske miljøgifter. Til tungmetallene regnes i denne sammenheng kadmium (Cd), bly (Pb), kvikksølv (Hg), nikkel (Ni), kobber (Cu) og krom (Cr). God oversikt og kontroll av industrikilder har resultert i at tungmetallinnholdet i norsk kloakkslam er på vei ned. Den største kilden fremover vil være diffuse kilder (nedbør, transport og sigevann) og husholdningene.

Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH), polyklorete bi-fenylar (PCB) og dioksiner har vært fokusert i forbindelse med bruk av kloakkslam. Innenfor samlebegrepet organiske miljøgifter inngår imidlertid en mengde stoffer hvorav mange er påvist å ha giftvirkninger på miljøet. I flere land, bl.a. i Sverige og Tyskland diskuteres mulige skadevirkninger av organiske mikroforurensninger fra slam. Analytisk påvisning av disse stoffene er imidlertid ressurskrevende og det finnes pr. dato lite dokumentasjon på slike miljøgifter i norsk kloakkslam. I norsk slam er det i de siste årene rapportert svært få overskridelser av de grenser som gjelder for tungmetaller i slam. I tabell 2 gis en sammenfatning av resultater fra analyser av tungmetaller i slam fra ca. 200 norske renseanlegg (Blom, 1993).

Tabell 2. Sammenfatning av resultater fra SFT rapport 26 (1993) som viser antall renseanlegg med slam som overskrider grenseverdier for tungmetaller samt slamproduksjonen som dette representerer.

| Miljøgift | Grenseverdi mg/kg TS | Renseanlegg over grenseverdi | | Samlet slamproduksjon over grenseverdi | |
|-----------|-------------------------|---------------------------------|-----|---|-----|
| | | antall | % | tonn | % |
| Kadmium | 4 | 6 | 1 | 600 | 0,8 |
| Bly | 100 | 3 | 1,5 | 3 900 | 5,2 |
| Kvikksølv | 5 | 12 | 6 | 2 300 | 3,3 |
| Nikkel | 80 | 2 | 1 | 200 | 0,3 |
| Sink | 1000 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Kobber | 125 | 12 | 6 | 360 | 0,5 |

Den samme rapporten konkluderer forøvrig med at konsentrasjonen av miljøgifter i norsk slam generelt er lave med unntak for M-/P-kresol og P-nonylfenol og enkelttilfeller av ftalater (Di-(2-etylheksyl)).

2. Slamkvalitet som funksjon av avløpsvann og rensemetode

Det finnes mange oppslagsverk som gir generelle beskrivelser av slamkvalitet som funksjon av rensemetode, men det finnes store variasjoner. Slamkvalitet vil alltid være en konsekvens av mange aspekter:

- Avløpsvannets mengde og sammensetning
- Rensemetode
- Avvanning og etterbehandling av slammet

2.1 Avløpsvannets mengde og sammensetning

Avløpsvannets kvalitet bestemmes av:

- Mengdevariasjoner og fortynning
- Sammensetning

2.1.1 Mengde

Avløpsvannet tilføres ikke renseanlegget i en jevn strøm, men varierer fra time til time, fra dag til dag, fra uke til uke, fra måned til måned og fra år til år. Det er flere årsaker til variasjonene, men de vanligste er:

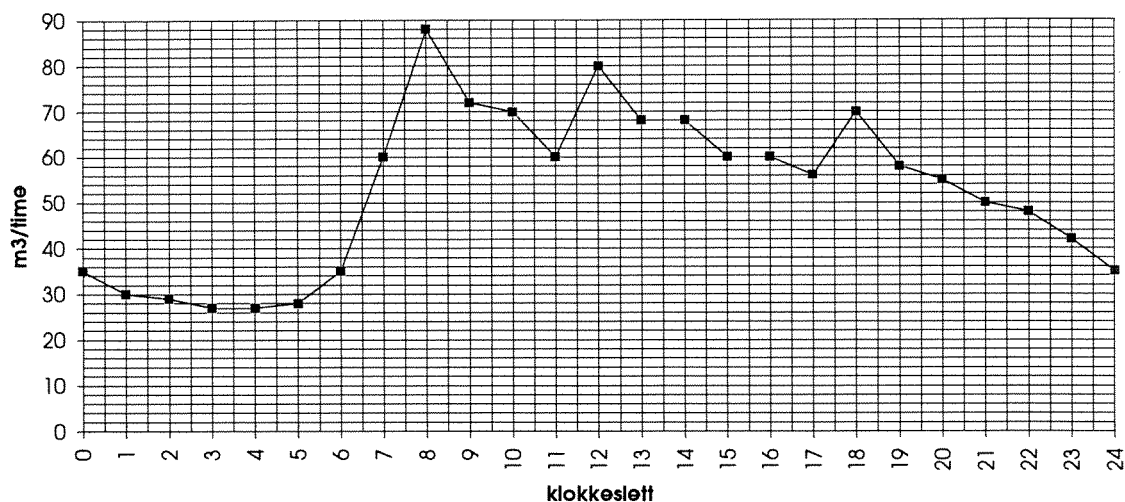
- Forbruksvariasjoner i husholdningene
- Prosessmønstre og aktivitet i industri og institusjoner
- Vær - og stedsavhengig innlekking og infiltrasjon

Et normtall for vannforbruket i Norge er satt til 150 liter vann pr. døgn pr. personekvivalent (p.e.). Variasjonen i avløpsvannmengden fra husholdninger er rimelig forutsigbar. Den avspeiler levesteilet til den vanlige innbygger. Vannforbruket er størst om morgenen og minst om natten. Avløpsnettets lengde/størrelse vil videre influere på de variasjonene som registreres på det enkelte renseanlegget. På et lite anlegg vil det kunne registreres mange topper (ofte både morgen, formiddag og kveld). På større renseanlegg med lange avløpsnett av stor kompleksitet, vil det typiske husholdningsforbruket registreres med en generell økning i vannmengde over dagtid med topp rundt formiddagstimene, og eventuelt om kvelden.

De fleste industribedrifter i byer og tettsteder er tilkoplede offentlig avløpsnett. Vannmengde fra disse varierer meget, men tilføres oftest over dagtid i virkedagene. Det vil m.a.o. oppstå variasjoner mellom helg og virkedag i tillegg til døgnvariasjonen. I mange tilfeller vil produksjonen også være sesongavhengig. Dette vil gjelde en del næringsmiddelindustri som er avhengig av leveranser fra jordbruket, og for bryggerier, som har høysesong i den varme årstiden, med mulighet for å utnytte kapasiteter i både 2 og 3 skift.

En typisk variasjon i tilrenningen til et lite avløpsrenseanlegg er vist i figur 1.

Vannmengdevariasjoner over døgnet på mindre renseanlegg



Figur 1. Typisk vannmengdevariasjon over døgnet inn på et lite renseanlegg i en tørrværsperiode.

I tabell 3 vises spesifikke prosessavløpsvannmengder for industri med høyt vannforbruk.

Tabell 3. Vannforbruk i ulike industrier (Henze et al. 1992)

| Produksjon | Vannforbruk |
|---------------------|--|
| Meierier | 0,7 - 3 m ³ /tonn innveid melk |
| Slakterier | - |
| Bryggerier | 3 - 7 m ³ /m ³ produkt |
| Konserves | 2 - 15 m ³ /tonn råvare |
| Tekstil | 100 - 250 m ³ /tonn råvare |
| Garverier | 20 - 80 m ³ /tonn råvare |
| Vaskerier | 20 - 60 m ³ /tonn råvare |
| Galvanoteknisk ind. | 20 - 100 l/m ² overflate |
| Trykkerier | 30 - 40 m ³ /døgn |

✓ Grimstad Konservesfabrik A/S leverer prosessvann til avløpsnett i Grimstad. Bedriften foredler årlig ca. 9000 tonn ulike råvarer. Ut fra tabell 3 skulle dette gi et årsutslipp på mellom 18 000 m³ og 135 000 m³, hvilket stemmer med realitetene (ca. 130 000 m³/år i 1993). Døgnutslipp kan ligge på godt over 1 000 m³, hvilket ved tørrværsforhold kan utgjøre ca. 35% av gjennomsnittlig tilførsel inn på renseanlegget.

Innlekkingsvann består av infiltrasjonsvann fra grunnvann eller vannforsyningsnett og nedbøravhengige tilskudd. Førstnevnte kilde gir en jevn innlekking og bevirker fortykning av avløpsvannet. Mengde infiltrasjon er avhengig av ledningsnettets kvalitet, lengde og beliggenhet i forhold til grunnvannsspeilet.

Nedbøravhengig innlekkingsvann kan utgjøre en dominerende del av avløpsvannet som tas inn på renseanlegget, spesielt der avløpsnett er lagt som fellessystem.

✓ Ved Groos RA varierer vanngjennomstrømningen mellom ca. 3 000 m³/døgn under tørrvær til godt i overkant av 20 000 m³/døgn under snøsmelting og ved ekstreme nedbørshendelser (i slike perioder avlastes i tillegg mye avløpsvann via overløp ut i resipient).

2.1.2 Avløpsvannets sammensetning

Typiske verdier for sammensetningen av avløpsvannet inn på renseanlegg i byer og tettsteder i Norge er som følger (Ødegaard, 1991):

| SS | BOF ₇ | KOF | Tot P | PO ₄ ³⁻ | Tot-N | Alkalitet |
|-------------|------------------|--------------|-----------|-------------------------------|------------|------------|
| 100-250mg/l | 80-200mg/l | 150-500 mg/l | 3-10 mg/l | 2,7-7 mg/l | 15-35 mg/l | 2-4 mekv/l |

Her vil det imidlertid være til dels meget store variasjoner både med hensyn på kjemisk sammensetning og forholdet mellom partikler og løst materiale.

Konsentrert avløpsvann som er dominert av tilførsel fra husstander vil, etter SFTs midlere verdier for aktuelle forurensingsparametre og spesifikt vannforbruk, ha følgende sammensetning uten innslag av innlekkingsvann (Ødegaard, 1991):

| SS | BOF ₇ | KOF | Tot P | PO ₄ ³⁻ | Tot-N |
|----------|------------------|----------|---------|-------------------------------|---------|
| 280 mg/l | 310 mg/l | 630 mg/l | 11 mg/l | 8 mg/l | 80 mg/l |

Som det fremkommer av de to tallrekkene foregår det en til dels betydelig fortytning av avløpsvannet under transporten fra husstander og industri og inn på renseanlegget. Det er hovedsaklig infiltrasjons-vann og nedbøravhengig innlekking som forårsaker fortytningen.

Danmark har lang erfaring med biologiske renseanlegg bl.a. for fjerning av nitrogen og i den senere tid også fosfor. Tabell 4 viser at dansk avløpsvann er mer konsentrert enn norsk.

Tabell 4. Karakteriseringsklasser for dansk avløpsvann (Henze et al. 1992).

| Parameter | Konsentrert | Moderat kons. | Fortynnet | Meget fortynnet |
|---------------------------------|----------------------------|----------------------------|----------------------------|----------------------------|
| BOF ₇ | 530 g O / m ³ | 380 g O / m ³ | 230 g O / m ³ | 150 g O / m ³ |
| KOF _{total} | 740 g O / m ³ | 530 g O / m ³ | 320 g O / m ³ | 210 g O / m ³ |
| KOF _{filtrert} | 300 g O / m ³ | 210 g O / m ³ | 130 g O / m ³ | 80 g O / m ³ |
| KOF _{inert} | 180 g O / m ³ | 130 g O / m ³ | 80 g O / m ³ | 50 g O / m ³ |
| TOC | 250 g C / m ³ | 180 g C / m ³ | 110 g C / m ³ | 70 g C / m ³ |
| Tot-N | 80 g N / m ³ | 50 g N / m ³ | 30 g N / m ³ | 20 g N / m ³ |
| NH ₄ ⁺ -N | 50 g N / m ³ | 30 g N / m ³ | 18 g N / m ³ | 12 g O / m ³ |
| NO ₃ ⁻ -N | 0,5 g N / m ³ | 0,5 g N / m ³ | 0,5 g N / m ³ | 0,5 g O / m ³ |
| Tot-P | 23 g P / m ³ | 16 g P / m ³ | 10 g P / m ³ | 6 g P / m ³ |
| Ortofosfat | 14 g P / m ³ | 10 g P / m ³ | 6 g P / m ³ | 4 g P / m ³ |
| Suspendert stoff VSS | 450 g VSS / m ³ | 300 g VSS / m ³ | 190 g VSS / m ³ | 120 g VSS / m ³ |
| Suspendert Stoff SS | 320 g SS / m ³ | 210 g SS / m ³ | 140 g SS / m ³ | 80 g SS / m ³ |

✓ Tabell 5 gir en "dansk karakteristikk" av gjennomsnittsverdier fra døgnblandprøver inn på Groos RA. Tabellen viser at avløpsvannet inn på Groos betegnes som meget fortynnet med hensyn på de aller fleste parametrene. I norsk sammenheng vil avløpsvannet inn på Groos RA under tørrvær betegnes som rimelig konsentrert med hensyn på suspendert stoff og organisk belastning.

Nitrogenverdiene er temmelig "midt på treet", mens fosforkonsentrasjonene er representative for et fortynnet avløpsvann.

Tabell 5. Avløpsvannet inn på Groos RA vurdert etter danske kriterier. Groosverdiene oppgitt i parentes er gjennomsnittstall for målinger i perioden 24.01.94 - 18.02.94.
 A: Gjennomstrømning 3 500-5 400 m³/døgn (gjennomsnitt, virkedøgn og helgedøgn)
 B: Gjennomstrømning 3 500-5 400 m³/døgn (gjennomsnitt kun virkedøgn)
 C: Gjennomstrømning 6 500-14 100 m³/døgn (gjennomsnitt, virkedøgn og helgedøgn)
 D: Gjennomstrømning 6 500-14 100 m³/døgn (gjennomsnitt kun virkedøgn)

| Parameter | A | B | C | D |
|---------------------------------|---|---|--|--|
| BOF ₇ | 190 g O / m ³ | 220 g O / m ³ | 130 g O / m ³ | 140 g O / m ³ |
| Karakter | Meget fortynnet → Fortynnet | Fortynnet | Meget fortynnet | Meget fortynnet |
| KOF _{total} | 360 g O / m ³ | 400 g O / m ³ | 220 g O / m ³ | 240 g O / m ³ |
| Karakter | Fortynnet | Fortynnet → Moderat kons. | Meget fortynnet | Meget fortynnet |
| KOF _{filtr.} | 190 g O / m ³ | 225 g O / m ³ | 113 g O / m ³ | 130 g O / m ³ |
| Karakter | Fortynnet → Moderat kons. | Moderat konsentrert | Meget fortynnet → Fortynnet | Fortynnet |
| Tot-N | 23 g N / m ³ | 23 g N / m ³ | 15 g N / m ³ | 15 g N / m ³ |
| Karakter | Meget fortynnet → Fortynnet | Meget fortynnet → Fortynnet | Meget fortynnet | Meget fortynnet |
| NH ₄ ⁺ -N | 14 g NH ₄ ⁺ -N / m ³ | 13 g NH ₄ ⁺ -N / m ³ | 7,5 g NH ₄ ⁺ -N / m ³ | 8 g NH ₄ ⁺ -N / m ³ |
| Karakter | Meget fortynnet → Fortynnet | Meget fortynnet | Meget fortynnet | Meget fortynnet |
| Tot-P | 3,05 g Tot-P / m ³ | 3,00 g Tot-P / m ³ | 1,51 g Tot-P / m ³ | 1,57 g Tot-P / m ³ |
| Karakter | Meget fortynnet | Meget fortynnet | Meget fortynnet | Meget fortynnet |
| SS | 200 g SS / m ³ | 200 g SS / m ³ | 174 g SS / m ³ | 183 g SS / m ³ |
| Karakter | Fortynnet | Fortynnet | Meget fortynnet → Fortynnet | Meget fortynnet → Fortynnet |
| FSS | 160 g FSS / m ³ | 160 g FSS / m ³ | 130 g FSS / m ³ | 130 g FSS / m ³ |
| Karakter | Fortynnet → Moderat kons. | Fortynnet → Moderat kons. | Fortynnet | Fortynnet |

Den organiske belastningen inn på renseanlegg kan deles inn i flere fraksjoner:

- Inert løst organisk stoff (inert = organisk materiale som ikke brytes ned)
- Lett nedbrytbart løst organisk
- Lett hydrolyserbart løst organisk stoff (hydrolyse = oppspalting av store organiske molekyler)
- Tungt hydrolyserbart suspendert organisk stoff
- Heterotrofe bakterier (heterotrofe bakterier = bakterier som lever av organisk stoff)
- Heterotrofe denitrifiserende bakterier (denitrifiserende bakterier = bakterier som bruker NO₃⁻ som oksygenkilde)
- Nitrifiserende bakterier (nitrifiserende bakterier = bakterier som reduserer ammonium til nitrat)
- Inert suspendert stoff

Forholdet mellom disse er ofte relativt fast for det enkelte avløpsvann, selv om konsentrasjonen kan variere betydelig. I starten av perioder med betydelig innlekking vil imidlertid mengde suspendert stoff uansett kunne ligge meget høyt.

Industriutslipp kan medføre betydelige tilførsler av næringssalter, organisk stoff og/eller miljøgifter. Meierier, bryggerier, konserverindustri, slakterier og fiskeriforedling er eksempler på store bidragsytere av organisk stoff. Forbindelsene kan foreligge som partikler (som kan tas ut som primærslam i forsedimenteringsbasseng) eller som oppløst stoff. Større industriavløp vil kunne gi avløpsvannet en "skjev kvalitetskarakter" ved at det kan inneholde store mengder med organisk stoff uten at konsentrasjonen av nitrogen og fosfor påvirkes i samme grad.

✓ I Grimstad slipper f.eks. Grimstad Konserverfabrik A/S ut mye organisk stoff i forhold til fosfor og nitrogen. Dette medfører at avløpsvannet inneholder relativt store mengder bionedbrytbart stoff, i oppløst og suspendert form. Forholdet mellom organisk stoff og næringssaltene nitrogen og fosfor er følgelig relativt høyt i avløpsvannet inn på Groos RA. Forholdet mellom nedbrytbart organisk stoff (målt som Biokjemisk Oksygenforbruk = BOF₇) og fosfor (P) er ofte langt over 30.

Industriavløp vil også kunne inneholde miljøgifter som tas ut i kloakkslammet. Resultatet kan i verste fall bli at kloakkslam må anses som et avfall som krever spesiell og fordyrende behandling og tiltak forøvrig.

Tabell 6 viser konsentrasjoner av ulike tungmetaller i avløpsvannet fra noen aktuelle industrityper.

Tabell 6. Forurensing fra aktuelle industribransjer

| Industriproduksjon | Forurensingsparameter | Avløpskonsentrasjoner g/m ³ |
|---------------------|-----------------------------|---|
| Meierier | BOF ₇ | 1000 - 2000 |
| Slakterier | BOF ₇ | 500 - 2000 |
| | Tot-P | 15 - 20 |
| Bryggerier | BOF ₇ | 1000 - 3000 |
| Konserves | BOF ₇ | 1000 - 5000 |
| Garverier | BOF ₇ | 1000 - 2000 |
| | Krom (Cr) | 30 - 70 |
| | Sulfid (S ²⁻) | 0 - 100 |
| | Tot-N | 200 - 400 |
| Vaskerier | BOF ₇ | 300 - 800 |
| Galvanoteknisk ind. | Tungmetaller | 1 - 10 |
| | Cyanider (CN ⁻) | 0,1 - 0,5 |
| Trykkerier | Sink (Zn) | 170 - 230 |
| | Sølv (Ag) | 1 - 1,3 |
| | Krom (Cr) | 0,8 - 1 |
| | Kadmium (Cd) | 0,2 - 0,3 |

✓ *Kapittel 5 i rapporten Biologisk fosforfjerning i Norge - Grimstad som eksempel (Næs et al., 1993) konkluderer med at industrien som er knyttet til Groos renseanlegg neppe har prosessavløp eller andre utslipp som tilsier forringet slamkvalitet med hensyn på tungmetaller og andre miljøgifter. Det tas forbehold om at sigevann fra kjente og ukjente deponier kan forårsake forhøyde konsentrasjoner i avløpsvannet.*

2.2 Aktuelle rensemetoder og prosesskombinasjoner

I tillegg til avløpsvannets kvalitet og mengdevariasjon vil valg av rensesprosess påvirke slamkvaliteten. Hovedprinsippene for avløpsrensing er:

- Mekanisk rensing
- Kjemisk rensing
- Biologisk rensing

2.2.1 Mekanisk rensing

Ved mekanisk rensing separeres sedimenterbart stoff fra avløpsvannet. Slammet som produseres kalles mekanisk slam og karakteriseres ved høyt innhold av organisk materiale. Slammet er ustabil og avvannes normalt lett.

2.2.2 Kjemisk rensing

Kjemisk rensing gir kjemisk slam som dannes ved at fosfor felles ut som kalsium, jern eller aluminium-salter i en flokkuleringsprosess. I denne prosessen bindes også andre av forbindelsene i avløpsvannet. Etter flokkulering sedimenterer slampartiklene i sedimenteringsbassenger.

2.2.3 Biologisk rensing

Biologisk rensing baseres på at mikroorganismer bryter ned organiske forbindelser i avløpsvannet. For å bryte ned organisk stoff trenger mikroorganismene næringssalter som nitrogen og fosfor samt mikro-næringsstoff som f.eks svovel (S), magnesium (Mg), kalsium (Ca) og jern (Fe) samt sporstoff som sink (Zn), mangan (Mn) og kobolt (Co) for å nevne noen. I noen former for biologisk rensing legges det til rette for helt spesielle prosesser som tar sikte på å fjerne nitrogen og fosfor. Biologisk slam kan være relativt ustabil (høybelastet aktivslam) og meget stabil (nitrifiserende, langtidsluftet slam).

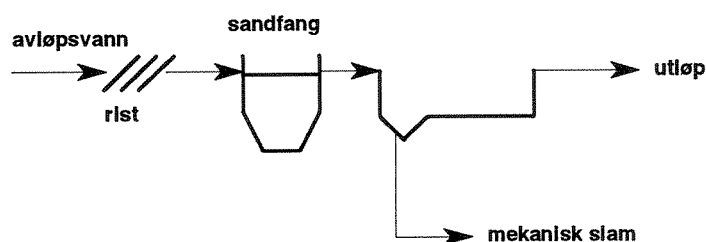
Biofiltre er en type biologisk rensing (biofilm) der bakteriene sitter "limt" i tette lag på en fast overflate. Ordet lim henspiller på at bakterier skiller ut polysakkarider eller andre klebrige polymerer som gir god forankring til faste overflater og dermed beskytter mot erosjon. I de seneste årene benyttes biofilm oftere og oftere i prosesser som fjerner organisk stoff og nitrogen fra avløpsvann.

Fordelen med anvendelse av biofilmer ligger i at anleggene kan gjøres kompakte (p.g.a. en langt kortere hydraulisk oppholdstid for avløpsvannet) og at biofilmsystemer normalt er mer motstandsdyktige mot akutte kvalitetssvingninger i avløpsvannet. Slamkvaliteten kan også påvirkes av at produksjonen skjer i en biofilm. Generelt gjelder at biofilmslam som tas ut av slamlommer i sedimenteringsbasseng har langt høyere tørrstoffinnhold enn hva tilfellet er for aktivslam (3-7% TS). Ellers er en tommelfingerregel at nitrogeninnholdet er lavere enn i aktivslam, mens fosforinnholdet ofte kan ligge høyere (1,5 - 5%). Grunnen til høyere fosforverdier kan i mange tilfeller være at høy alkalitet i denitrifiserende soner av biofilmen fremmer felling av fosfor som kalsiumfosfat ($\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$). Lave nitrogenkonsentrasjoner skyldes at slammet er meget stabil (høy mineraliseringsgrad) og har i tillegg en høy andel denitrifiserende bakterier.

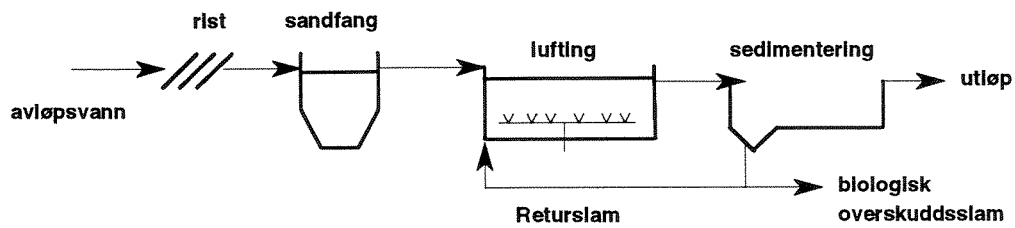
2.2.4 Kombinerte rensesprosesser

I de fleste tilfeller er rensenanlegget sammensatt av flere prosesser. Kombinasjoner mellom kjemiske og biologiske prosesser er vanlige. Slammet kan tas ut på flere steder i en renselinje og holdes separat eller blandes sammen før eller etter avvanning.

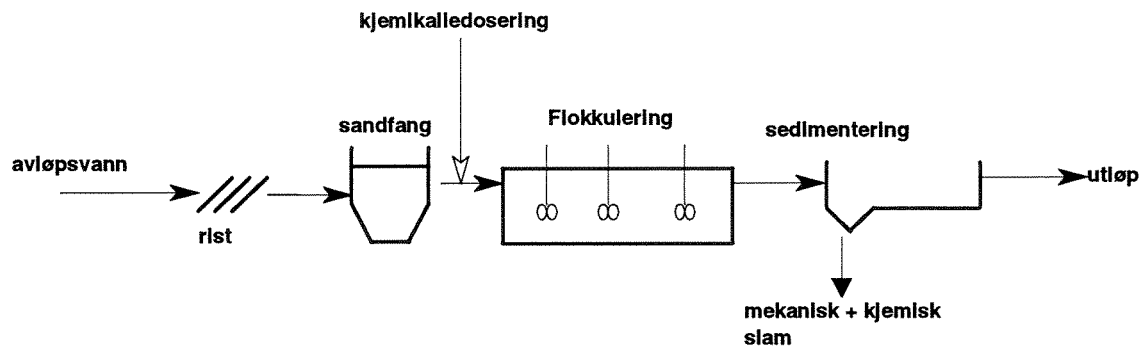
Figurene under beskriver flytskjema for noen vanlige rensesprosesser.



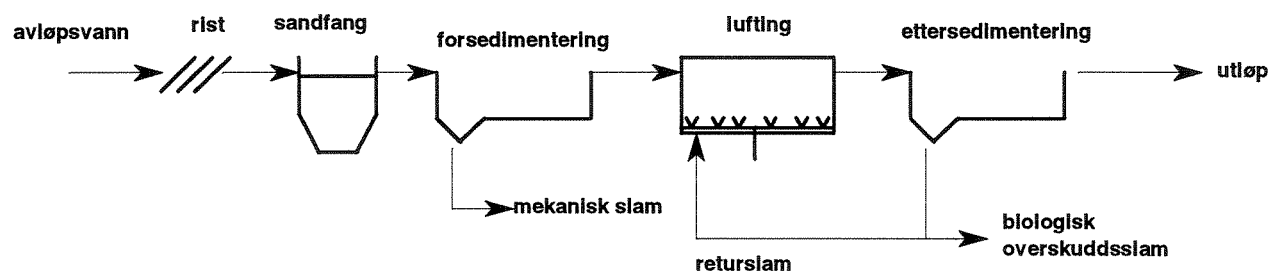
Figur 2. Et tradisjonelt mekanisk rensenanlegg med rist / sil, sandfang etterfulgt av et sedimenteringsbasseng



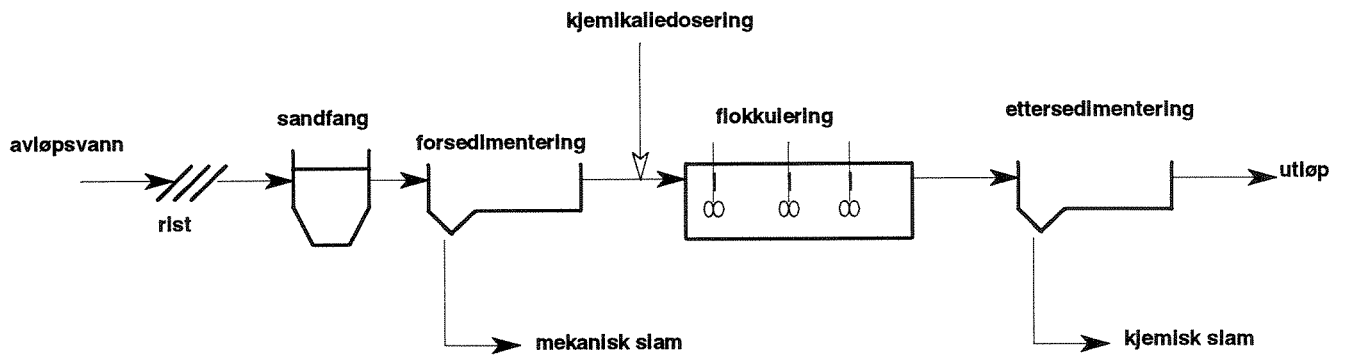
Figur 3. Et aktivslam anlegg med forbehandling bestående av rist og sandfang



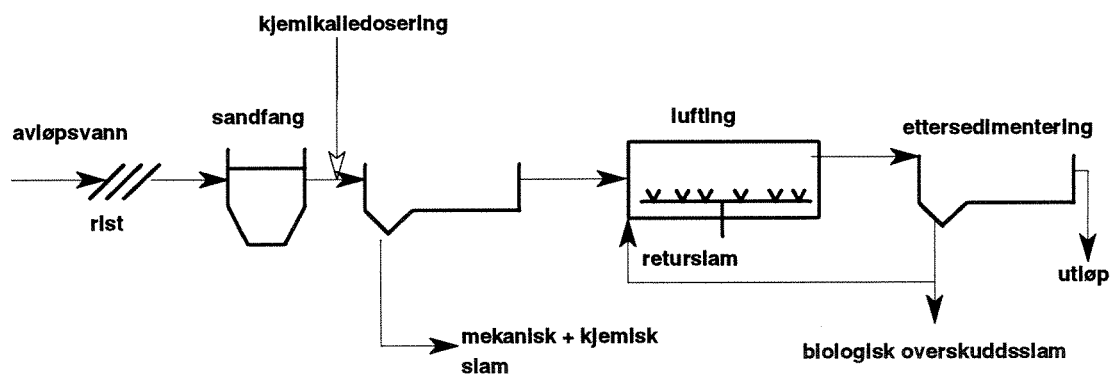
Figur 4. Et primærfellingsanlegg, der kjemikalier doseres etter sandfang. Etter fellingsprosessen i flokkuleringsbassenget sedimenterer slampartiklene i et sedimenteringsbasseng



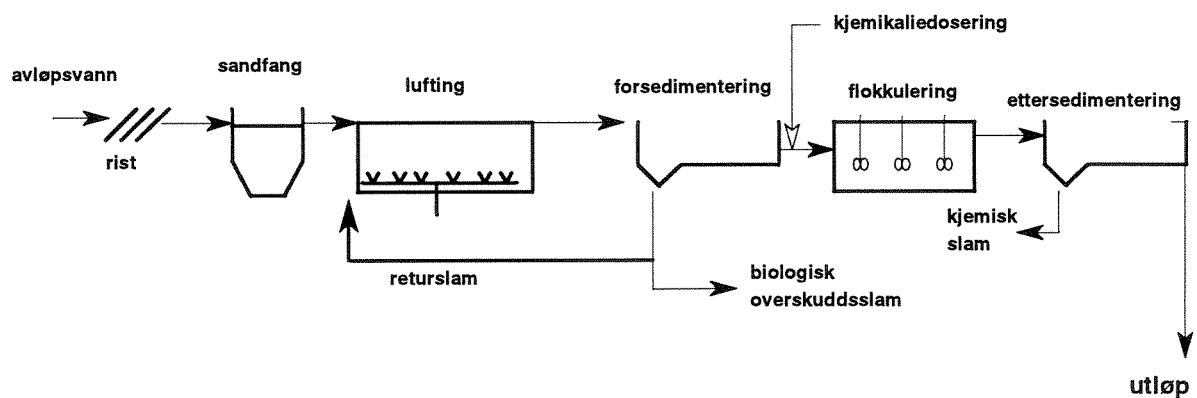
Figur 5. Kombinasjon mellom mekanisk og biologisk rensing. Det tas ut to typer slam: 1) mekanisk slam og 2) biologisk overskuddsslam



Figur 6. Sekundærfellingsanlegg der mekanisk og kjemisk slam separeres



Figur 7. Forfellingsanlegg som produserer et mekanisk/kjemisk blandingslam sammen med biologisk slam



Figur 8. Etterfellingsanlegg med et rent kjemisk slam og et biologisk overskuddsslam

I tillegg til det som kan kalles standardløsninger finnes mange spesialiserte varianter av de ulike renseprosessene. Delrapporten *Biologisk fosforfjerning / prosessutførelser og styring* vil diskutere Bio-P og Bio-P/N anlegg i detalj.

2.3 Mekanisk slam

Mekanisk slam stammer fra sedimenteringsbasseng oftest plassert i etterkant av forbehandling (f.eks rist eller sil og luftet sandfang). I videregående renseanlegg vil mekanisk slam ofte inngå som en av flere slamtyper (se figurene 2-8). Det typiske kjennetegnet ved mekanisk slam er høyt innhold av organisk stoff som til dels er lett nedbrytbart. Dette fører til at slammet er ustabil og lagring kan raskt medføre luktplager p.g.a. anaerobe forhold i slammet (mangel på molekylært oksygen).

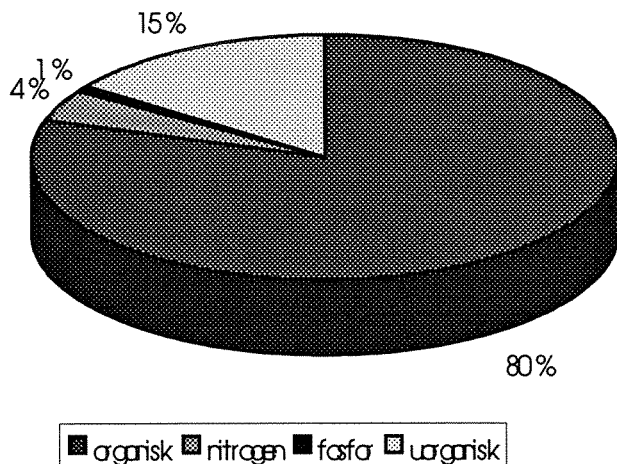
Avløpsvannet som beskrives i tabell 7 vil senere danne grunnlag for beregninger av kvaliteter i slammet fra et mekanisk renseanlegg og et aktivslamanlegg (biologisk slam).

Tabell 7. Sammensetning av avløpsvann for produksjon av "modellslam"

| Parameter | Total mengde | Løst fraksjon | % | Uløst fraksjon | % |
|------------------|-----------------------|---------------|------|----------------|------|
| KOF | 400 mg/l ¹ | 170 mg/l | 42,5 | 230 mg/l | 58,5 |
| BOF ₇ | 180 mg/l | 130 mg/l | 72 | 50 mg/l | 28 |
| Nitrogen | 35 mg/l | 23 mg/l | 66 | 12 mg/l | 34 |
| Fosfor | 7 mg/l | 5 mg/l | 71,5 | 2 mg/l | 28,5 |
| SS | 285 mg/l | - | **** | 285 mg/l | 100 |

¹ Inklusive bakteriebiomasse

Renseeffekten m.h.p. suspendert stoff (SS) i et rent mekanisk anlegg (se figur 2) bør kunne settes til 60%. Sammensetningen av slammet er vist i figur 9. Det presiseres at slamkakas innhold av nitrogen og fosfor ligger opp mot det maksimale av det som kan forventes. Spesifikk mekanisk slammengde blir 43 g/pe. * d., basert på verdiene i tabell 7 og en vannmengde på 250 l/pe*d.



Figur 9. Sammensetning av primærslam fra modellavløpsvannet i tabell 7. Renseeffekt = 60%.

Den organiske fraksjonen består hovedsakelig av:

- Protein (20-30%)
- Fett (7-35%)
- Cellulose (8-15%).

Fordelingen av disse hovedgruppene i det organiske materialet vil imidlertid være avhengig av sammensetningen i det tilførte avløpsvannet.

✓ Gjennomsnittskvaliteten av avløpsvannet inn på Groos RA ved normal vanngjennomstrømning i overvåkingsperioden fra 24.01.94 - 18.02.94 er gjengitt i tabell 8. Det presiseres at standardavviket er stort, antagelig p.g.a. den store tilførselen av industriavløpsvann.

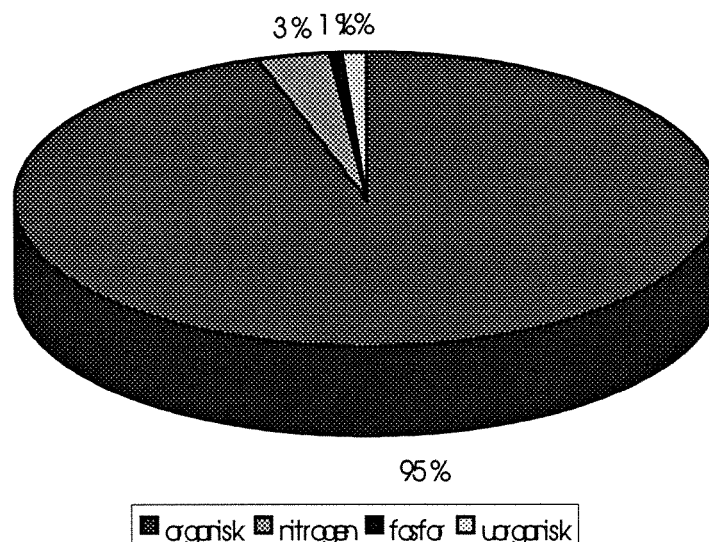
Tabell 8. Kvaliteten i avløpsvannet inn på Groos RA i perioden 24.01.94 - 18.02.94

| Parameter | Total mengde | Løst fraksjon | % | Uløst fraksjon | % |
|------------------|-----------------------|---------------|------|----------------|------|
| KOF | 350 mg/l ¹ | 160 mg/l | 45,7 | 190 mg/l | 54,3 |
| BOF ₇ | 180 mg/l | 90 mg/l | 50 | 90 mg/l | 50 |
| Nitrogen | 23 mg/l | 16,5 mg/l | 72 | 6,5 mg/l | 28 |
| Fosfor | 3 mg/l | 1,6 mg/l | 53 | 1,4 mg/l | 47 |
| SS | 200 mg/l | | | | |

¹Inklusiv bakteriebiomasse

Gjennomsnittlig døgngjennomstrømning i denne 14-dagersperioden var 5 000 m³. Ved 60% renseeffekt (m.h.p. SS) i forsedimenteringen (inkludert forbehandling) vil det tas ut ca. 600 kg slam om dagen.

Figur 10 viser sammensetningen av dette slammet.



Figur 10. Sammensetning av primærslam fra Groos RA ved avløpskvaliteten beskrevet i tabell 8

✓ Som vi ser inneholder primærslammet fra Groos RA mye organisk materiale og relativt lite nitrogen. Mengde organisk stoff vil reelt ligge noe lavere da eksempelet forutsetter at 100% av uløst BOF₇ inngår i SS.

2.4 Kjemisk slam

Dannelse av jern (III) og aluminium (III)-salter betyr at det etableres større mengder slam ved kjemisk felling enn ved mekanisk rensing og/eller biologiske renseprosesser. Schmidtke (1985) har beregnet at den gjennomsnittlige økningen i slammasse ved tilsats av henholdsvis jern- og aluminium-salter til primærslam og sekundært aktivslam for å oppnå en utløpskonsentrasjon på 1 mg fosfor/l er 25% for jern og 35% for aluminium. Dersom utløpskonsentrasjonen av fosfor skal videre ned til verdier under

1 mg P/l, nås likevektsområdene for utfelling av metallsaltene. Resultatet vil være at jern- eller aluminiumhydroksider begynner å felle ut med ytterligere økning i slamvolumet som resultat.

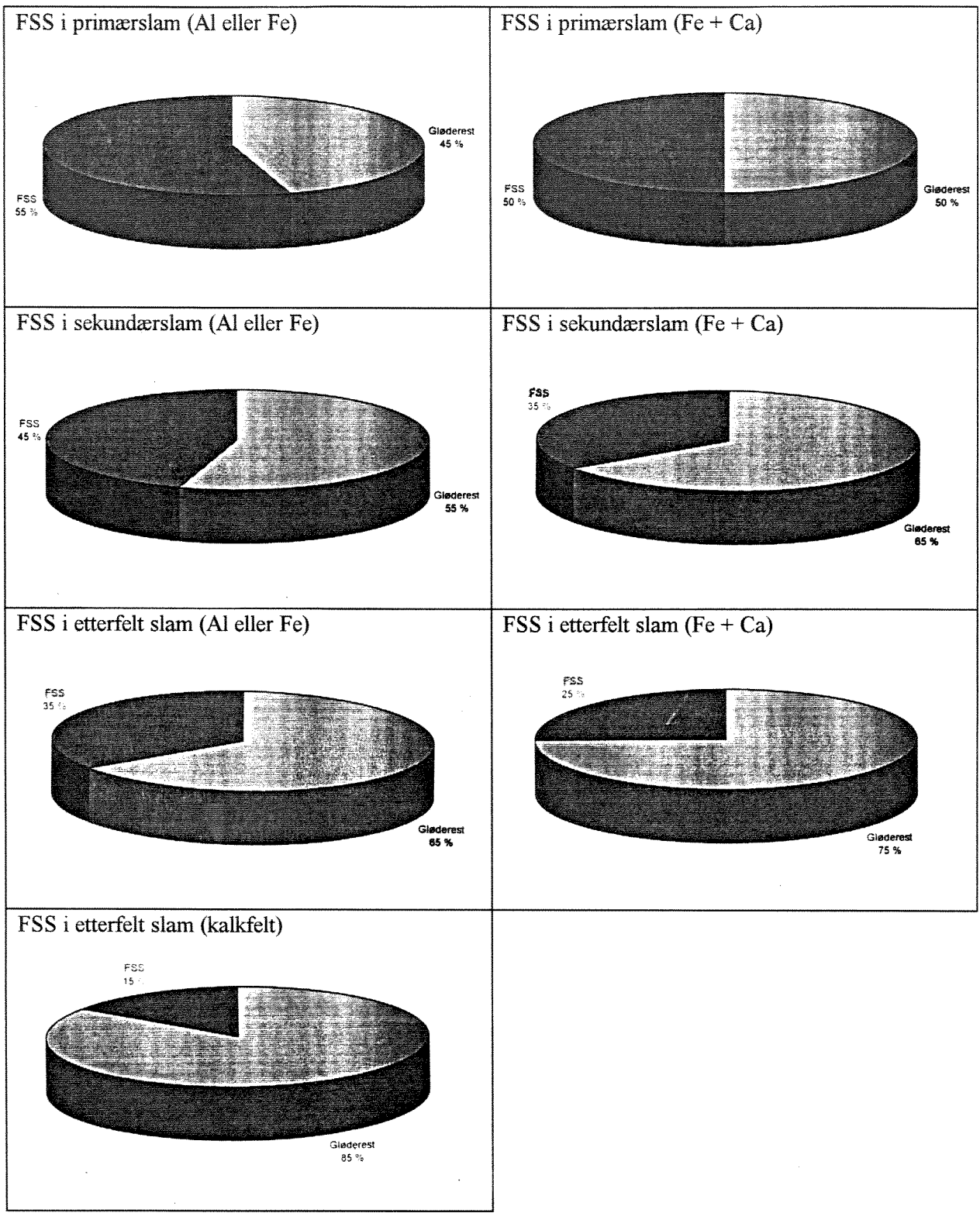
Ødegaard (1990) har gitt en oversikt over spesifikk slamproduksjon knyttet til ulike kjemiske fellingsprosesser (tabell 9).

Tabell 9. Spesifikk slamproduksjon fra ulike kjemiske fellingsprosesser (Ødegaard, 1990).

| Kjemisk slam | g SS/ p.e.* døgn |
|--|------------------|
| Primær- og sekundærfelling (Fe- og Al-dosering) | 125 - 145 |
| Primær- og sekundærfelling (Ca-dosering) | 240 - 280 |
| Simultanfelling lav belastning u/forsedimentering | 75 - 95 |
| Simultanfelling normalbelastning m/forsedimentering | 110 - 130 |
| Etterfelling (Al, Fe) i avløp fra normalbelastet aktivslam m/forsed. | 110 - 120 |
| Etterfelling (Al, Fe) i avløp fra normalbelastet slam u/forsed. | 120 - 140 |
| Etterfelling med biofilmprosess (Al, Fe) og forsedimentering | 120 - 130 |

Sammensetningen av kjemisk slam er avhengig av prosessen og fellingskjemikalium som benyttes. Primærfelling, forfelling og simultanfelling gir blandings slam (kjemisk + mekanisk eller kjemisk + biologisk). Det er kun etterfelling som gir et rent kjemisk slam (jfr. figurene 2-8).

I figur 11 vises forholdet mellom FSS og gløderest i ulike kjemiske slamtyper.



Figur 11. Organisk stoff (FSS) i ulike kjemiske slamtyper (Etter Ødegaard, 1990).

2.5 Biologisk slam

Erfaringsverdier for slamproduksjon ved aktivslamanlegg er (Ødegaard, 1990):

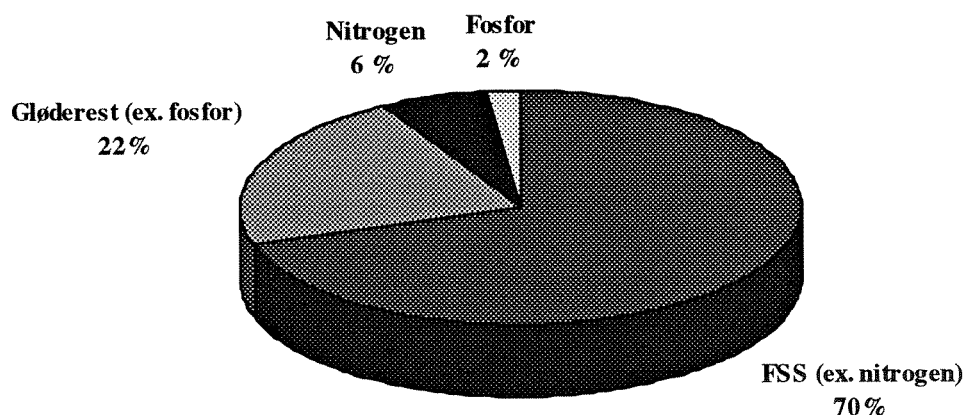
| | |
|---|------------------|
| Anlegg med normalbelastning og forsedimentering | : 35 g SS/pe * d |
| Anlegg med normalbelastning uten forsedimentering | : 80 g SS/pe * d |
| Anlegg med lav belastning uten forsedimentering | : 40 g SS/pe * d |

Antatt verdi (forfatters anslag) for:

| | |
|---|------------------|
| Anlegg med lav belastning og forsedimentering | : 25 g SS/pe * d |
|---|------------------|

Kvaliteten i det biologiske slammet er avhengig av flere ting, bl.a. belastningen inn på anlegget og omfanget av forbehandling. Biologiske anlegg uten noen grad av forbehandling produserer egentlig en blanding av biologisk og mekanisk slam. Anlegg med forsedimentering produserer et renere biologisk slam.

Sammensetningen av det aktive modellslam vises i figur 12:



Figur 12. Sammensetning av aktiv slam

Biologisk slam inneholder svært lite cellulose og langt mindre fett (7-8%) enn mekanisk slam. Proteininnholdet er imidlertid langt høyere (35%), som igjen reflekteres i nitrogeninnholdet (4,5-6,5%). Fosforinnholdet ligger normalt på 1-2%. Det vil være variasjoner avhengig av slamalder, avløpsvann og innblanding av mekanisk slam.

Biofilmslam har en noe endret sammensetning, bl.a. rikere på fosfor (1-5%) og fattigere på nitrogen (0,5-1,5%).

Tabell 10 viser normalfordeling av FSS, fosfor, nitrogen og kalium i ulike typer biologisk slam (med og uten bruk av fellingskemikalier).

Tabell 10. Sammensetning av noen biologiske slamtyper, enkelte innblandet med mekanisk slam (Henze et al., 1992).

| | Tørrstoff (%) | Glødetap (% av TS) | Tot-N (% av TS) | NH ₄ ⁺ -N (mg/L) | NO ₃ ⁻ -N (mg/l) | Tot-P (% av TS) | Kalium (% av TS) |
|--|---------------|--------------------|-----------------|--|--|-----------------|------------------|
| Aktiv slam | 1 - 2 | 60 - 80 | 3 - 6 | 10 - 50 | 0 - 5 | 1 - 2 | 0,3 - 0,6 |
| Primærslam + Aktivslam | | 60 - 80 | 2 - 5 | 10 - 100 | 0 - 50 | 0,5 - 2 | 0,2 - 0,3 |
| Primærslam + Biofilterslam | | 60 - 80 | 2 - 5 | 10 - 50 | 0 - 50 | 0,5 - 1,5 | 0,2 - 0,6 |
| Langtidsluftet slam (nitrifiserende/stabilisert) | | 60 - 80 | 1,5 - 4,5 | 5 - 30 | 100 - 300 | 1,5 - 3,5 | 0,1 - 0,3 |
| Anaerobt stabilisert slam | | 45 - 60 | 1,5 - 5 | 200 - 1000 | 0 - 4 | 1,5 - 3,5 | 0,1 - 0,3 |
| Simultanfelt slam | | 45 - 65 | 2 - 3 | | | 3 - 6 | |
| <i>Bio-P slam</i> | | 65 - 75 | 3 - 5 | | | 4 - 6 | |

2.6 Slam fra anlegg med biologisk fosfor og nitrogenfjerning

I litteraturen oppgis fosforinnhold i Bio-P slam fra fullskala renseanlegg på opptil 10,5 % av TS. Normalt varierer fosforkonsentrasjonene mellom 2,5% og 7% som er opp til 3 ganger det som er normalt forekommende i mekanisk eller mekanisk/kjemisk slam.

I USA, Sør-Afrika og deler av Europa finnes mange anlegg som er utstyrte med såkalte selektorer. Dette gjelder både for kontinuerlige returstrømanlegg og for alternerende anlegg. Felles for de aller fleste av de danske anleggene av denne typen er en utstrakt bruk av kjemikalier enten for simultanfelling eller etterpolering.

I Danmark finnes 4-5 (ett under bygging) avløpsrenseanlegg som kan benevnes rene Bio-P/N anlegg som drives med returlam i kontinuerlige systemer:

- Solør Renseanlegg; dim. 23 000 p.e.
- Melby Renseanlegg; dim. 35 000 p.e.
- Stegholt Renseanlegg; dim. 83 000 p.e.
- Møllevejens Renseanlegg; dim. 143 000 p.e.

I tillegg kommer ca. 30 alternerende anlegg (Biodenipho)

I Nederland er bruk av kjemikalier i forbindelse med biologiske anlegg ikke standard. Nederland skal ha 15-20 Bio-P/N anlegg i drift. I prosjektet er det innhentet dokumentasjon fra drift av tre anlegg:

- STP Beemster
- STP Wervershoof
- STP Veenendaal

Tyskland har mange anlegg som drives som Bio-P og fremfor alt Bio-P/N anlegg. Ofte er dette lavbelastede ringkanalsystemer. I mange tilfeller anvendes fellingskjemikalier.

I Sverige drives forskning og utprøving på fullskala anlegg:

- Helsingborg / Öresundverket
- Halmstad / Sördals AVR (Busör)
- Dalby
- Staffanstorps
- Kristianstad

Finland, Belgia og Italia har alle forsøk med biologisk fosforfjerning igang i full skala. Når det gjelder dokumentasjon av slamkvalitet finnes det bare sporadiske opplysninger.

Tabell 11 viser anslag på en del slamparametre basert på muntlig kontakt samt dokumentasjon på avløpsvannet ved de enkelte anlegg. Det presiseres at dataene er usikre.

Tabell 11. Sammensetning av Bio-P/N slam fra noen europeiske renseanlegg

| Anlegg | FSS (% av TS) | Tot-P (% av TS) | Tot-N (% av TS) |
|-------------------------------|------------------|--------------------|--------------------|
| Kävlinge Reningsverk | 70 | 2,7 (max 3,0) | 5,5 (max 6,5) |
| Møllevejens Renseanlæg | 73,2 | 3,7 | 5 |
| Melby Renseanlæg ¹ | 71,5 | 2,8 (max 3,4) | 5,2 |
| Solør Renseanlegg | 69,1 | 2,9 | 5 |
| RZI Veenendaal | 50-60 | 4-5 | 4-6 |
| WWTP Beemster | 50-60 | 4-5 | 4-6 |
| WWTP Wervershoof | 50-60 | 4-5 | 4-6 |
| Bowie, Maryland WWTP | 73,7 | 4,5 | 7 |
| Old Maryland City WWTP | 77 | 5 | |
| York River, Virginia WWTP | 75 | 9 | |
| | 77 ² | 6,9 | |
| Hildesheim WWTP | ca. 71 | 3 | |
| Husum WWTP | ca. 70 | 3-4,5 | |

¹ gjennomsnitt av 4 målinger fra stikkprøver i 1993 og 1994

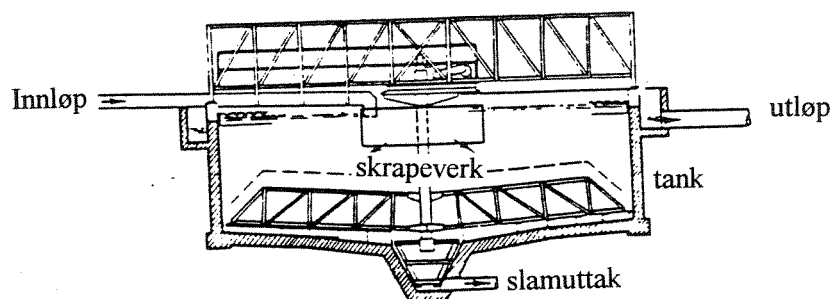
² etter innføring av forbud mot fosfatholdige vaskemidler

3. Slamkvalitet som funksjon av avvanning og behandling av slammet

3.1 Slamavvanning

Slam vil normalt avvannes før det behandles og disponeres. Slam som tas ut fra sedimenteringsbasseng har normalt et tørrstoffinnhold på 0,2 - 2 %. De mest kjente avvanningsmetodene er beskrevet i listen under. Hver metode er også presentert med en enkel figur. Det må presiseres at det finnes mange spesielle utforminger og tilrettelegginger av de ulike metodene. I Norge benyttes ofte sentrifuger og i noen grad også silbåndspreser ved større renseanlegg. På mindre anlegg er ulike container-systemer vanlige.

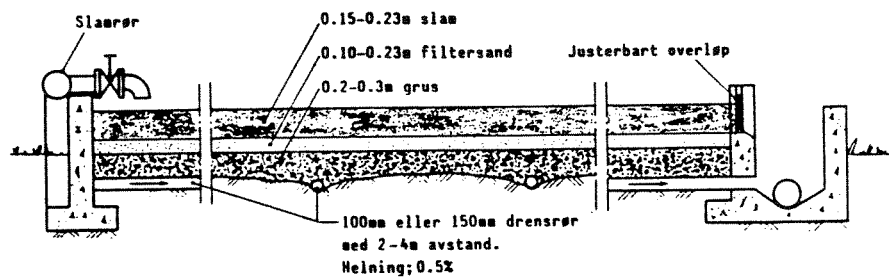
| Avvanningsmetode | TS | Kort om metoden |
|------------------|------|--|
| Slamfortykking | 4-8% | Metoden baseres på <i>sedimentering</i> eller <i>flotasjon</i> . Flotasjon gir normalt høyeste tørrstoffinnhold. Slamfortykkeren er oftest formet som en rund tank utstyrt med et skrapeverk som roterer meget langsomt. Skaperverket fremskynder neppe sedimenteringen, men kan tjene den hensikt å gi et homogent slam, f.eks ved innblanding av flere slamtyper. Dersom vinkel mellom veggen i sedimenteringsbasseng og grunnplanet er $> 60^\circ$ vil systemet være selv-rensende og skrapeverk vil dermed være overflødig. |



| | | |
|-------------|--------|--|
| Slamlaguner | 10-15% | Slammet tilledes laguner der slamavvanningen skjer over lang tid ved <i>infiltrering</i> i grunnen og <i>fordampning</i> . |
|-------------|--------|--|

Avvanningsmetode **TS** **Kort om metoden**

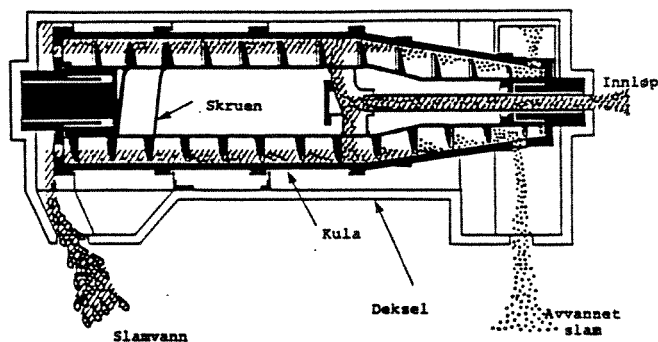
Tørkesenger / Sivbed 15-40% (>) Metoden baseres på at slamvannet *dreneres* gjennom filtersand og grus. I tillegg skjer det en *fordampning*. I Danmark finnes pr. dato 16 anlegg for avvanning gjennom sivbed. Dette er tørkesenger som er beplantet, oftest med takrør (spesiell sivplante). En stor andel av avvanningen skjer her gjennom såkalt *evapotranspirasjon*, aktiv vannfordampning fra bladverket på takrørsplantene. Rotsystemet til takrørs-plantene er meget kraftig og bevirker en stadig oppbrekking av slamlaget som tilfører oksygen og dermed gir meget gode forhold for *mineraliseringsprosessene* som finner sted i slammassen. I Canada og Sverige benyttes *frysing* og *opptining* som en spesialisert versjon av tørkeseng.



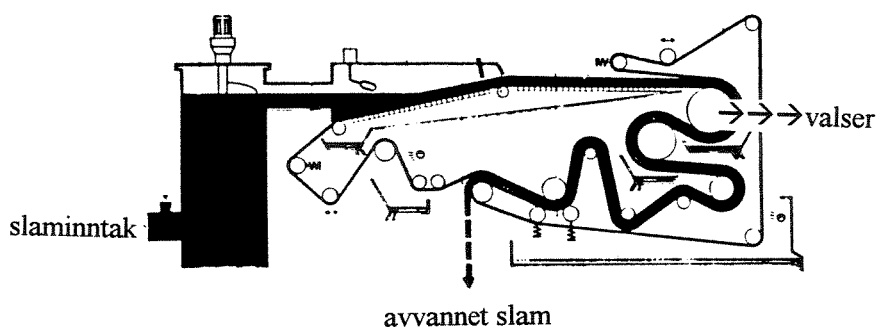
Container-avvanning 12-18% Slammet *filtreres* ved gravitasjon gjennom filterduk som er plassert langs containerrommets langsider og eventuelt langs containerens midtlinje.

Avvanningsmetode TS Kort om metoden

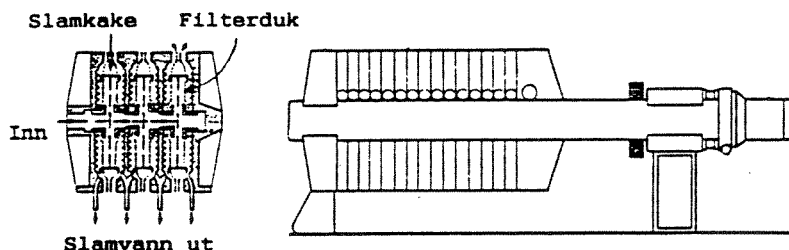
Sentrifuge 20-28% Separasjon som benytter *sentrifugalkraften*. Skruenanretninger sørger for at slammet skrapes fra sentrifugens ytterkanter til slamtank. Det hele skjer i en kontinuerlig prosess.



Silbåndpresser 20-25% Slamvannet *filtreres* gjennom sildeuk som beveges ved hjelp av valseanordninger. Avvanningen skjer i en kontinuerlig prosess, dels gjennom *gravitasjon* og dels ved at vannet *presses* ut av slammassen.



Kammerfilter-presser 25-40% Metoden baseres på at kammerfiltre i parallellkobling settes under *trykk*. Metoden er *diskontinuerlig* fordi kamrene må åpnes for uttak av slamkaken. Metoden nyttes normalt på kalkkondisjonert slam, og gir da høyt tørrstoffinnhold.



3.2 Slambehandling

I listen nedenfor gis en kort beskrivelse av de vanligste metodene for slambehandling i Norge. For en nærmere beskrivelse av metodene vises til kapittel 6 og vedlegg nr.II i rapporten: Biologisk fosforfjerning i Norge - Grimstad som eksempel (Næs et al., 1993).

Slambehandling Kort om metoden

| | |
|--|---|
| Utråtning | Utråtning er en anaerob prosess (anaerob stabilisering) som vil si at den foregår uten molekylært oksygen til stede. Produktene fra de mikrobielle prosessene som inngår i anaerob stabilisering er metan (CH_4), vann og kullsyre (CO_2). Metangassen har høy brennverdi og kan brukes til forvarming av slammet eller til hygienisering av sluttproduktet gjennom pasteurisering. Siden slamproduksjonen er lav fører utråtningsprosessene til at en stor del av slammets innhold av næringssalter og suspendert stoff løses ut i vannet. Etter avvanning kan gjødselverdien i slammet derfor være lav og rejektivannet kan representere en stor belastning for rensenanlegget. Prosessen foregår best ved nøytral pH og forbruker alkalitet. Inndosering av kalk (CaCO_3) er nødvendig. Ved optimal drift består avgassen av ca. 65% metan og ca. 35% kullsyre. |
| Aerob stabilisering og våtkompostering | Aerob nedbrytning i luftet tank. Produktene fra nedbrytningen er stabilt biologisk slam, kullsyre og vann. Stabiliseringsgraden er avhengig av oppholdstiden som normalt bør ligge på 15 - 20 døgn (lukkede og isolerte systemer kan opereres med lavere oppholdstider). For å oppnå hygienisering av slammet kan varmen som utvikles brukes til å heve temperaturen i slammet. Da bygges anlegget med isolerte slamtanker og det brukes ren oksygen eller helt spesielle luftesystemer slik at varmetapet, som ellers oppstår ved tradisjonell lufting, blir minst mulig. Større eller mindre mengder med nitrogen (10-30%) vil tapes til omgivelsene som ammoniakk (NH_3). |
| Kjemisk stabilisering / hygienisering | Ved tilsetning av lesket kalk til et uavvannet slam oppnås en midlertidig kjemisk stabilisering ved at pH stiger til verdier over 12. Etter noen tids lagring kan imidlertid den mikrobielle omsetningen starte opp igjen. De høye pH-verdiene forårsaker nitrogentap som avdriving av ammoniakk. Metoden kombineres ofte med kondisjonering og avvanning i kammerfilterpresse. Metoden krever tilsetning av relativt store kalkmengder (75 -500 g Ca(OH)_2 /kg SS). Tilsettes ulesket kalk (CaO) til ferdig avvannet slam oppnås en kraftig temperaturstigning i slammassen. Varmeutviklingen fører til hygienisering av slammet. Hygieniseringsgraden avhenger av tørrstoff og temperaturen i utgangsslammet. Normalt tilsettes mer enn 500 g CaO til et slam med tørrstoff på 25%. |
| Kompostering | Aerob nedbrytning av avvannet slam i samblanding med annet strukturgivende og karbonholdig materiale som f.eks bark. Nedbrytningsproduktene er stabil biomasse, kullsyre, vann og energi (varme). Varmeproduksjonen fører til heving av temperaturen i kompostmassen og det oppnås en hygienisering av slammet. Nitrogentap som ammoniakk til atmosfæren vil kunne oppstå. |

Slambehandling Kort om metoden

Kombinert aerob forbehandling og utråtning Metoden utnytter varmeproduksjonen fra våtkompostering til hygienisering, mens stabilisering skjer i den etterfølgende utråtningstanken. For å oppnå > 60°C i forbehandlingen vil utnyttelse av energien i metan fra utråtningen være nødvendig. Det er viktig at størsteparten av nedbrytningen foregår i den anaerobe tanken slik at gassproduksjonen blir størst mulig.

Termisk tørking og forbrenning Slammet oppvarmes til ca. 100°C (>) og slamvannet fordamper. TS i tørket slam er ca. 85%. Metoden er energikrevende, men kan kombineres med utnyttelse av metan fra utråtning. Metoden resulterer i nitrogentap til atmosfæren. Ved forbrenning utnyttes slammets egen varmeverdi. Metoden krever relativt høyt TS i slammet. Behov for rensing av avgassene gir ekstrakostnader. Slammets nitrogen tapes som NO_x gassform.

Behandling i sivbed Metoden er i utgangspunktet beregnet for avvanning, men erfaring fra danske anlegg gir grunnlag for å betegne den som slambehandling (over tid). Slammet stabiliseres p.g.a. den langtidsluftingen som skjer (mineraliseringsgrad på 25% målt som glødetap). I hvilken grad metoden bevirker hygienisering av slammet mangler dokumentasjon.

4. Særtrekk ved slam fra biologisk fosfor og nitrogenfjerning

4.1 Nødvendig næringsgrunnlag i avløpsvannet

For at et biologisk renseanlegg skal fungere effektivt er det viktig at avløpsvannet inneholder tilstrekkelig karbon, nitrogen og fosfor til bakteriene som de trenger for å oppnå optimal aktivitet i de ulike prosessene. I tillegg trenger mikroorganismene mikronæringsstoffer og sporstoffer.

Avløpsvann er imidlertid ikke komponert med det formål å tilby en balansert diett for bakterier i et renseanlegg. Det er derfor ikke overraskende at mange avløpsvann ganske tidlig gir næringsbegrensninger for vekst av mikroorganismer.

Mange biologiske systemer er bygget for å fjerne organisk materiale (d.v.s. at det er det nedbrytbare organiske stoffet som bør være begrensende for mikrobiell vekst). Dersom et viktig næringssalt som fosfor eller nitrogen er til stede i for lave konsentrasjoner, vil biomassen i renseanlegget ikke være i stand til å utnytte alt nedbrytbart organisk stoff i avløpsvannet. Renseanlegget virker ikke effektivt. I tabell 13 gis veiledende anbefalinger til minimumskonsentrasjoner av nitrogen og fosfor i ulike renseanlegg som baseres på biologisk aktivitet.

Tabell 13. Minimumskonsentrasjoner (g/m^3) av ortofosfat og uorganisk nitrogen for fjerning av organisk stoff, målt som $100 g BOF_7/m^3$.

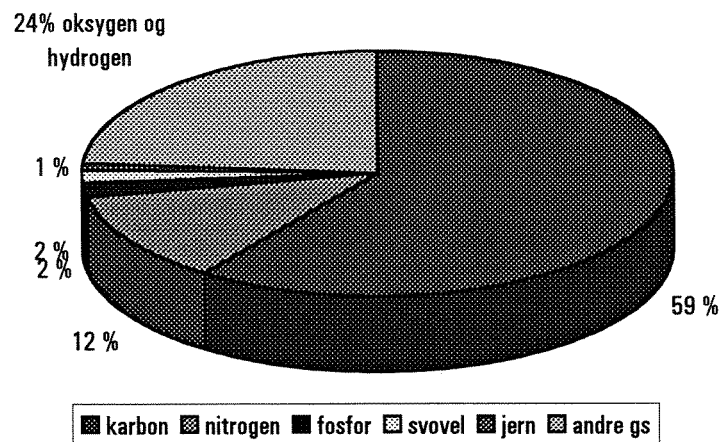
| Renseprosess | BOF ₇ | Uorganisk nitrogen | Ortofosfat |
|--------------------|------------------|--------------------|------------|
| Aktiv slam | 100 | 5,0-7,0 | 1,0-1,2 |
| Langtidslufting | 100 | 0,8-1,3 | 0,2-0,4 |
| Biofilter | 100 | 5,0-7,0 | 1,0-1,2 |
| Anaerob behandling | 100 | 1,2-1,6 | 0,2-0,3 |

De forskjellige renseprosessene har forskjellig næringssaltbehov fordi de baseres på aktiviteten til bakterier med forskjellige veksthastigheter (μ). Ved lave veksthastigheter (generasjonstider) vil celledød og nedbrytning av organisk materiale (inklusive nitrogen og fosfor) fra døde celler sørge for kontinuerlig frigivelse og resirkulering av næringssalter.

Effekten av næringsbegrensning gir seg utslag i en dårlig renseeffekt på anlegget og at slamkvaliteten som oppnås ikke sammenfaller med den som teoretisk kan forventes.

Nitrogen- og fosforbegrensning kan stimulere oppvekst av filamentære mikroorganismer som gir dårlige sedimenteringsegenskaper i slammet og mulighet for slamflukt. Nitrogenbegrensning kan også selektere for mikroorganismer som syntetiserer overskudd av ekstracellulære polymerer, ofte sammensatt av suktermolekyler. Flokkuleringsegenskapene i slike celler vil ofte være gode. Klebrige "kapper" av suktermolekyler utenpå cellene vil imidlertid kunne fange opp bobler med molekylært nitrogen (N_2) som er et sentralt produkt i denitrifikasjonsbassengene. Resultatet kan dermed også bli flyteslam og dårlig renseeffekt.

Figur 13 viser fordeling av viktige grunnstoff i bakterietørrstoff.



Figur 13. Fordeling av en del grunnstoff (% av TS) i en heterotrof bakterie

Utbyttet eller økningen av biomassen i et aktivslamanlegg som bryter ned organisk stoff under tilførsel av oksygen er variabelt. Ofte brukes tall i intervallet 0,3-0,5 g FSS / g KOF.

✓ Innløpsvannet på Groos RA inneholder ca. 350 - 550 g KOF/m³. Det beregnes at 70% (245 - 385) går til biobassengene. Med utbytte-koeffisienter på 0,3-0,5 g FSS/g KOF ville 75 -190 g biomasse fra 1 m³ avløpsvann gi følgende næringsstoffbehov for et vanlig belastet aktivslam:

- Nitrogen : 9 - 23 mg/l
- Fosfor : 1,5 - 3,8 mg/l

Med et gjennomsnittlig fosforinnhold på 3 mg/l og et nitrogeninnhold på 25 mg/l vil et utbytte på 0,5 g FSS/g KOF være uoppnåelig. Groos-slammet vil imidlertid være langtidsluftet, som gir andre og lavere behov.

Med et avløpsvann som inneholder sparsomt med fosfor vil det dermed bli vanskelig å oppnå slam med høyere fosforkonsentrasjoner enn de 1,5-2% som utgjøres av cellebundet fosfor. Dette vil også gjelde selv om BOF₇/Tot-P er høyt. Fosforrensgraden vil imidlertid forventes å være god.

✓ Resultater fra analyser av forbehandlet avløpsvann inn på Groos RA viser BOF₇ /Tot-P forhold på mellom 34 og 78,5. Alt skulle ligge vel til rette for biologisk fosforfjerning. Problemet er at fosforkonsentrasjoner på mellom 2 og 3 mg/l går med til å understøtte veksten. Siden en stor andel av fosforet i Grimstad er på partikulær form (ca. 50%, jfr. tabell 8), vil fosfor i perioder kunne være begrensende for heterotrof nedbrytning av organisk materiale i avløpsvannet (jfr. tabell 9).

4.2 Teoretisk beregningsgrunnlag for slamproduksjon

I foregående kapittel ble slammengde fra et biologisk rensetrinn beregnet kun utfra antatt utbytte fra organisk belastning (KOF_{total}) inn på anlegget. Slamproduksjonen kan imidlertid bestemmes nøyaktig ut i fra kunnskap om vekstkinetikk og prosess. En del begreper som legges til grunn for slike regnestykker beskrives under (Ødegaard, 1990).

- Slambelastning: $F = R_b / M$

Den mengde med organisk stoff som skal brytes ned (R_b) av en gitt mengde slam (M) i luftetanken over en gitt tid. Slambelastningen måles som kg biologisk oksygenforbruk (oftest over 7 døgn) pr. kg slammengde pr. døgn og skrives kg BOF_7 /kg SS * d. (SS byttes ofte ut med FSS = Flyktig suspendert stoff).

- Utbyttekoeffisient: Y (= Yield)

Mengde biomasse (bakterieceller målt som FSS) som produseres ut fra en gitt mengde organisk stoff eller mat om vi vil. Utbyttekoeffisienten ligger normalt på 0,5-0,75 kg FSS/kg BOF_7 og 0,3 - 0,5 kg FSS/kg KOF_{total} .

- Slamalder: $G = M / P_b$

Mengde slam i luftetanken (M) dividert med uttak av overskuddsslam (P_b). Overskuddsslammet er den slammengden som fjernes fra renseprosessen og avvannes for videre behandling.

- Endogen respirasjonskoeffisient: k_d

Omsetning av det organiske stoffet som frigis fra celler som sulter eller dør til enhver tid. Den endogene respirasjon (oksygenforbruket) ligger normalt i området 0,04-0,08 kg BOF_7 / døgn.

Den grunnleggende likningen for å beregne spesifikk slamproduksjon er:

$$1/G = YF - k_d$$

1/slamalder = utbyttekoeffisient * slambelastning - endogen respirasjon

Med utgangspunkt i ovenfor stående vil slamproduksjonen uttrykkes som:

$$1/G = Y * R_b / M - k_d$$

$$1 = (M/P_b) * Y * R_b / M - k_d * M/P_b \rightarrow P_b = Y * R_b - k_d * M$$

Sagt med ord vil produksjonen av biologisk slam være utbyttet fra en gitt avløpsvannskvalitet (innhold av nedbrytbart organisk stoff målt som mg BOF_7 /l) fratrukket den endogene respirasjon i en gitt slammasse.

Renseeffekten m.h.p. suspendert stoff (SS) i et forsedimenteringsbasseng (mekanisk rensing) er aldri 100%. Derfor vil totalproduksjonen av slam fra et biologisk rensetrinn være:

$$P_{tot} = P_b + P_{mekslam} - E_{SS}, \text{ hvor } E_{SS} \text{ er slamtapet i utløpet.}$$

Dersom den gjennomsnittlige vanngjennomstrømningen (Q) i rensenanlegget som behandler avløpsvannet presentert i tabell 7, settes til 5000 m³/d., vil det tilføres (285 g * 5 000 m³) = 1 425 kg SS inn på anlegget. Ved 60 % renseseffekt i forsedimenteringen vil det tas ut 855 kg mekanisk slam. Av dette ville 80 % være organisk stoff (jfr. figur 9).

Ved 60% renseseffekt vil det forsvinne 30 mg BOF₇ / l i det mekaniske slammet. Dersom slambelastningen, F ved anlegget er 0,2 kg BOF₇ / kg SS * d, vil slammengden (M) i luftetanken kunne beregnes til (M = R_v/F):

$$M = 0,150 \text{ kg BOF}_7 / \text{l} * 5\,000 \text{ m}^3 \text{ d} / (0,2 \text{ g BOF}_7 / \text{g SS d.}) = 3\,750 \text{ kg}$$

Produksjonen av biologisk slam vil bli:

$$0,7 * 800 \text{ kg/døgn} - 0,06 * 3\,750 \text{ kg SS} = 325 \text{ kg/døgn.}$$

I tillegg til det produserte bioslammet kommer en andel mekanisk slam som har gått gjennom forsedimenteringen. I vårt tilfelle en andel av 40% av SS.

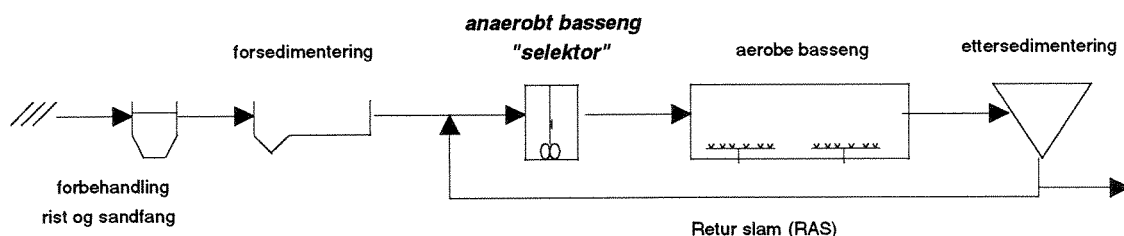
4.3 Mikrobiologisk stimulert kjemisk felling av fosfor

Biologisk fosforfjerning baseres på at følgende prosesser opptrer hver for seg eller samtidig:

- At fosfor assimileres (tas opp) i ulike cellemolekyler (celle-P). Fjerning av fosfor ved opptak i biomassen som celle-P, foregår i alle biologiske rensesystemer
- At fosfor felles kjemisk på grunn av at spesielle mikrobielle prosesser finner sted i særskilte soner av slambassengene (Me-P)
- At fosfor tas opp og akkumuleres inne i mikrobene som polyfosfater (poly-P)

Med Bio-P slam menes her slam dannet i rensenanlegg tilrettelagt for poly-P opptak. Denne type anlegg etableres med anaerobe basseng, eller selektorer, i forkant av aerobe og eventuelt anoksiske biobasseng.

Figur 14 viser et såkalt A/O-anlegg (A=anaerobt miljø uten tilstedeværelse av molekylært oksygen eller nitrat. O=miljø med molekylært oksygen tilstede) som tilrettelegger for biologisk fosfor fjerning. Det viser seg imidlertid at slike anlegg også kan tilrettelegge for forhøyet kjemisk felling av fosfor.

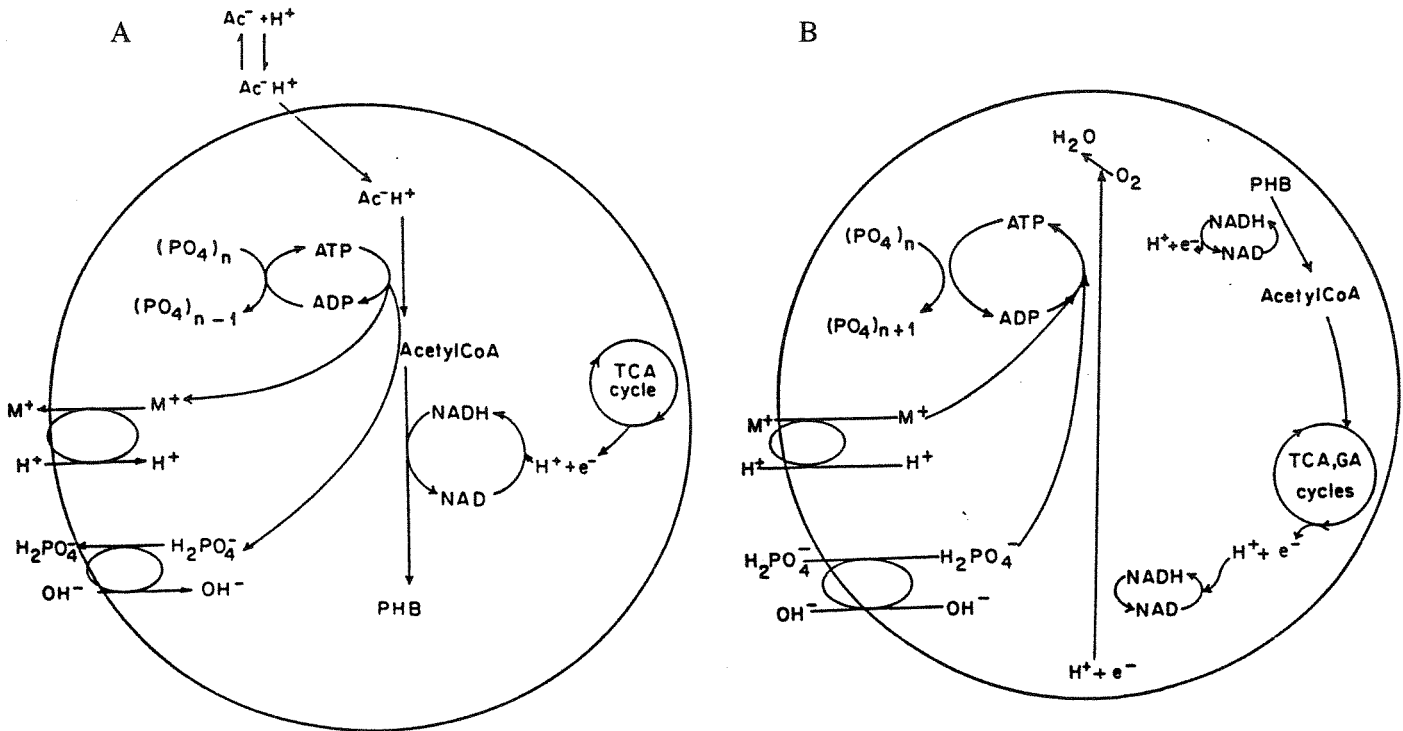


Figur 14. Bio-P anlegg med en anaerob selektor i forkant av de luftede bassengene

Kjemiske fellingsreaksjoner spiller en større eller mindre rolle ved biologisk fosfor-fjerning. Årsaken til en forhøyet andel metallisk felt fosfor i Bio-P slam er antagelig at større mengder ortofosfat som løses ut i den anaerobe selektoren reagerer med metaller som er til stede i avløpsvannet. Observasjoner tyder på at metallene i slike salter kan være kalsium (Ca) eller magnesium (Mg). Begge er representanter for "biologiske metaller" som fungerer som *motkationer* ved såkalte antiport-

foreslått å være indirekte koplet til transport av ortofosfat inn og ut av poly-P bakterier (figur 15). Et annet viktig motkation er forøvrig kalium.

Avløpsvannets innhold av disse metallene kan i spesielle tilfeller være så lave at biologisk fosforfjerning begrenses.

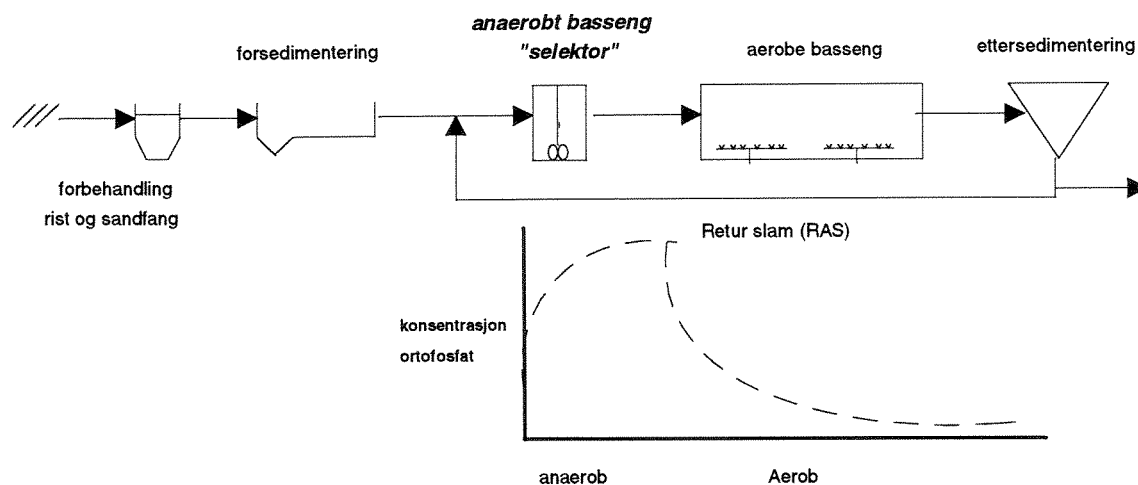


Figur 15. Modell som viser at kationer spiller en rolle ved transport av ortofosfat inn og ut av cellen (Wentzel, 1986, 1991). A: anaerob sone, B: aerob sone

I biofilmanlegg med denitrifikasjon vil forhøyede alkalitetsverdier inne i bakteriefilmen legge forholdene til rette for utfelling av fosfor. Utfelling av $Ca(HPO_4)_2$ krever imidlertid at konsentrasjonen av kalsium må ligge over 50 mg/l og pH-verdier $> 7,5$.

4.4 Akkumulering av fosfor som polyfosfat

Flere bakterietyper, hvorav *Acinetobacter* spp. er den mest kjente kan akkumulere fosfor inne i cellen og lagre det som polyfosfater (Yeoman, 1988, Toerien, 1990 og Pauli, 1994). I renkulturer av *Acinetobacter* spp. er det påvist $> 10\%$ fosfor (% av TS). Polyfosfatene fungerer som energikilde i disse bakteriene. I et Bio-P anlegg vil ortofosfat skilles ut i den anaerobe fasen og tas opp igjen i etterfølgende aerob fase (figur 16).



Figur 16. Utskilling av fosfor som ortofosfat i anaerob selektor for så å tas opp igjen som polyfosfat i etterfølgende luftede basseng.

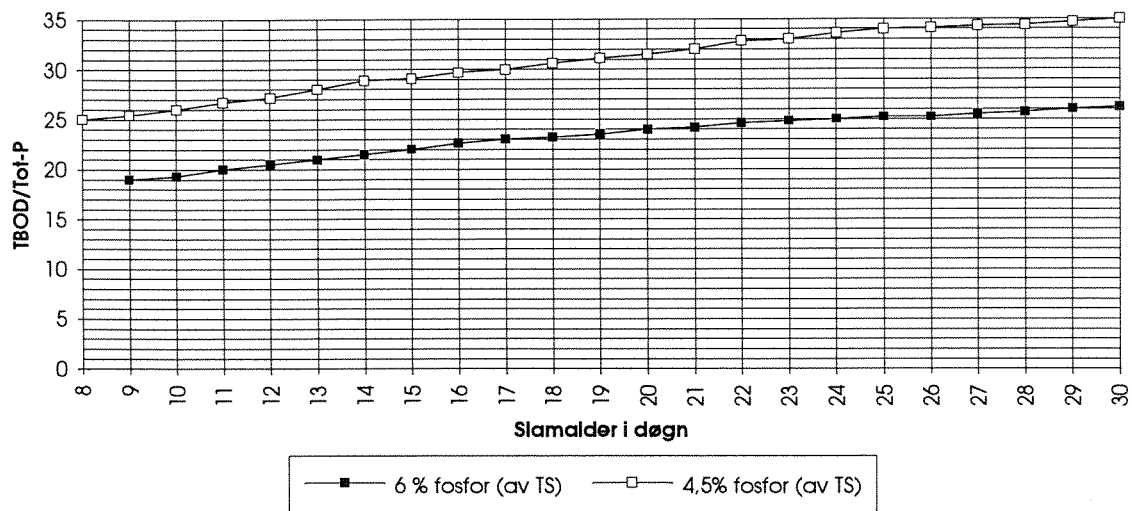
4.5 Betydning av design og driftskriterier for rensenanlegget

I tillegg til kvaliteten på avløpsvannet vil valg av prosess/driftskriterier være avgjørende for slamkvaliteten.

Slamalderen er et viktig driftskriterium som påvirker sammensetningen av slammet. Valg av slamalder vil alltid være en funksjon av hvilke krav som settes til behandlingen av avløpsvannet. Generelt vil slamalderen måtte øke dersom nitrifikasjon (oksidasjon av ammonium til nitrat) er ønskelig. Dersom rensenanlegget skal overholde renskravene også ved lave temperaturer vil ofte slamalderen måtte økes. Høy slamalder og lav belastning gir lav slamproduksjon og høy endogen respirasjon som normalt gir utlekking av bl.a. fosfor fra døde celler. Siden fosforen kun fjernes med overskuddsslammet i Bio-P anlegg skulle et lavere uttak av slam uten forhøyede fosforverdier bety redusert fosforfjerning.

Andel fosfor i slammet er imidlertid også avhengig av ulike kvalitetsaspekter ved avløpsvannet. Forholdet mellom nedbrytbart organisk materiale og total fosfor, $BOF_7 / Tot-P$, er av avgjørende betydning for det endelige resultatet.

Figur 17 viser hvordan dette forholdet er med på å bestemme den endelige slamkvaliteten med hensyn på fosforinnhold. I figuren demonstreres også effekten som slamalderen har på fosforfjerningskapasiteten. Ved høy slamalder vil det naturlig nok gå med mer nedbrytbart organisk stoff pr. enhet fosfor som skal fjernes. Med andre ord vil en prosessdesign som krever høy slamalder også kreve en større andel BOF for å sikre lave utslippskonsentrasjoner.



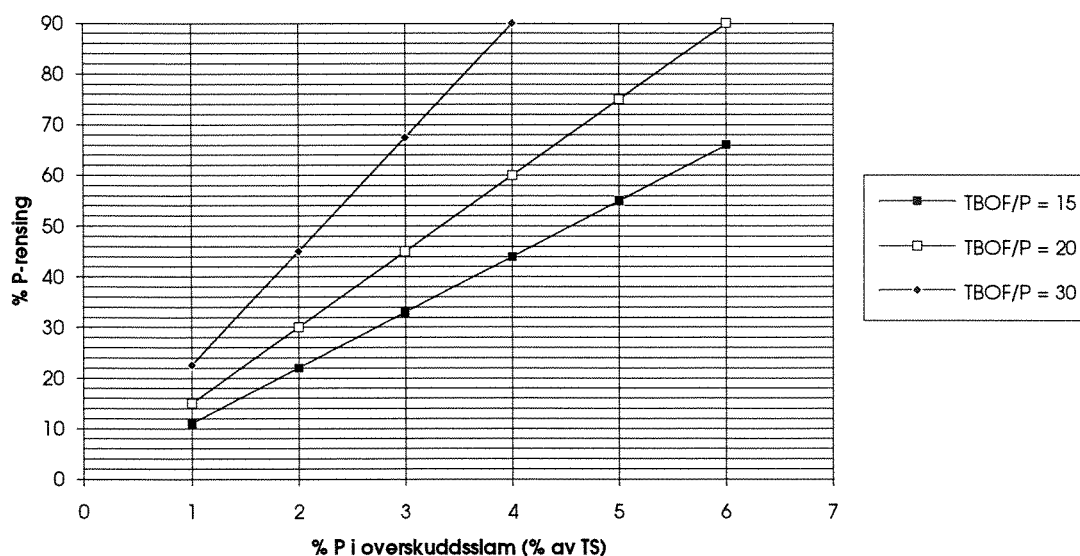
Figur 17. BOF-behov for fjerning av fosfor ved ulike slamaldere og slamkvaliteter (Stensel, 1992)

Av figuren går det frem at Bio-P slammet i et aktiv slamanlegg med aerob slamaldre på 10 døgn vil kunne oppnå fosforinnhold på 4,5-6% av TS dersom $BOF_7/Tot-P$ -forhold i innløpet er i området 18 - 25.

Dersom utbyttet faktoren for BOF_7 settes til 0,75 kan forholdet mellom fosforinnholdet i overskuddsslammet og renseseffektiviteten beregnes ut fra likningen:

$$\frac{\Delta P}{P} = (BOF_7/P) * Y_{BOF} * (\% P \text{ i overskuddsslam}/100)$$

Eksempler for noen avløpsvannskvaliteter er vist i figur 18.

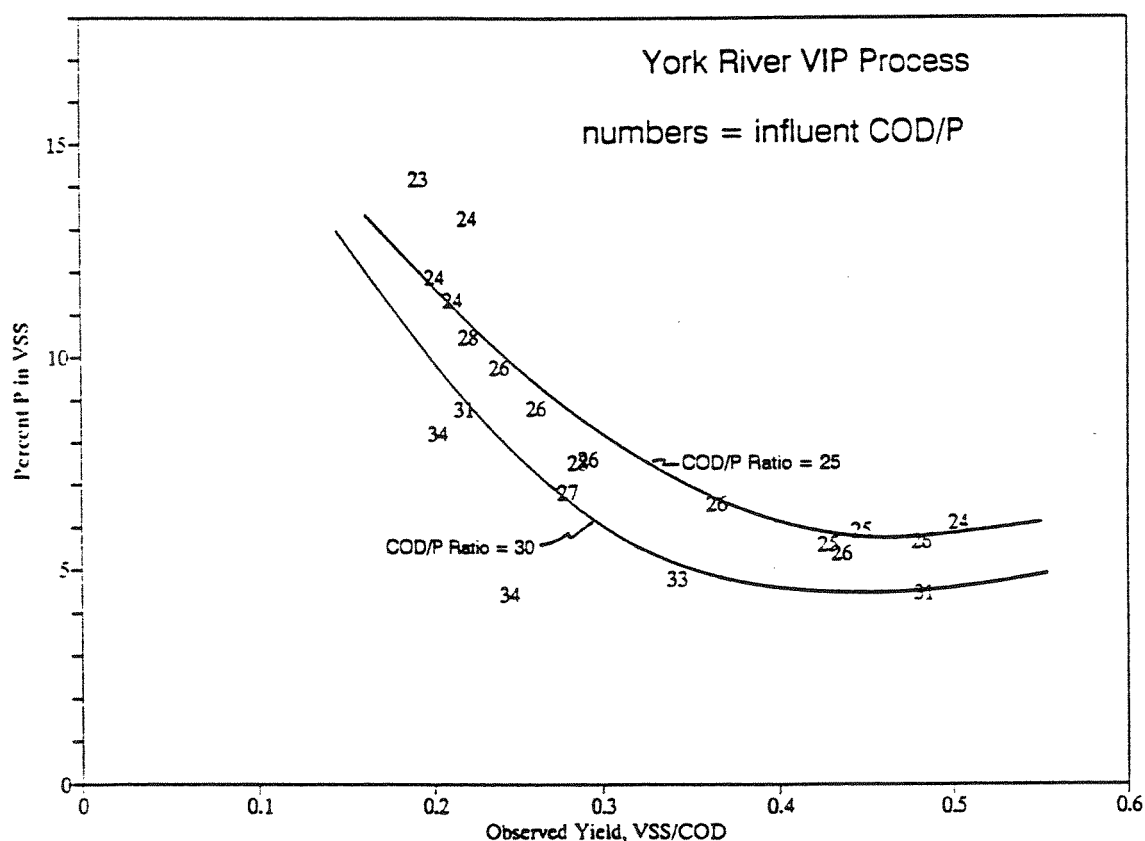


Figur 18. Sammenheng mellom fosforinnhold i overskuddsslam og renseseffekt (Bundgaard og Pedersen, 1990)

enn aktivslam i konvensjonelle renselanlegg (Randall et al., 1992). Et slikt utsagn kan underbygges av forsøk utført av Wentzel (1988) som dokumenterte at den endogene dødsraten (lysis) for poly-P bakterier er langt lavere enn for normale heterotrofe bakterier;- henholdsvis $0,05 \text{ d}^{-1}$ mot $0,24 \text{ d}^{-1}$.

Et annet argument som taler for hypotesen er at poly-P bakterier som *Acinetobacter spp.* viser seg å ha meget høye fosforopptakskapasiteter; 32 % av TS (Wentzel, 1988), og rimeligvis svært gode flokkuleringsegenskaper;- celler med høyt innhold av fosfor får høyere egenvekt enn "normale" celler (Fuhs og Chen, 1975). Når slamalder økes, d.v.s. at uttaket av overskuddsslam reduseres, vil (i slike ideelle systemer) fosforandelen i slammet øke opp mot maksimalverdien med resultat at fosforfjerningen forandres minimalt. Fosforandelen øker fordi aktivslammet vil inneholde flere "utholdende" poly-P bakterier. Det er også vist at biologisk fosforfjerning er oppnådd med gode resultater i anlegg som drives med slamaldere fra 2 til 60 døgn (Kerdachi og Roberts, 1992).

For avløpsvann med "ideelle" $\text{BOF}_7/\text{Tot-P}$ forhold er det uansett mulig å beskrive forholdet mellom fosforinnholdet i FSS og slamutbyttet (indirekte slamalder) som funksjon av $\text{BOF}_7/\text{Tot-P}$. Figur 20 viser dette forholdet beskrevet grafisk fra resultater oppnådd i fullskala forsøk (Randall et al., 1992).



Figur 20. Fosforkonsentrasjon i FSS som funksjon av slamutbytte og $\text{BOF}_7/\text{Tot-P}$ forhold. (Randall et al., 1992)

5. Avvanning og behandling av slam fra biologisk fosfor- og nitrogenfjerning

Følgende tre "nåløyer" må passeres for å oppnå effektiv fosforfjerning i Bio-P og Bio-P/N anlegg:

- Aktivslamanlegget må belastes og drives på måter som legger forholdene best mulig til rette for vekst av poly-P bakterier
- Etersedimenteringen må være særdeles effektiv slik at suspenderbart stoff i utløpet kan holdes på et absolutt minimum.
- Overskuddsslammet som inneholder fosfor må avvannes og behandles ved metoder som forhindrer at fosfor utløses fra slam p.g.a. anaerobe forhold, spesielt ved tilstedeværelse av nedbrytbart organisk stoff eller endogen respirasjon (våtorganisk stabilisering). Dersom fosfor tilbakeføres til aktivslam-anlegget i særlig grad, vil renskapasiteten overstiges med økning av fosfor i utløpet som resultat.

5.1 Avvanning av Bio-P/N slam

Når det gjelder avvanningsstrategier, vil normalt gravitasjonsfortykking kunne føre til en viss utlaking av fosfor. Enhver sambehandling (sedimentasjon / fortykning) med primærslam vil naturlig nok øke muligheten for anaerob utlaking av fosfor gjennom tilførsel av nedbrytbart organisk stoff.

I lavt belastede aktivslam anlegg vil slammet stabiliseres i luftebassengene. Problemer forbundet med fosforutlaking fra slammet skal teoretisk kunne unngås dersom slammet holdes aerobt og at avvanningen skjer raskest mulig. Bio-P slam som tas ut som overskuddsslam fra et Bio-P/N anlegg (langtidsluftet) vil derfor ofte fortykkes ved bruk av såkalt Dissolved Air Flotation (DAF). Slammet fortykkes gjennom flotasjon ved tilførsel av luft. Luften gjør at tapet av fosfor fra slammet p.g.a. anaerobe forhold minimeres.

Bio-P slam fra høyt belastede anlegg (A/O anlegg) behøver en eller annen form for stabilisering. Dersom overskuddsslam fra slike anlegg stabiliseres anaerobt vil mulighetene for utlaking av fosfor være stor. På samme måte kan anaerobe forhold i sedimentasjonsbassenget eller i eventuelle gravitasjonsfortykkere utløse fosfor fra Bio-P slam.

✓ *For Groos vil innblanding av ustabil primærslam og mellomlagring i container før borttransportering til behandlingsplass stimulere (anaerob) utløsning av fosfor.*

5.2 Kjemisk stabilisering og kompostering

Det antas at kompostering og kjemiske stabiliseringsprosesser ikke fører til utlaking av fosfor. Kalkstabilisering vil uansett fikse fosforet i kalkfosfater ($\text{Ca}(\text{HPO}_4)_2$).

Ved kompostering tilføres det avvannede slammet karbonrikt materiale som gir et behov for næringssalter. Fosforbehovet kan dekkes av fosfor som frigis fra hydrolyse av polyfosfater. De høye temperaturene i komposteringsprosessene favoriserer neppe vekst av *Acinetobacter* spp og andre poly-P bakterier.

5.3 Våtkompostering

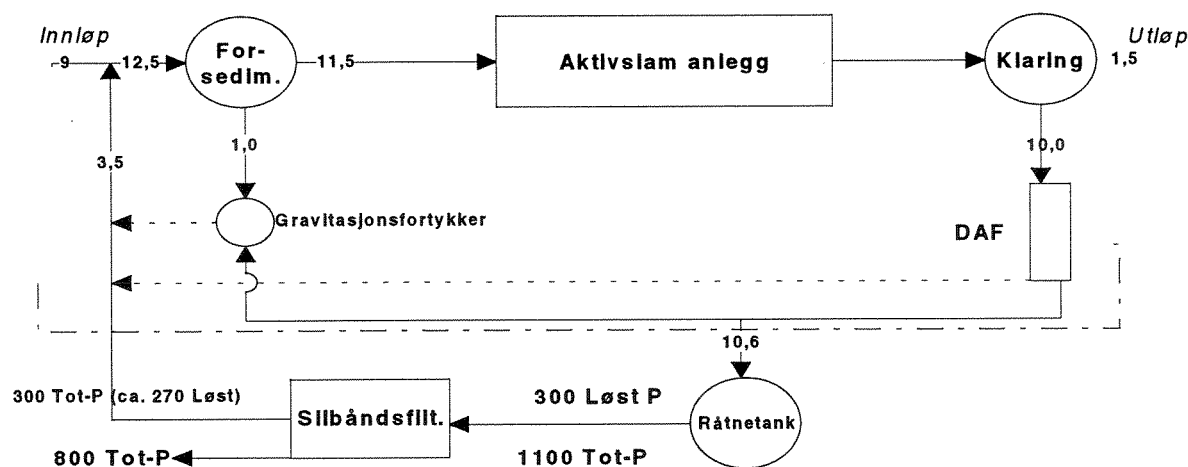
Aerob stabilisering av langtidsluftet slam vil normalt føre til tap av fosfor til miljøet. Bioslammet vil oppløses med tap av fosfor som resultat. De mikroorganismene som vokser på biomolekylene som frigis, vil imidlertid ha et visst behov for fosfor som vil kompensere for noe av tapet. Fosforutløsninger på 25 - 30% fra våtkomposteringsanlegg må imidlertid forventes (Randall et al. 1992).

✓ Ved Groos kunne aerob stabilisering av næringsfattig våtorganisk avfall fra Grimstad Konserverfabrik A/S sammen med bioslam (poly-P slam) og hydrolysert primærslam være et interessant alternativ som vil høyne produktkvaliteten og binde opp såvel fosfor som nitrogen.

5.4 Utråtning

Strengt anaerobe forhold skal ut fra teorien favorisere utløsning av fosfor. Det er derfor forventet at rejektvann fra avvannet utråtnet slam inneholder høye fosforkonsentrasjoner.

Fosformassebalansen i figur 21 viser fosfortapet i ulike trinn i slambehandlingen og renseprosessen i York WWTP (Randall et al., 1992). Slambehandlingen baseres på fortykning, utråtning og avvanning gjennom silbåndspresse.



Figur 21. Fosforutløsning i ulike trinn av renseprosessen og slambehandlingen ved York WWTP i U.S.A. Under stiplede linje er konsentrasjonene uttrykt mot slamvolum; 102 mg Tot-P/l i slammet tilsvarer 1 mg Tot-P/l i avløpsvannet (Randall et al., 1992).

Dersom utråtningstanken skal fungere som en "selektor" må det imidlertid være lett nedbrytbart organisk materiale tilstede. Murakami et al. (1987) dokumenterer da også meget høye fosforkonsentrasjoner; 210-310 mg $PO_4\text{-P/l}$ i utløpet fra råtnetank der Bio-P slam ble behandlet sammen med ustabil primærslam. Tilsvarende erfaringer er bl.a. gjort ved Maryland Old City WWTP (jfr. 5.5.2).

I mange tilfeller (Nyberg et al. 1993, Seyfried og Hartwig 1991, Bauman 1990) vil fosforutløsningen være minimal (5-15%). Dette forklares med avløpsvannets kvalitet (kjemisk sammensetning). Den "teoretiske" hydrolysen av polyfosfat finner sted som forventet ved utråtning, men utløst fosfat fikseres i neste trinn som metallkomplekser, f.eks struvitt ($NH_4MgPO_4 \cdot H_2O$). Ammonium vil det aldri være problemer med i et utråtningsanlegg; nitrogentapet i rejektstrømmene kan være meget høy

(500 - 1000 mg NH₄-N/l). Ved struvittdannelse vil det utløses magnesium og kalium i tillegg til ortofosfat (p.g.a. ladningsbalansen). Andre aktuelle og naturlige "fellingskjemikalier" tilstede i råtnetanker er jern og kalsium.

5.5 Internasjonale erfaringer

Nedenfor presenteres noen av de erfaringene som er gjort ved avvanning og stabilisering av Bio-P slam.

5.5.1 Bowie WWTP, USA

Kilde: Randall, et al., 1992

Slammet i Bowie WWTP blir fortykket i 2 gravitasjonsfortykkere før avvanning i silbåndpresser. Fortykning av slammet fra ca. 0,5% TS til omlag det dobbelte foregår over ett døgn. I denne perioden påvises en redusert fosforutlakning som skyldes anaerobe forhold i fortykkeren. Grunnen til at utlakningen er såpass liten (10 - 15% av fosforinnholdet i slammet) skyldes mangel på ekstern omsettbart karbonkilde. Etter filtrering beregnes fosfortapet til ca. 26%.

5.5.2 Maryland Old City WWTP, USA

Kilde: Randall et al., 1992

Maryland Old City WWTP drives "ulogisk" m.h.p. å få til en lavest mulig resirkulering av fosfor fra slammet. *Overskuddslam blir nemlig ledet inn i primærfellingsbassenget* hvor det blandes og fortykkes sammen med primærslammet som er ustabil. Det foregår minimalt med lufting i dette trinnet fordi hovedmålet er å generere mest mulig flyktige korte fettsyrer til Bio-P prosessen. Bio-P slammet utnytter imidlertid den høye organiske belastningen og skiller ut fosfor opp til 43% av slammets opprinnelige innhold. Slammet som hentes ut fra renseanlegget er derfor moderat konsentrert m.h.p. fosfor (2,85%) og har ganske sikkert et høyt innhold av bakterier med opplagrede polyfettsyrer (poly-β-hydroksybutyrat = PHB).

5.5.3 York WWTP, USA

Kilde: Randall et al., 1992

I York blir slammet flotasjonsfortykket før det blir stabilisert i anaerobe råtnetanker sammen med ustabil mekanisk slam fra forsedimenteringen. Slammet avvannes i silbåndpresser etter stabilisering. En betydelig andel av fosforen; ≈ 30% laker ut fra slammet gjennom denne behandlingen, spesielt i råtnetankene (se figur 21). En relativt høy andel av denne fosforen; ≈ 3% ble utfelt i forsedimenteringsbassengene. Det er tre hovedformer for utfelt fosfor; struvitt, brusitt (CaHPO₄ * 2 H₂O) og vivianitt (Fe₂(PO₄)₃ * 8 H₂O).

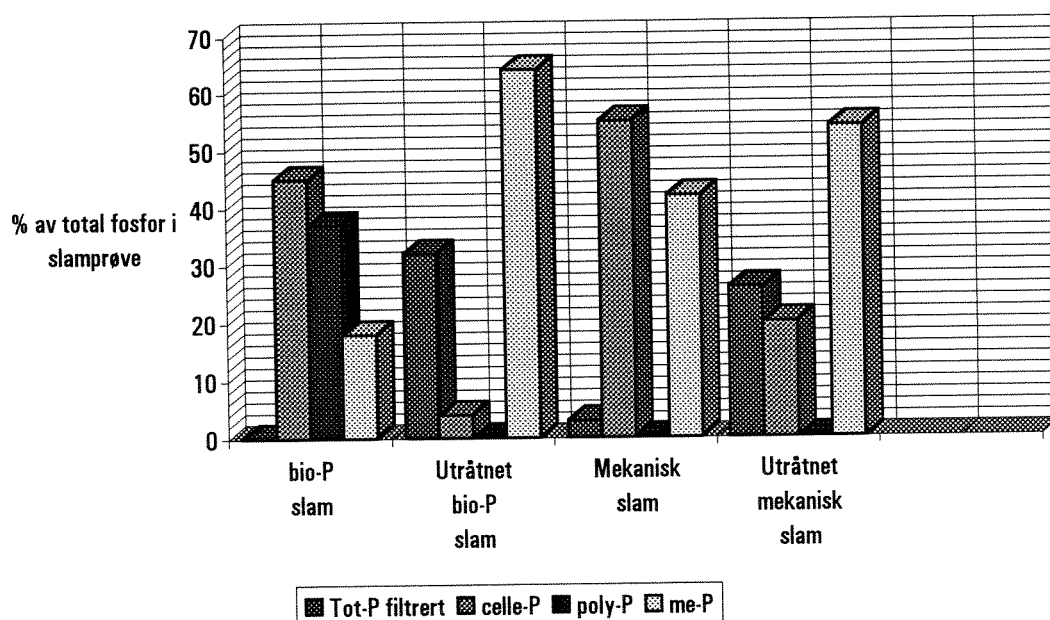
5.5.4 Sjølundaverket, Sverige

I forsøk gjennomført i pilot skala ved Sjølundaverket ble fosforutløsning fra to ulike slamtyper som funksjon av utråtning undersøkt (Nyberg et al., 1993). Slamtype nr. 1 var høybelastet med hydraulisk oppholdstid på ca. 5 timer og slamalder på 4 døgn. Slamtype nr. 2 var lavbelastet med slamalder på ca. 20 døgn. Hydraulisk oppholdstid var her 19 timer.

Slammet ble stabilisert ved utråtning i små bord-reaktorer. Slammets oppholdstid i reaktorene var 15 døgn ved 35°C. Fosfor i Bio-P slam som skulle behandles ble analysert i 3 ulike fraksjoner:

- Cellebundet fosfor (celle-P)
- Polyfosfat (poly-P)
- Metallbundet fosfor (me-P)

Ferdig utråtnet slam ble undersøkt for me-P. Bestemmelse av poly-P i utråtnet slam ble beregnet ut fra mengden ortofosfat i vannfasen. Korreksjoner for utfelt me-P ble gjort ved å måle på kalium. Kalium som er sentralt ved transport av ortofosfat ut av poly-P bakteriene vil holde seg i løsning ved de aktuelle betingelser i råtnetanken. En økning i kalium-konsentrasjonen er derfor proporsjonal med anaerob utskillelse av orto-P fra Bio-P slammet. Resultatene fra Sjølund i tabell 14 og figur 22 viser at det er kvaliteten på avløpsvannet m.h.p. ulike metaller inn på renseanlegget som avgjør mengden med fosfor som vil lake ut ved anaerobe forhold, enten i råtnetank eller i ettersedimentering.



Figur 22. Endringer i fosforfraksjonene i høybelastet Bio-P slam og mekanisk slam som funksjon av anaerob stabilisering (Nyberg et al., 1993)

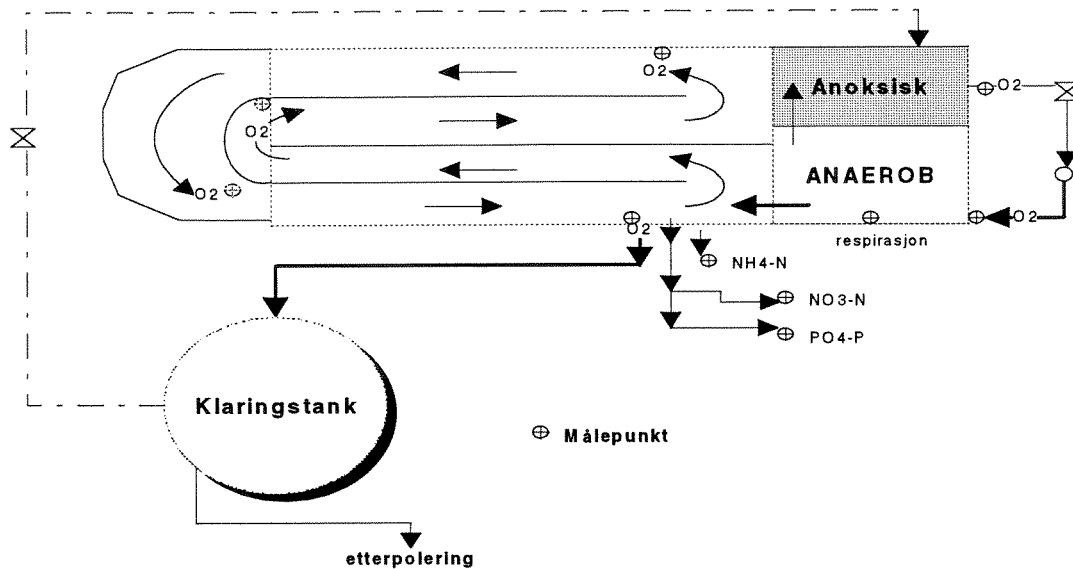
Tabell 12. Sammensetningen av ulike Bio-P slam og primærslam før og etter anaerob stabilisering

| Parametere | Primærslam | | Høybelastet Bio-P | | Blandet slam | | Lavbelastet Bio-P | | Bio-P / Pilot Høybelastet |
|------------------|------------|------|-------------------|------|--------------|------|-------------------|------|---------------------------|
| | INN | UT | INN | UT | INN | UT | INN | UT | |
| TS (%) | 4,1 | 2,6 | 3,9 | 2,7 | 4,0 | 2,4 | 3,5 | 2,7 | |
| Total-P (mg/l) | 238 | 285 | 1120 | 1120 | 582 | 600 | 1060 | 1020 | 1210 |
| Total-P filtrert | 6 | 74 | - | 359 | - | 133 | - | 253 | |
| Me-P (mg/l) | 101 | 153 | 119 | 718 | 134 | 367 | 216 | 650 | |
| Bio-P (mg/l) | - | - | 410 | - | 137 | - | 370 | - | |
| Jern (mg/l) | 246 | 395 | 385 | 495 | 292 | 420 | 449 | 545 | 444 |
| Aluminium (mg/l) | 212 | 245 | 314 | 335 | 245 | 275 | 352 | 330 | 406 |
| kalsium (mg/l) | 1000 | 1100 | 1100 | 1200 | 1030 | 1100 | 990 | 935 | 1500 |
| magnesium (mg/l) | 91 | 100 | 250 | 255 | 145 | 155 | 285 | 265 | 485 |
| Total-N (mg/l) | 907 | 933 | 2720 | 2850 | 1540 | 1480 | 2150 | 2130 | |
| Total-N filtrert | | 373 | | 1580 | | 800 | | 690 | |

5.5.5 Kläranlage Hildesheim, Tyskland

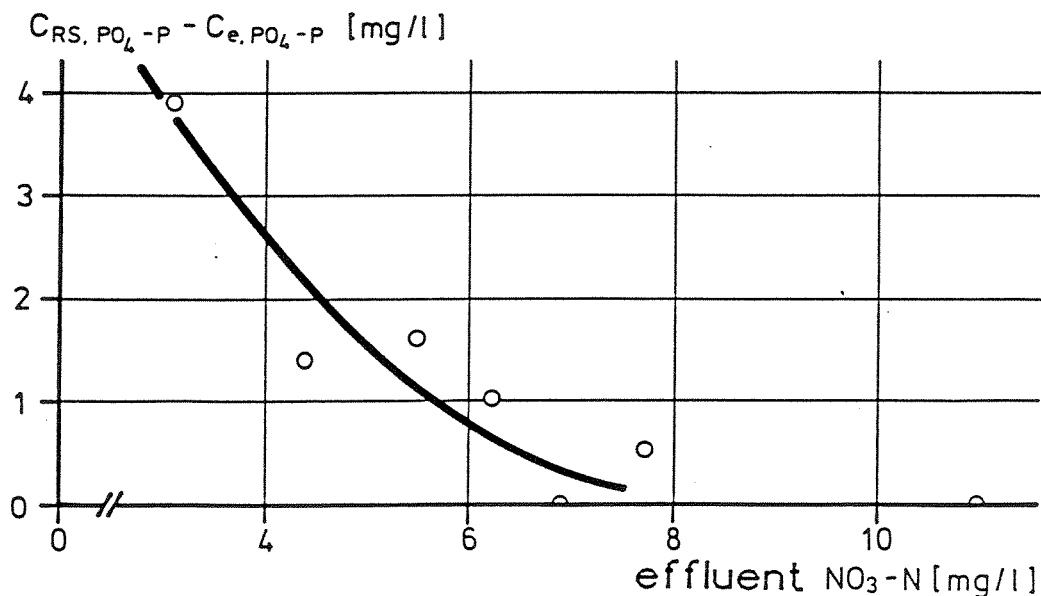
Kilde: Seyfried og Hartwig, 1991

Anlegget drives som et Johannesburg anlegg (figur 23) med sedimenteringsbasseng, flotasjonsfortykker og utråtning av slammet. Forfatterne regner med at erfaringene som er gjort med slamkvaliteten vil være det normale for denne spesielle utformingen.



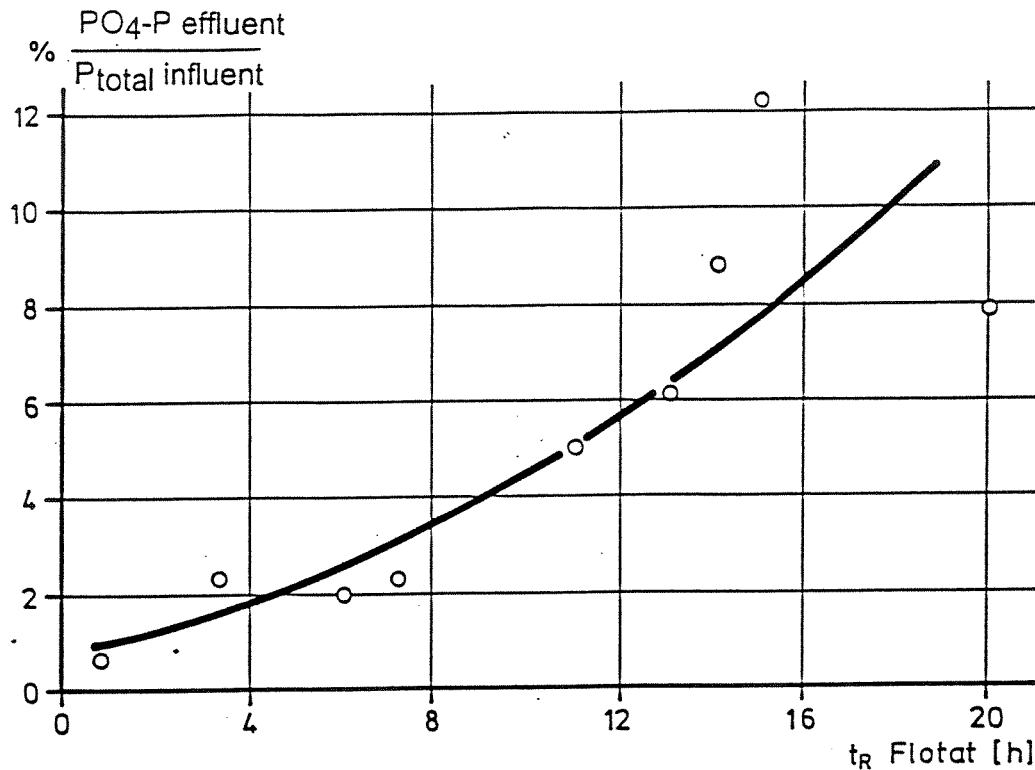
Figur 23. Anleggsutforming ved Kläranlage Hildesheim, Tyskland (etter Seyfried og Hartwig, 1991).

I sedimenteringsbassenget er fosfortapet svært lavt ($\approx 1,9\%$ av akkumulert fosfor). Hartwig (personlig meddelelse, 1995) forklarer fosfortapet med at nitrat-konsentrasjonen i sedimenteringsbassenget fungerer som en oksygenbuffer og hevder at fosforutløsning er en funksjon av $\text{NO}_3\text{-N}$ -konsentrasjonen (figur 24).



Figur 24. Fosforutløsning fra returslammet som en funksjon av $\text{NO}_3\text{-N}$ konsentrasjonen i utløpet (Seyfried og Hartwig, 1991).

Det relativt høyeste fosfortapet ble påvist i flotasjonsfortykkeren og kan beskrives som en funksjon av oppholdstiden. Figur 25 beskriver dette forholdet. Det skal imidlertid bemerkes at for å tydeliggjøre denne effekten ble slamteppet i forsøkene etablert med en tykkelse på 120 cm, mot normalt 50 - 75 cm.



Figur 25. Fosfortløsløsning som funksjon av oppholdstiden ved flotasjonsfortykking (Seyfried og Hartwig, 1991).

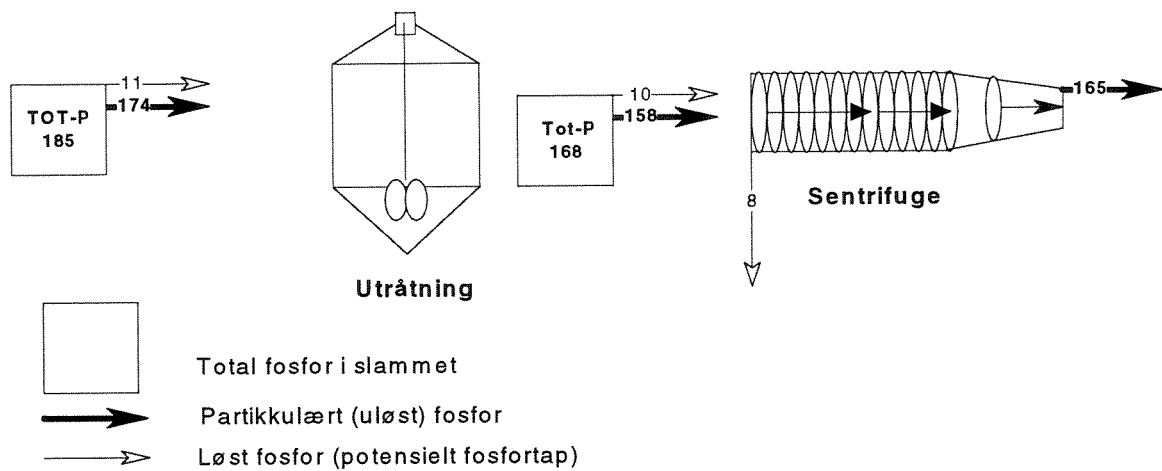
Utløsningen fra utråtningsstanken var ikke høyere enn ca. 5% av akkumulert fosfor. Dette forklares ut fra resultatene beskrevet i tabell 15 som viser at utråtningen bevirker en endring i fraksjoneringen av fosforen i slammet fra polymerer av høy molekylvekt over til metallbundet fosfor og polymerer med lav molekylvekt. Disse resultatene er forøvrig sammenfallende med erfaringene fra Sjølundaverket.

Figur 26 viser målt fosformassebalanse ved slambehandlingen i Kläranlage Hildesheim.

Tabell 15. Fraksjonering av fosfor i slam fra Kläranlage Hildesheim (Seyfried og Hartwig, 1991).

| | Primærslam | Flotasjonsfortykket slam | Råtnetank I (SRT = 20 døgn) | Råtnetank II (SRT= 12 døgn) |
|---------------|------------|--------------------------|-----------------------------|-----------------------------|
| H-poly-P | 19 % | 50 % | 12 % | 3 % |
| L-poly-P | 37 % | 19 % | 32 % | 32 % |
| Me-P | 44 % | 31 % | 56 % | 65 % |
| % Fosfor i TS | 1,30 % | 3,60 % | 3,35 % | 3,30 % |

Tabellen dokumenterer en markant fraksjonsendring som funksjon av utråtningen



Figur 26. Fosformassebalanse gjennom slambehandlingstrinnet (etter Seyfried og Hartwig, 1991).

Den relative differansen mellom bundet fosfor i slam før (innløpet til rånetanken) og etter behandling (utløp sentrifuge) er 9, som tilsvarer et fosfortap på ca. 5% ($9/174 * 100$).

Referanser

- Appeldoorn K.L., A.J. Boom, G.J.J. Kortsteet og A.J.B. Zehnder 1992. Contribution of precipitated phosphates and acid-soluble polyphosphate to enhanced biological phosphate removal. *Wat. Res.* Vol. 26, pp 937-943.
- Asdal, Å., E. Ekeberg, G. Guttormsen, O. Holdhus og Å. Håland 1993. Forskning på bruk og lagring av slam i jordbruket. SFL-rapport 2 april-1993
- Baran, E. 1987. Use of sewage sludge from tertiary treatment as phosphate fertilizer. I: Welte, E og I. Szabols (Eds.) 4th International Symposium of CIEC " Agricultural Waste Management and Environmental Protection". Braunschweig (FRG) 11.-14. mai, 1987, pp 403-410.
- Baumann, P. og Kh. Krauth 1991. Untersuchung der biologischen Phosphatelimination bei gleichzeitiger Stickstoffelimination auf der Kläranlage Waiblingen. *Korrespondenz Abwasser.* Vol. 38, pp 191-198.
- Bundgaard, E. og J. Pedersen 1990. Full scale experience with biological and chemical phosphorus removal. I: H. H. Huhm og R. Klute (Eds.) *Chemical water and wastewater treatment.* Springer - Verlag, Heidelberg.
- Chaussod, R., S. K. Gupka, J. E. Hall, B. Pommel og J. H. Williams 1985. Nitrogen and Phosphorus value of sewage sludges. I: J. E. Hall og J. H. Williams (Eds.) *Concerted Action Treatment and Use of Sewage Sludge.* Document Nr. SL/82/82-II/ENV/35/82
- Damgaard-Larsen, S. K. E. Larsen og P.S. Klausen 1979. Årlig tilførsel af slam fra renselanlæg til landbrugsjord. *Tidsskrift for Planteavl.* Vol. 83, p 349.
- Ekeberg, E. 1995. Bruk av slam i jordbruket. NORVAR-rapport 52-1995.
- Fuhs, G. W. og M. Chen 1975. Microbial basis of phosphate removal in the activated sludge process for the treatment of wastewater. *Micr. Ecol.* Vol. 2, pp 119-138.
- Holdhus, O. 1992. Slam fra kommunale rensaneanlegg. SFL-rapport Nr. 1/92.
- Kerdachi, D. A. og M. R. Roberts 1982. Full-scale phosphate removal experience in the Umhlatuzana Works at a different sludge ages. IAWPR Post conference seminar on phosphate removal in biological treatment processes, Pretoria, republic of South Africa.
- Kuile, M., B. A. Hans, R. E. White og P. H. T. Beckell 1983. The availability to plants of phosphate in sludges precipitated from the effluents from sewage treatment. *Water Pollution Control* Vol. 45, pp 582-589.
- Murakami, T., S. Koike, N. Taniguchi og H. Esumi 1987. Influence of return flow phosphorus load on performance of the biological phosphorus removal process. I: R. Ramadori (Ed.) *Biological phosphate removal from wastewaters,* pp 373-376., Pergamon Press, Oxford.
- Nilsson, P. og P. G. Anderson 1992. Slamspridning på Åkermark - Fältforsök med kommunalt avlopsslam från Malmö och Lund under åren 1981-1991. Lägerapport III. Bulletin serie VA nr. 67.

- Nyberg U., H. Aspegren, B. Andersson, P. Elberg Jørgensen og J. la Cour Jansen 1993. Circulation of phosphorus in a system with biological P-removal and sludge digestion. *Water Science Technology* Vol. 36, pp 293-302.
- Pauli, A. 1994. The role of *Acinetobacter* spp. in biological phosphorus removal from forest industry wastewaters. Nr. 16. Publications of the water and environment research institute. National board of waters and the environment, Finland - Helsinki.
- Scmidtke, N. W. 1985. Estimating sludge qualities at wastewater treatment plants using metal salts to precipitate phosphorus. *Proc. Int. Conf. Management strategies for phosphorus in the environment*. Selper Ltd., UK., pp 379-385.
- Seyfried, C. F. og P. Hartwig 1991. Großtechnische Betriebserfahrungen mit der biologischen Phosphorelimination in den Klärwerken Hildesheim und Husum. *Korrespondenz Abwasser*. Vol. 38, pp 185-191.
- Spildevandsforskning fra Miljøstyrelsen. Nr. 28, 1992. (diverse forfattere)
- Stensel, D. H. 1991. Principles of biological phosphorus removal. I: R. Fedlake (Ed.), *Phosphorus and nitrogen removal from municipal wastewater - principles and practise*, - 2nd. edition. Lewis publishers. The soap and detergent association, N.Y., USA.
- Thorvik Helgen, B. og Aa. Skaug 1993. Slam på grøntarealer - Erfaringer fra et demnstrasjons prosjekt. NORVAR-rapport 28-1993.
- Toerien, D. F., A. Gerber, L. H. Lötter og T. E. Cloete 1990. Enhanced biological phosphorus removal in activated sludge systems. I: R. C. Marshall (Ed.), *Advances in microbial ecology*. Vol. 11, pp 173-230.
- Vigerust, E. 1995. Bruk av slam på grøntarealer. NORVAR-rapport 53-1995
- Wentzel, M. C., L. H. Lötter, R. E. Loewenthal og G. v.R. Marais 1986. Metabolic behaviour of *Acinetobacter* spp. in enhanced biological phosphorus removal - a biochemical model. *Water SA*. Vol. 12, pp 209-224.
- Wentzel, M. C., R. E. Loewenthal, G. A. Ekama og G. v.R. Marais 1988. Enhanced polyphosphate organism cultures in activated sludge systems-part I: Enhanced culture development. *Water SA*. Vol. 14, pp 81-92.
- Wentzel, M. C., L. H. Lötter, G. A. Ekama, R. E. Loewenthal og G. v.R. Marais 1991. Evaluation of biochemical models for excess phosphorus removal. *Water Science Technology*. Vol. 23, pp 567-576.
- Yeoman, S., T. Stephenson, J. N. Lester og, R. Perry 1988. The removal of phosphorus during wastewater treatment: A review. *Environmental Pollution* Vol. 49, pp 183-233.
- Ødegaard, H. 1990. Kompendium i vannrenseteknikk Del VI. Slambehandling.
- Ødegaard, H. 1991. Rensing av kommunalt avløpsvann - En veiledning i valg av renseprosess (revidert utgave). SFT-rapport TA 91:03.

Norsk institutt for vannforskning

Postboks 173 Kjelsås
0411 Oslo

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

Ved bestilling av rapporten,
oppgi løpenummer 3372-95.

ISBN 82-577-2901-9