

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

BLINDERN

O - 103/77

DISPONERING AV AVVANNET SLAM

Sigevannsproblemer ved lagring av ulike slamtyper

Oslo, 19.oktober 1978

Saksbehandler: Siv.ing. Eivind Lygren, NIVA
Amanuensis Ivar Hellesnes, NVH

Medarbeidere : Veterinær Vigleik Skeie, NVH
Veterinær Bjørn Mære, NVH
Oppsynsm. Gustav Gudmundsen, ORV
Siv.ing. Geir Wigdel, MD
Prof. Peter Balmér, CTH

Instituttssjef: Kjell Baalsrud, NIVA

F O R O R D

Bakgrunnen for prosjektet var de problemer en rundt 1970 forutså kunne oppstå i forbindelse med lagring av større mengder avvarmet slam enten på mellomlager før jordbruksanvendelse eller på fyllplasser. Da prosjektet ble startet i 1974, fantes det meget få empiriske data om kvantitet og kvalitet av vann fra slamdeponier.

Disse problemene var spesielt akutte for Oslo kommune som av denne grunn var villig til å bidra aktivt til å realisere prosjektet. I utgangspunktet ble prosjektet organisert ved et samarbeid mellom Oslo Renholdsverk, Oslo Helse-
råd, Utvalg for fast avfall og Veterinærhøgskolen. Prosjektgruppen som sto for planlegging og oppfølging av arbeidet besto av plan- og utredn. konsulent Aa. Werner OR, konsulent H. Løvbrøtte OH, siv.ing. G. Wigdel Ufa og amanuensis I. Hellesnes NVH.

Forsøket ble lagt til Grønmo fyllplass, der det ble bygget et forsøksanlegg bestående av 7 lysimetre á 9 m² med et tilhørende skur for oppsamling av sigevann. Oslo Renholdsverk sto for oppføringen av anlegget og har senere hatt ansvaret for driften av dette. Renholdsverket har også sørget for innhenting av meteorologiske data og bearbeidingen av disse.

Veterinærhøgskolen har stått for de bakteriologiske undersøkelsene og har bearbeidet denne sektoren relativt uavhengig av det øvrige prosjekt.

Etter hvert som arbeidet gikk sin gang og datamengden økte, ble det klart at en måtte søke eksternt bistand til bearbeiding av data og rapportering. Dette ble da overlatt til NIVA høsten 1977 som dermed har stått for slutføring og rapportering av prosjektet bortsett fra den bakteriologiske del som I. Hellesnes NVH har rapportert.

Forsøksanlegget er imidlertid ikke demontert i og med rapporteringen, og det kan være aktuelt å følge utviklingen over en lenger periode for eventuelt å bekrefte og korrigere de observasjoner og konklusjoner som presenteres i denne rapporten.

Dette prosjektet er finansiert i fellesskap av Oslo kommune og Utvalg for fast avfall - NTNF.

Oslo, 6.oktober 1978

sign. Geir Wigdel

SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER

Forsøket ble utført under kontrollerte betingelser

Det ble bygget syv slamkar, hver på 3 x 3 m. Vegg og bunn ble kledd med plast, og i bunnen ble det over plasten lagt et drenslag av grus. Drensvannet ble via et rørsystem ført til et hus der sigevannsmengde kunne måles, og prøver for analyse tas. I de syv karene ble det lagt noen forskjellige typer simultanfelt slam. Sigevannsmengde og kjemisk sammensetning ble så fulgt gjennom 2 år.

Vannbalansen er avhengig av meteorologiske forhold og slammets egenskaper

Ved deponering forsøker en i praksis å få minst mulig sigevann og mest mulig fordamping. Ofte vil en også at slammets skal tørke ut. Vannbalansen påvirkes av meteorologiske forhold, som

- solinnstråling
- nedbør
- luftfuktighet
- luft-temperatur
- vind

og av slamegenskaper, som

- vanninnhold
- hvor fast vannet er bundet i slamfasen (overvanningsegenskaper)
- biologisk omsetning i slammets
- temperatur i slammets
- vegetasjon på slamoverflaten
- farge på slamoverflaten

En reell avvanning og nedbryting av organisk stoff i slammets ble oppnådd over 2-årsperioden

Ved utleggingen hadde slammene et tørrstoffinnhold på 13-28 prosent og en uorganisk del (gløderest) av tørrstoff på 35-50 prosent. Under deponeringsperioden foregikk det en avvanning og en mikrobiell nedbryting av organisk materiale slik at tørrstoffinnholdet etter to år var kommet opp i 20-60 prosent og uorganisk del i 45-70 prosent. Karene med anaerobt stabilisert slam viste høyest uorganisk innhold både ved utleggingen og etter to år i deponi.

Vannbalanse - Fordampingen er gjennomsnittlig noe større enn sigevannsmengdene

Liter til/fra hvert kar i løpet av to år (gjennomsnitt for alle karene)

Opprinnelig vanninnhold	Vanninnhold etter to år	Nedbør	Fordamping	Sigevann
13 430	8 310	9 750	8 180	6 690

Sigevannsmengdene er sesongbetonte

- Perioden mai - oktober gir lite sigevann. Nedbør som kommer i denne perioden, akkumuleres i slammet eller fordamper.
- Oktober og november gir mye sigevann. En del av nedbøren akkumuleres i slammet, og noe vil selvfølgelig fordampe.
- Vintermånedene desember, januar og februar gir lite sigevann. Nedbøren kommer i denne tiden som snø, og slammet vil ikke bli tilført vann.
- Vårmånedene mars og april gir mye sigevann. Mengdene overstiger nedbøren. Dette henger sammen med vårløsningen når snøen smelter, og frosten går ut av jorden.

Forurensning fra sigevann kan synes liten i forhold til forurensning fra kloakk, men kan likevel gi store lokale virkninger

I tabell (neste side) har en satt opp mot hverandre tre forskjellige forurensningskilder i samfunnet. Om en sammenlikner sigevann fra slam og husholdningssjøppel lagt i deponi, ser en at massetransporten ikke er så ulik for fosfor og nitrogen, mens husholdningssjøppelet gir mye mer organisk stoff.

Sammenliknet med forurensning i urensset kommunalt avløpsvann kan sigevannsfurensningene med hensyn på fosfor, nitrogen og organisk stoff virke små. På grunn av de store slammengdene som vil bli deponert på små arealer, vil sigevannet likevel kunne gi store virkninger på lokale vannforekomster.

Tallene for sigevann kan heller ikke direkte sammenliknes med tallene for kommunalt avløpsvann, da sigevannstallene kun indikerer hvilke årlige

Tabell Sammenlikning av forskjellige forurensningskilder. Massetransport i sigevann fra slam og husholdningssøppel lagt i deponi, (gjennomsnitt for de to første årene i deponi), samt spesifikk forurensningstransport til kommunalt avløpsvann. Tabellen angir bare størrelsesorden og verdiene for sigevann må ikke betraktes som "spesifikke verdier", jamfør tekst forrige side.

	Forurensning i sigevann fra slam og husholdningssøppel. Slam og søppel fra 1 person i ett år og så lagt i deponi.		Forurensning til kommunalt avløpsvann fra 1 person (urenset) (4)
	Gjennomsnitt for alle slamtypene lagt i deponi	Husholdningssøppel lagt i deponi (2) x)	
Total fosfor g P/år	0,7	1,3	900
Total nitrogen g N/år	60	90	4300
Kjemisk oksygenforbruk KOF g O/år	500	5000	54000

x) Tallene kan være noe små på grunn av returpumping av sigevann tilbake til deponiet.

forurensningsmengder en får de første årene i deponi. For å få tall som kunne sammenliknes ("spesifikke tall") burde en legge sammen den totale forurensningsmengde som ville renne av med sigevannet i løpet av så lange perioder som 20 - 30 år.

Når det gjelder metaller, er konsentrasjonen i sigevannet forbausende lav og ofte av samme størrelsesorden som den en finner i kommunalt avløpsvann. Konsentrasjonen er lite avhengig av innholdet av metaller i slammet, men mer av de kjemiske forhold.

Bakteriologiske forhold i slammet er undersøkt

Alle slamtyper inneholder smittefarlige bakterier (*Salmonella*) ved utleggingen. Undersøkelse for andre smittefarlige bakterier, vira eller parasitter er ikke foretatt.

Etter omtrent ett år kan avføringsbakterier ikke lenger påvises i noen av slamtypene. Faren for å overføre bakteriesykdommer med slam er altså da ikke lenger til stede.

Utgangsnivået av termostabile koliforme bakterier (TKB) varierer noe etter slamtype, men desimeringen synes å gå like raskt i alle typene. Etter 5 måneder er det <100 pr. gram i alle typer og etter 13 måneder kan TKB ikke påvises i slammet.

Desimering av koliforme bakterier (KB) og sulfittreducerende klostridier (SK) følger de første månedene samme tempo som TKB. Lave nivåer av KB og SK må med de brukte metodene vurderes kritisk. Videre metodestudier anbefales.

Bakteriologiske forhold i sigevannet er undersøkt

Det er påvist smittefarlig bakterier (*Salmonella*) i sigevann fra Fe-felt anaerobt utgjæret slam i starten av forsøksperioden.

Undersøking med hensyn på andre smittefarlig bakterier, vira eller parasitter er ikke foretatt.

For de stabiliserte slamtypene tilsvarer mengden av sikre termostabile koliforme bakterier (TKB) i sigevannet det som er påvist i slammet. TKB er ikke påvist etter 7 måneders lagring.

Sigevann fra Al-felt slam inneholdt ikke på noe tidspunkt TKB.

Desimering av koliforme bakterier (KB) og sulfittreducerende klostridier (SK) fulgte de første månedene samme tempo som TKB. Senere syntes mengdene

av KB og SK å stige, og dette avspeiler forholdene i slammet. Registrering av KB og SK må vurderes med skepsis og metodene bør etterprøves og påvisning verifiseres.

Etter 11 måneders lagring er det påvist økende mengder av KB, SK og kim i sigevann fra kjemisk felt råslam. Årsaken til dette er uviss, men kan ha sammenheng med bindingsforhold og nedbryting av organisk stoff i slammassene.

På bakgrunn av denne undersøkelsen kan en med ganske stor sikkerhet hevde:

- at sigevann er forurenset i betydelig grad
- at deponering av slam merkbart vil kunne øke forurensningsmengdene fra en fyllplass
- at nitrogen vaskes lettere ut enn organisk stoff, og organisk stoff vaskes lettere ut enn fosfor og de fleste metaller
- at forurensningsnivået er påvirket i ganske stor grad av slamtype
- at det skjer en nedbrytning av organisk stoff
- at massetransporten av forurensninger pr. m³ slam minsker ved økende lagtykkelse
- at sigevann produseres stort sett avhengig av nedbør og temperatur og lite avhengig av slamtype
- at det skjer en fordamping, avhengig av de klimatiske forhold, som er av samme størrelsesorden som sigevannsmengdene
- at tørrstoffinnholdet øker ved deponering
- at kloakkslam, stabilisert og ustabilisert, inneholder smittestoff
- at sigevann inneholder smittestoff (bl.a. *Salmonella*-bakterier)
- at innholdet av tarmbakterier i slam og sigevann reduseres kraftig ved relativt kort tids lagring
- at tarmbakterier ikke kan påvises i slammet etter ett års lagring og at heller ikke sigevann vil inneholde tarmbakterier etter denne tid
- at denne undersøkelsen bare har undersøkt forekomsten i slam og sigevann av *Salmonella*, sulfittreducerende klostridier og koliforme bakterier. Blant annet er parasittegg kjent for å ha større overlevingssevne enn bakterier og vil kunne gi smitte. Eggene vil imidlertid neppe vaskes ut med sigevannet.

INNHOLDSFORTEGNELSE

	Side:
FORORD	2
SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER	4
TABELLFORTEGNELSE	12
FIGURFORTEGNELSE	13
FAGUTTRYKK	14
INNLEDNING	17
1. LOVER, FORSKRIFTER, RETNINGSLINJER - BERØRTE MYNDIGHETER VED DISPONERING AV SLAM (v/Lygren)	20
2. MILJØPROBLEMER VEDRØRENDE SLAMDISPONERING (v/Lygren)	24
2.1 Fysisk/kjemiske forhold i slam	26
2.1.1 Nitrogen	26
2.1.2 Fosfor	26
2.1.3 Metaller	28
3. HYGIENISKE PROBLEMER VEDRØRENDE SLAMDISPONERING (v/Hellesnes)	31
3.1 Om smittestoff i kloakkslam	31
3.2 Sykdommer som kan overføres til mennesker via kloakkslam	32
3.2.1 Bakteriesykdommer	32
3.2.2 Parasittsykdommer	33
3.2.3 Virus-sykdommer	34
3.3 Sykdommer som kan overføres til husdyr via kloakkslam	35
3.3.1 Zoonoser	35
3.3.2 Parasittsykdommer	35
3.4 Sykdommer som kan overføres til planter via kloakkslam	36
3.5 Om indikatorbakterier	36
3.6 Faktorer som påvirker overleving av smittekim i slam	36

	Side:
4. SLAMDEPONIER PÅ GRØNMO SØPPELFYLLPLASS I OSLO (4.1-4.6 v/Lygren, 4.7-4.8 v/Hellesnes)	38
4.1 Bakgrunn og målsetting for forsøkene	38
4.2 Forsøksopplegg	39
4.3 Fysisk/kjemiske forhold i slam	41
4.3.1 Endring i sammensetning i forsøksperioden	41
4.3.2 Lag i slammet med spesielle karakteristika	43
4.3.3 Temperaturforløp	45
4.4 Fysisk/kjemiske forhold i sigevann	46
4.5 Vannbalanse	54
4.6 Massetransport i sigevann	58
4.7 Bakteriologiske forhold i slam	60
4.8 Bakteriologiske forhold i sigevann	66
5. LITTERATUR	73
APPENDIX A	74
APPENDIX B	76

TABELLFORTEGNELSE

Tabell nr:		Side:
1.	Serologisk eller bakteriologisk påviste tilfeller av visse sykdommer i den norske befolkningen	32
2.	Meteorologiske data og feltdata registrert fortløpende i perioden	40
3.	Type slam, forbehandling og fyllingshøyde i de forskjellige slamkarene.	40
4.	Kjemiske forhold i slam ved utlegging i 1975 og ved avslutning av forsøkene i november 1977.	42
5.	Fysiske forhold i slam ved utlegging i november 1975 og ved avslutning i november 1977.	44
6.	Forurensningskonsentrasjoner i sigevann fra slamdeponier, husholdnings-søppeldeponier og vanlige verdier for kommunalt spillvann.	47
7.	Vannbalanse for de to årene i deponi. Fordamping er beregnet på grunnlag av de andre kolonnene iflg. likning i tekst ovenfor. Vanninnhold er beregnet på grunnlag av tørrstoff.	56
8.	Gjennomsnittlig massetransport pr. år og m ³ vått slam de to første årene i deponi.	58
9.	Teoretisk beregnet antall år fra utleggingen som massetransporten i sigevannet kan holde seg like høy som de to første årene om all nitrogen og fosfor skulle forlate slammet.	59
10.	Sammenlikning av forskjellige forurensningskilder. Massetransport i sigevann fra slam og husholdnings-søppel lagt i deponi, (gjennomsnitt for de to første årene i deponi) samt spesifikk forurensningstransport til kommunalt avløpsvann. Tabellen angir bare størrelsesorden og verdiene for sigevann må ikke betraktes som "spesifikke verdier", jamfør tekst forrige side.	60
11.	Forekomst av termostabile koliforme bakterier i deponert slam.	62
12.	Forekomst av Salmonellabakterier i deponert slam. Undersøkt mengde: 25gram.	66
13.	Forekomst av termostabile koliforme bakterier i sigevann fra deponert slam.	70
14.	Forekomst av Salmonellabakterier i sigevann fra deponert slam. Undersøkt mengde: 100 ml.	72

FIGURFORTEGNELSE

Figur nr.:		Side:
1.	Biologisk sirkulasjonsmodell for slam	18
2.	Vannbalanse i slamdeponi	20
3.	Typiske forandringer i vannkvalitet, plante og dyreliv i en elv som funksjon av avstanden fra utslippet.	25
4.	Redoks-pH likevekt for et tenkt metall i slam. Diagrammet varierer med slamtype og metalltype samt den øvrige tilstand slammet er i.	28
5.	Prinsippskisse for utvikling av redoks-forhold ved omsetning av organisk stoff i et lukket system. Metaller går i løsning når en går mot reduserende forhold.	29
6.	Forbindelser i løsning i likevekt med forbindelser knyttet til negativt ladete kolloider.	30
7.	Vertikalsnitt og horisontalsnitt av slamdeponier.	39
8.	Temperaturforløpet i 1 meters dyp, sentralt i de forskjellige slamkarene. Månedsmiddel for lufttemperaturen er tegnet med heltrukken tykk strek.	46
9.	Konsentrasjon av fosfor i sigevannet.	48
10.	Sigevannets innhold av kjemisk oksygenforbrukende substans.	48
11.	Konsentrasjon av nitrogen i sigevannet.	48
12.	Prosent nitrogen som foreligger på ammonium form.	48
13.	Konsentrasjon av kadmium i sigevannet.	50
14.	Konsentrasjon av krom i sigevannet.	50
15.	Konsentrasjon av kvikksølv i sigevannet.	50
16.	Konsentrasjon av bly i sigevannet.	50
17.	Konsentrasjon av nikkel i sigevannet.	50
18.	Konsentrasjon av kobber i sigevannet.	50
19.	Konsentrasjon av kalium i sigevannet.	51
20.	Konsentrasjon av sink i sigevannet.	51
21.	Konsentrasjon av jern i sigevannet.	51
22.	Konsentrasjon av kalsium i sigevannet.	51
23.	Tørrstoff i sigevannet.	52
24.	Gløderest av tørrstoff i sigevannet.	52
25.	Spes. el. ledningsevne i sigevannet.	53
26.	pH i sigevannet.	53

Figur nr.:		Side:
27.	Kumulative kurver for nedbør og sigevann. Kar 4,5, 6 og 7 viste så likt forløp at de er slått sammen.	55
28.	Kumulative kurver for nedbør og nedbør ÷ sigevann.	55
29.	Termostabile koliforme bakterier i deponert slam. Resultater fra "presumptiv test", (McConkey-buljong, 44°C, 48 timer.)	64
30.	Koliforme bakterier i deponert slam.	64
31.	Sulfittreducerende klostridier i deponert slam.	65
32.	Kimtall i deponert slam.	65
33.	Termostabile koliforme bakterier i sigevann fra deponert slam. Resultater fra presumptiv prøve (McConkey-buljong, 44°C, 48 timer.)	68
34.	Koliforme bakterier i sigevann fra deponert slam.	68
35.	Sulfittreducerende klostridier i sigevann fra deponert slam.	69
36.	Kimtall i sigevann fra deponert slam.	69

FAGUTTRYKK

- Aerob:** Om forhold hvor fritt oksygen er til stede.
Aerob ånding: Ånding ved hjelp av fritt oksygen.
- Anaerob:** Om forhold hvor fritt oksygen ikke er til stede.
Anaerob ånding: Ånding uten tilgang på fritt oksygen. Oksygenet kommer da fra uorganiske forbindelser som inneholder oksygen (f.eks. nitrat, sulfat og karbonat).
- Aminosyre:** Organiske syrer som alle har den felles enheten
- $$\begin{array}{c} \text{H} \\ | \\ - \text{C} - \text{COOH} \\ | \\ \text{NH}_2 \end{array}$$
- Kjeder av aminosyrer kalles peptider (korte kjeder) eller proteiner (lange kjeder).
- Bio-akkumulerende stoff:** Stoff som hopper seg opp i levende organismer.
- Deponering:** Med deponering av slam menes at en legger opp slammet ute i friluft og lar det ligge uten å gi det noen behandling.
- Disponering:** Et samlebegrep på hvordan slammet anvendes etter at det er transportert bort fra renseanlegget.
- Epidemi:** Utbrudd av smittsom sykdom hos et stort antall mennesker eller i et antall ut over det vanlige nivå. Brukes også om stor forekomst av ikke smittsom sykdom.
- Eutrofiering:** Utvikling mot et miljø rikt på plantenæringsstoffer (se def.) og stor planteproduksjon.

- Gjæring: En måte å bryte ned organisk stoff på uten tilgang på oksygen (fritt eller bundet). Et organisk molekyl blir under prosessen delt i to, en oksydert og en redusert form, og ved dette frigis energi. (Eks. alkoholproduksjon fra sukker).
- Hygiene: Vitenskapen om den sykdomsforebyggende og helsefremmende medisin.
- Ion: Atom eller atomgruppe som er blitt elektrisk ladet ved å avgi, eventuelt oppta ett eller flere elektroner. (Eks. PO_4^{---} , NO_3^- , Fe^{++} .)
- Kumulativ: En tallserie som summeres etter hvert. (Eks. tallserien 2, 3, 1, 2 blir kumulativt 2, 5, 6, 8.)
- Løselighet: Et stoffs evne til å oppløses i et oppløsningsmiddel ved en gitt temperatur. Oppløsningen sies å være mettet når et stoff ikke lenger lar seg oppløse.
- Næringssalt: Fellesbetegnelse på uorganiske forbindelser som er nødvendige for planters vekst. De viktigste i vannforurensnings-sammenheng er fosfat (PO_4^{---}) og nitrat (NO_3^-).
- Organisk stoff: Materiale bygget opp på basis av grunnstoffet karbon (kullstoff). Brukes oftest om stoffer som stammer fra plante- eller dyreriket, (eks. fett, proteiner, karbohydrater) men omfatter også forbindelser som fremstilles syntetisk (f.eks. plast).
- Plantenæringsstoff: Se næringssalt.
- Proteiner: Se aminosyrer.

- Redoks forhold: Uttrykk for en oppløsnings innhold av oksyderende og reduserende forbindelser. De oksyderende forbindelser har evne til å ta opp elektroner fra andre stoffer, mens de reduserende forbindelser evner å gi fra seg elektroner til andre stoffer.
- Resipient: Mottaker. Brukes bl.a. om vannforekomster som mottar forurensninger av ett eller annet slag. I denne sammenhengen om vannforekomst som mottar sigevann fra slam.
- Saprobiering: Utvikling mot et miljø karakterisert ved rik tilgang på biologisk nedbrytbart organisk materiale, stor produksjon av nedbrytere som omsetter organisk materiale og stort forbruk av fritt oksygen.
- Urea: Forbindelsen $\text{H}_2\text{N} - \underset{\text{O}}{\underset{||}{\text{C}}} - \text{NH}_2$ i urin. Meget vannløselig.

INNLEDNING

Slam i går og i dag

Ved den tekniske utvikling har det fremkommet større og større mengder slam fra forskjellige separasjonsprosesser i industri, bergverk, kommunale renseanlegg osv. Dette slam er stort sett blitt (og blir i stor grad i dag) betraktet som et avfallsprodukt som en har forsøkt å kvitte seg med på en mest mulig "forsvarlig" måte. Begrepet "forsvarlig" har imidlertid endret karakter idet det i tillegg til det gamle innhold, ute av syne, i dag også har fått bundet til seg økologiske, ressursmessige og hygieniske aspekter. Disse aspekter innebærer at en ikke lenger ser på slammet isolert, men også tar i betraktning de virkninger en eventuell behandlings-/deponeringsmetode har på miljøet rundt slammet, og om en direkte eller via flere ledd kan få skader eller på annen måte uønskede forhold.

I denne rapporten har en i hovedsak begrenset seg til en undersøkelse av sivevann ved deponering av noen forskjellige typer kjemisk felt kommunalt kloakkslam. Slammet var avvannet, og det vil si at en på forskjellige måter har fjernet vann fra slammet slik at tørrstoff-innholdet er hevet fra 1-2 prosent til 13-28 prosent.

Slam i det biologiske kretsløp

Fig. 1 viser en sterkt forenklet sirkulasjonsmodell for kommunalt kloakkslam. Mange av de stoffene og organismene som bringes inn i dette kretsløpet, vil være fremmede, og noen vil også kunne gi hygieniske eller miljømessige problemer.

En har i dag begrensede kunnskaper om hvor stor risiko det er ved de forskjellige måter å anvende slam på, og det blir foreløpig utvist stor forsiktighet. Det utføres imidlertid en god del forskning på dette feltet slik at en fremtidig anvendelse vil kunne skje på en helse- og miljømessig forsvarlig måte.

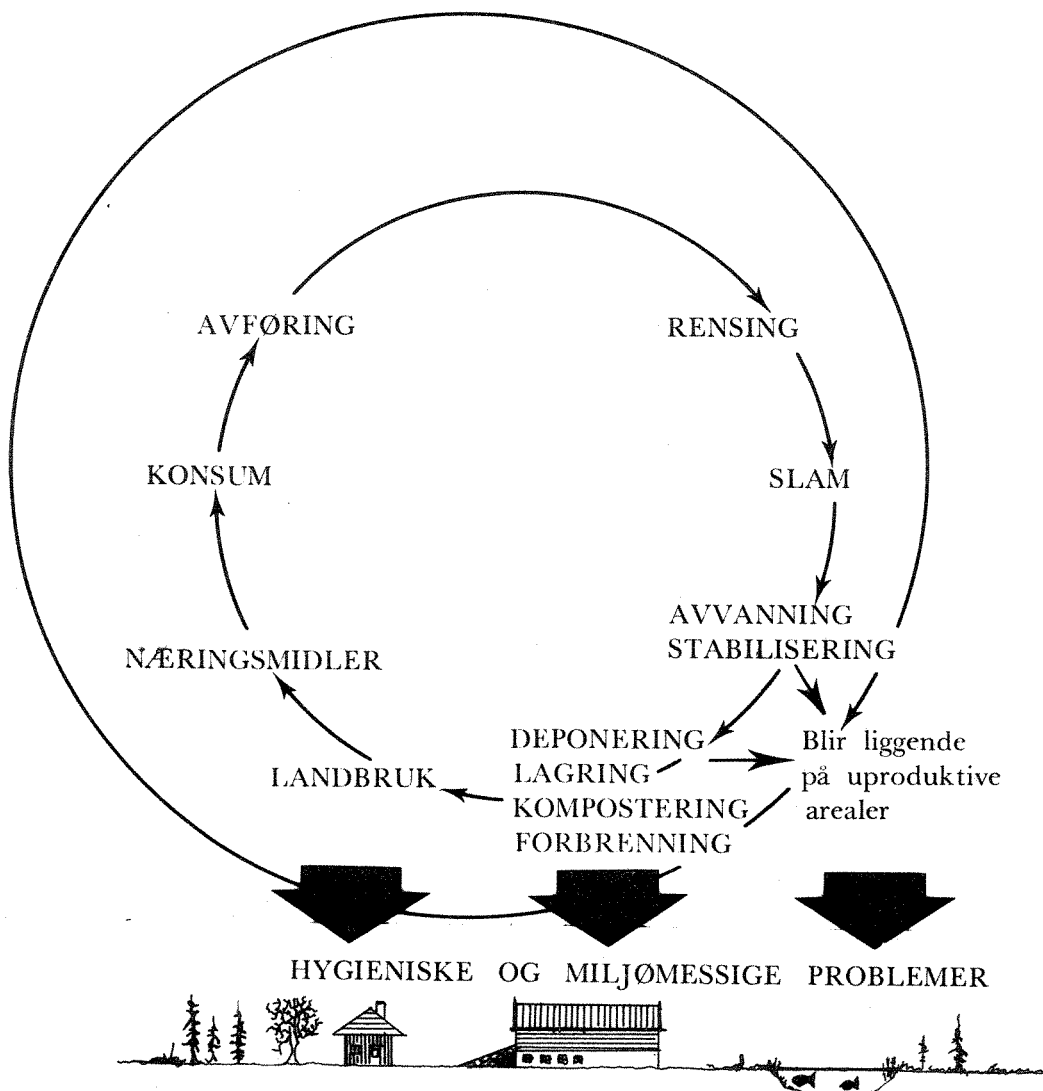


Fig. 1. Biologisk sirkulasjonsmodell for slam.

Slam - ressurs eller problemavfall

Mange oppfatter i dag kloakkslam som en ressurs som kan gi relativt store bidrag i form av humusstoffer og plantenæringsalter til jordbruket. Det er i den sammenheng viktig å presisere at kloakkslam kun utgjør meget små mengder i forhold til andre liknende "avfallsstoffer" her i landet. Sammenlikner en for eksempel med husdyrgjødsel, finner en at årlig produsert tørrstoff i slam kun utgjør 3 prosent av årlig produsert tørrstoff i gjødsel.

Slam må altså med den sammensetning det i dag har, først og fremst betraktes som et problemavfall. Om en så kan løse et problem ved å behandle slammene som en ressurs, må dette betraktes som et gode, når en skal vurdere mellom forskjellige måter å løse slamproblemet på.

Problemer vedrørende slamdisponering

Ved disponering av slam vil en få problemer av forskjellig karakter.

Disse kan inndeles i to hovedkategorier:

- Miljømessige problemer som følge av at f.eks. næringsalter og lett nedbrytbart organisk stoff kan tilføres forskjellige vannforekomster.
- Hygieniske problemer som følge av giftige og smittefarlige stoffer og organismer.

Forurensnings-konsentrasjonen i sigevann av så vel organismer som kjemiske stoffer er i hovedsak bestemt av følgende faktorer:

- Fysisk/kjemiske og mikrobiologiske forhold i slammet
- Sigevannsmengde
- Epidemiologiske forhold i rensedistriktet hvorfra slammet er tatt
- Virksomheter som gir kjemisk betenkelige stoffer (eksempel: tungmetaller og andre bio-akkumulerende stoffer).

Slam inneholder mange kjemisk bundne stoffer som kan gå i oppløsning.

De kjemiske forhold i slammet (pH, redoks-potensial, temperatur,

oksygen-konsentrasjon osv.) er avgjørende for hvor fast disse stoffene bindes, og i hvilken kjemisk form de foreligger. Ved den mikrobielle nedbrytning av organisk stoff vil en i tillegg få frigitt mange stoffer.

Disse vil gå i løsning eller bindes i slammet alt etter de kjemiske forhold.

Kilder for sigevann

Sigevann har i prinsipp tre forskjellige kilder som til sammen bestemmer hvor store sigevannsmengder en får:

- Vann som frigjøres fra den opprinnelige vannfasen i slammet.
(Avhenger av vanninnhold i slammet samt hvor lett slammet lar seg avvanne.)
- Vann som produseres i slammet på grunn av kjemisk/biologiske prosesser.
(Avhenger av fysisk/kjemiske og mikrobiologiske forhold i slammet.)
- Vann som tilføres slammet fra ytre kilder og som deretter renner ut av slammet. (Avhenger av nedbørmengde, og hvor mye overflatevann som renner til slammet.)

Fig. 2 viser et snitt gjennom et tenkt slamdeponeringssted. Slamdeponiet vil inngå i det naturlige hydrologiske kretsløp, og sigevannet vil kunne nå langt av sted.

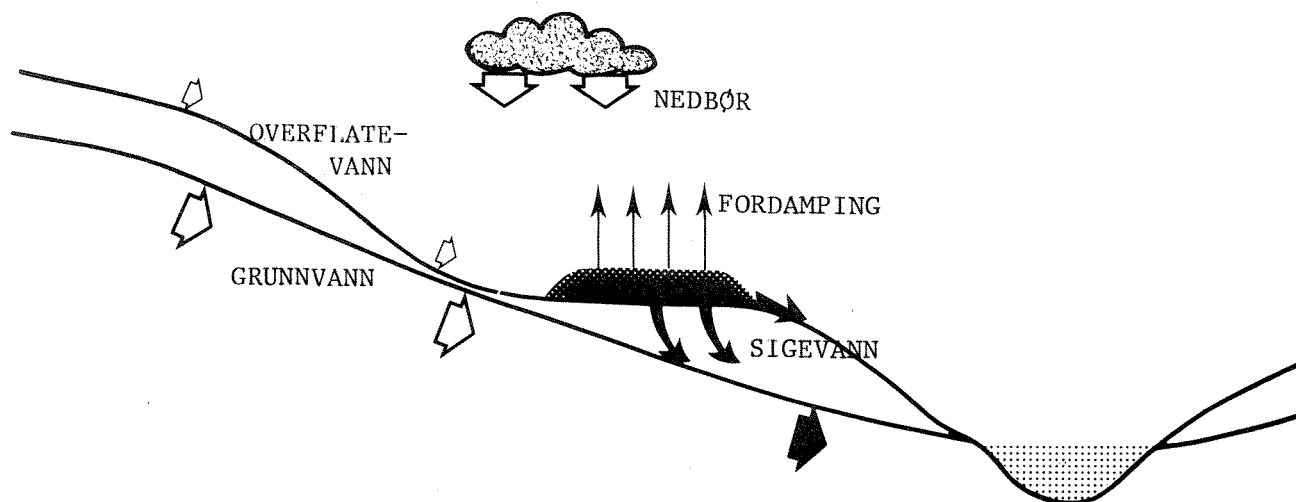


Fig. 2. Vannbalanse i slamdeponi.

1. LOVER, FORSKRIFTER, RETNINGSLINJER - BERØRTE
MYNDIGHETER VED DISPONERING AV SLAM (5)

Helsemyndighetene

Helseaspektet er uten tvil det vesentlige ved håndtering (behandling, transport, disponering) av kloakkslam. Med hjemmel i Sunnhetsloven er det fastsatt følgende aktuelle landsomfattende forskrifter:

- Forskrifter om oppbevaring av avfall og om renovasjon (1970)

§ 4: Privetinnhold og innhold fra septiktanker og andre rense- og samlekkummer, skal fjernes så ofte at hygieniske ulemper ikke kan oppstå. Helserådet kan i det enkelte tilfelle, dersom bestemmelse om tømmingshyppighet ikke er gitt i henhold til annen lovgivning, bestemme hvor ofte tømming skal finne sted.

Innholdet må behandles på en måte og/eller henlegges på steder som helserådet godkjenner.

Privetinnhold og innhold fra septiktanker og andre rense- eller samlekummer skal når det gjelder bygninger som er beregnet på å bebos bare i kortere tidsrom (hytter), behandles og henlegges i samsvar med de til enhver tid gjeldende forskrifter om hygieniske forhold i hytteområder o.l.

§ 5: Transport av avfall, privetinnhold, innhold fra septiktanker og andre rense- eller samlekummer, gjødsel o.l. må foregå på en slik måte at hygieniske ulemper unngås. Helserådet kan bestemme at slik transport må foregå til visse tider av døgnet.

- Forskrifter om hygieniske forhold i hytteområder o.l. (1970)

§ 5: Avfall, privetinnhold og innhold fra septiktanker og andre rense- eller samlekummer må ikke tømmes i bekk, elv, tjern, innsjø eller fjord eller på steder hvor det ved tilsig gjennom grunnen kan oppstå vannforurensning av hygienisk betydning.

Helserådet kan bestemme at avfall og privetinnhold m.v. skal behandles på en måte og/eller henlegges på steder som det godkjenner og videre i tilfelle bestemme at hytteeiere skal sørge for å bringe privetinnhold og avfall til sted som kommunen anviser.

Vi ser at forskriftene gir helserådene hjemmel til direkte å bestemme hvordan slambehandling og disponering skal foretas, og kan dessuten gripe inn dersom transporten ikke foregår på forsvarlig måte. Helserådets godkjenning vil altså være nødvendig uansett hvilken måte slammet skal håndteres på og vurderingen skal omfatte smittefare overfor mennesker (direkte, via dyr eller vann), forgiftningsfare (tungmetaller i jordbruket m.v.), luktgenanse m.v.

For å lette Helserådets arbeid ved forvaltningen av disse forskriftene har Helsedirektoratet 30.7.76 gitt ut

"Hygienisk vurdering av kloakkslam - en veiledning til helserådene".

Veiledningen gir en orientering om de forskjellige slamtyper samt retningslinjer for slamdisponering ut fra et hygienisk synspunkt.

Arbeidsmiljømyndighetene

Personellet som håndterer slam vil være spesielt utsatt for uheldig påvirkning. Arbeidsmiljøloven kommer her til anvendelse. Selv om arbeidstilsynet i dag er lite opptatt av dette yrket, bør en regne med at beskyttelse av arbeidsmiljøet på sikt vil utelukke en del av de slamhåndteringsrutiner som brukes i dag.

Landbruksmyndighetene

Ved spredning av kloakkslam som inneholder planteparasitter m.v. kommer Plantesjukdomsloven til anvendelse. Statens Plantevern er i ferd med å utarbeide nye forskrifter som bl.a. vil inneholde et forbud mot spredning av kloakkslam som inneholder f.eks. potetål, på jordbruksarealer som ikke allerede er infisert. Mye taler for at slamspredning på jordbruksarealer må godkjennes av fylkeslandbruksstyre etter en vurdering av mulighetene for overlevelse av potetål ut fra den behandling slammet har fått i hvert enkelt tilfelle. I praksis kan dette bety en betydelig restriksjon på spredning av kloakkslam.

Når det gjelder spredning av slam på beitemark og områder som benyttes for fôrproduksjon, vil det oppstå fare for smitte av husdyr.

Husdyrloven kommer her til anvendelse, og indirekte vil helselovgivningen også ta hensyn til disse forhold.

Miljøvernmyndighetene

Direkte og indirekte kan behandling og disponering av slam berøres av forurensnings-lovgivningen.

a. Lov om vern mot vannforurensning av 1970.

Fortykking, mekanisk avvanning, slamlagunering og lagring av avvannet slam i friluft er behandlingsmetoder som medfører utslipp av forurenset vann enten direkte til vannforekomst eller via et kloakkrensaneanlegg. I begge tilfeller skal det innhentes utslippstillatelse fra fylkesmannen.

Ved slamdisponering i form av direkte utslipp i vannforekomst og ved deponering/spredning på land vil det oppstå fare for vannforurensning. Ved utslipp/dumping vil fylkesmannen normalt avgjøre utslippssøknaden. Ved dumping til havs vil det være aktuelt å behandle søknaden i Statens forurensningstilsyn. Det er med hjemmel i vannvernloven fastsatt spesielle forskrifter for dumping av stoffer i havet (1972). Ved deponering av slam på land kreves også utslippstillatelse (fylkesmannen). Ved spredning på land har slik tillatelse hittil ikke blitt krevet. Det er imidlertid klart at uheldig spredning kan medføre betydelig vannforurensning slik at fylkesmannen også her trolig vil komme inn med regulering på noe sikt, eventuelt kan det utarbeides selvberende forskrifter fra sentralt hold.

b. Granneloven av 1961

I "alvorlige" tilfeller av luftforurensning (luktutslipp) ved slamhåndtering kommer Granneloven til anvendelse. Denne loven forvaltes av Røykskaderådet med SFT som sekretariat.

c. Forslaget til ny lov om vern mot forurensning og forsøpling inneholder mer direkte bestemmelser om håndtering av kloakk-slam. Som en hovedregel fastslår loven at kommunene skal være ansvarlig for tømning og håndtering av slam fra private kloakk-reanseanlegg som slamavskillere og septiktanker.

2. MILJØPROBLEMER VEDRØRENDE SLAMDISPONERING

Slammet representerer ved sin sammensetning et fremmedelement, samme hvor det plasseres i et naturlig miljø. En prøver derfor ved slamdisponering å isolere slammet fra miljøet rundt. På grunn av at slammet er en stor og uhåndterlig masse, vil det imidlertid være vanskelig uten store kostnader å gjennomføre en total isolasjon. En vil ofte kunne få luktproblemer og problemer i sammenheng med sigevannet. Sigevannet danner en forbindelse mellom slammet og de naturlige omgivelsene som det er omtrent umulig å plumbere helt, og hvis dette kommer inn i akvatiske resipienter (grunnvann, bekker, elver, innsjøer og til slutt havet), vil en kunne få relativt stor virkning på kjemisk/biologiske forhold. Størst vil innflytelsen av sigevannet bli lokalt i bekker og små vannforekomster på grunn av at en her har beskjedne vannmengder å fortynne det med.

De kjemiske stoffer i sigevannet gir prinsipielt to biologiske virkninger på en overflateresipient,

- veksthemmende virkning
- vekstfremmende virkning.

Begge disse virkningene kan føre til at resipienten bringes ut av balanse i økologisk betydning. Spesielt vil belastning med organisk materiale og plantenæringsalter, som nitrogen og fosfor, kunne få stor innflytelse. En taler i det første tilfellet om saprobiering og i det siste om eutrofiering. Som et eksempel vises det i fig. 3 en prinsippskisse for virkningen av et sigevannsutslipp på noen kjemiske og biologiske parametre i en bekk eller elveforekomst. Som en ser, finner en rett nedenfor utslippsstedet en saprob sone der miljøet domineres av nedbrytningsprosesser. Lenger nede vil det organiske stoffet være nedbrutt, men det vil fortsatt være overskudd på plantenæringsstoffer. Her vil man da få en eutrof sone hvor miljøet domineres av oppbyggingsprosesser. Hvis ingen nye utslipp kommer til, vil plantenæringsstoffene etter hvert bli bundet i

plantemateriale som enten blir omsatt eller transportert videre nedover. Man vil etter hvert nærme seg tilstanden ovenfor utslippet. Denne utviklingen kalles gjerne for selvrensing.

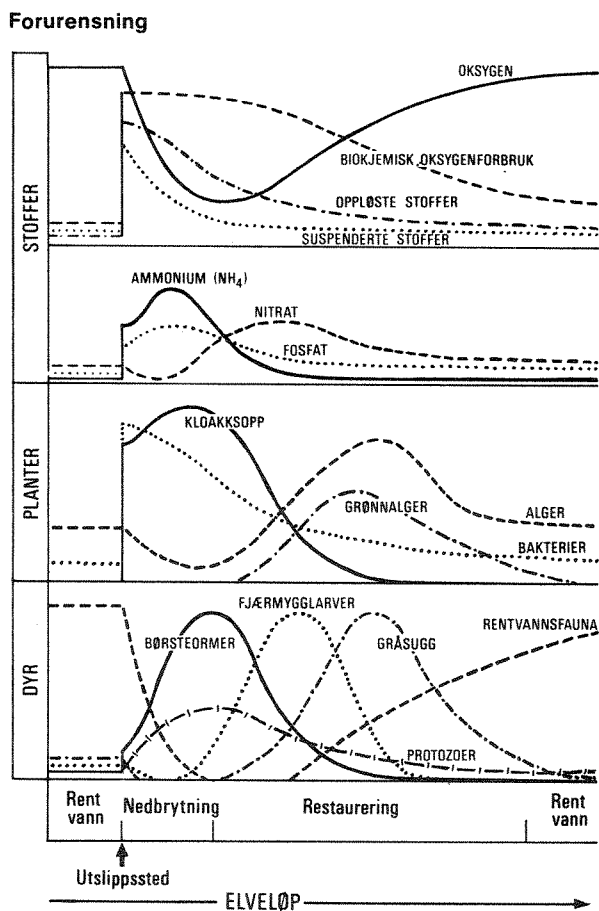


Fig 3 Typiske forandringer i vannkvalitet, plante og dyreliv i en elv som funksjon av avstanden fra utslippet. (Hynes 1960)

Enkelte metaller og spesielle molekylstrukturer vil kunne hemme planteveksten direkte eller bringes inn i næringskjedene ved at de akkumuleres i vevstrukturer. Det er påvist en rekke uheldige virkninger av slike bio-akkumulerende stoffer, og med økende spredning av naturfremmede stoffer vil dette problemet tilta i årene som kommer.

2.1 Fysisk/kjemiske forhold i slam

2.1.1 Nitrogen

Det meste av nitrogeninnholdet i kommunalt avløpsvann stammer fra menneskets daglige utskillelse av avfallsstoffer. Nitrogen utskilles i form av forbindelsen urea ($C(NH_2)_2O$) i urin og organisk bundet nitrogen i avføring. Urea blir relativt raskt nedbrutt til ammonium (NH_4^+). Både urea og ammonium er meget vannløselige forbindelser slik at et renseanlegg der en f.eks. benytter renseprosessen kjemisk felling, vil bare føre 10 - 30 prosent av N-forbindelsene over i slamfasen. Disse 10 - 30 prosent består naturlig nok i stor utstrekning av organisk bundet nitrogen fra menneskets avføring, først og fremst i proteiner.

Proteinene er sammensatt av aminosyrer og inneholder ca. 16 prosent (vektprosent) nitrogen i gjennomsnitt. Ved nedbrytning av proteiner vil det frigis lettløselig ammonium.

En vil således vente en kontinuerlig, relativt betydelig tilførsel av nitrogen til sigevannet så lenge nedbrytning av proteiner forekommer.

2.1.2 Fosfor

Fosfor i kommunalt avløpsvann stammer både fra direkte menneskelig utskillelse (stort sett i avføring) og fra andre kilder, i første rekke vaske-midler. Dette fordeles med omlag tre deler (vekt-) direkte fra mennesket og to deler fra de andre kildene. (4)

I avløpsvann som kommer inn på et renseanlegg, finner en fosfor først og fremst som løste fosfater fordi det organisk bundne fosfor stort sett sitter som endeforbindelser i større organiske molekyler, og dermed lett spaltes av og går i løsning under transporten til renseanlegget.

Når en skal vurdere hvordan konsentrasjonen av fosfor vil bli i slam og sigevann, kan en noe grovt skille mellom to slamtyper,

- kjemisk felt slam
- annet slam (septikslam, forsedimentert slam, biologisk slam etc.).

Ved kjemisk felling felles de løste fosfatene i stor grad ut som tungtløslige metallsalter. I slammet vil derfor fosfatene for det meste være sterkt bundet i form av metallsalter, mens en mindre del kan finnes i lettere kjemiske bindinger som kan gå i løsning om de kjemiske forhold i slammet begunstiger dette. Disse vil sannsynligvis raskt bindes igjen, da det ofte er et betydelig overskudd av metallsalter i slammet. En vil derfor forvente en relativt rask nedgang i fosforkonsentrasjonen i sigevann fra kjemisk felt slam etter at slammet er lagt i deponi. Dette kommer av at de beskjedne mengder forholdsvis lett bundne fosfater fra områder med underskudd på metallsalter (inhomogene forhold) sannsynligvis raskt vil frigjøres og følge med sigevannet ut, eventuelt bindes i andre områder. Deretter vil en vente et nokså stabilt lavt konsentrasjonsnivå fordi det tross alt eksisterer en kjemisk likevekt mellom løst og bundet fosfat (om enn meget forskjøvet i favør av bundet fosfat), og fordi det finnes områder i slammet med underskudd på metallsalter som vil kunne gi en stadig forsyning av fosfater ved den mikrobiologiske omsetning av organiske fosfatholdige molekyler.

Når det gjelder annet slam enn det kjemisk felte, er det mer usikkert hvordan fosforkonsentrasjonen vil bli i sigevannet. Trolig vil en også her få en nedgang ved at lett bundne fosfater raskt forlater slammet. Deretter vil en vente et nokså høyt konsentrasjonsnivå fordi en her ikke har så faste bindingsforhold som i kjemisk slam (og dermed en likevekt mellom løst og bundet fosfat som er mer forskjøvet i favør av løst form). En vil også kunne vente et stadig tilskudd av fosfor til sigevannet fra nedbrytningen av organisk stoff. Dette bidraget vil være større enn i kjemisk slam på grunn av at fosfatene ikke vil bindes igjen i samme grad.

2.1.3 Metaller

Metallers bindingsforhold i slam er meget komplisert, og mange forhold vil avgjøre om de skal forbli i slammene eller følge med sigevannet ut.

Noen metaller vil lettere kunne gå i løsning enn andre på grunn av de enkeltes kjemiske egenskaper, og om en ser på et enkelt metall, vil en finne at løseligheten av dette varierer med de fysiske/kjemiske forhold i slammene.

Generelt kan en si at noen av de viktigste fysiske/kjemiske forhold utgjøres av pH og de reduserende/oksyderende forhold i slamvannet. To mekanismer som anses som viktige, skal tas opp noe mer i detalj.

Metallene foreligger ofte utfelt som tungt løselige hydroksyder og salter. Redoksnivå og pH er svært avgjørende for om disse skal gå i løsning eller ikke. I fig. 4 er løseligheten av et tenkt metall ført opp som en funksjon av redoksforhold og pH.

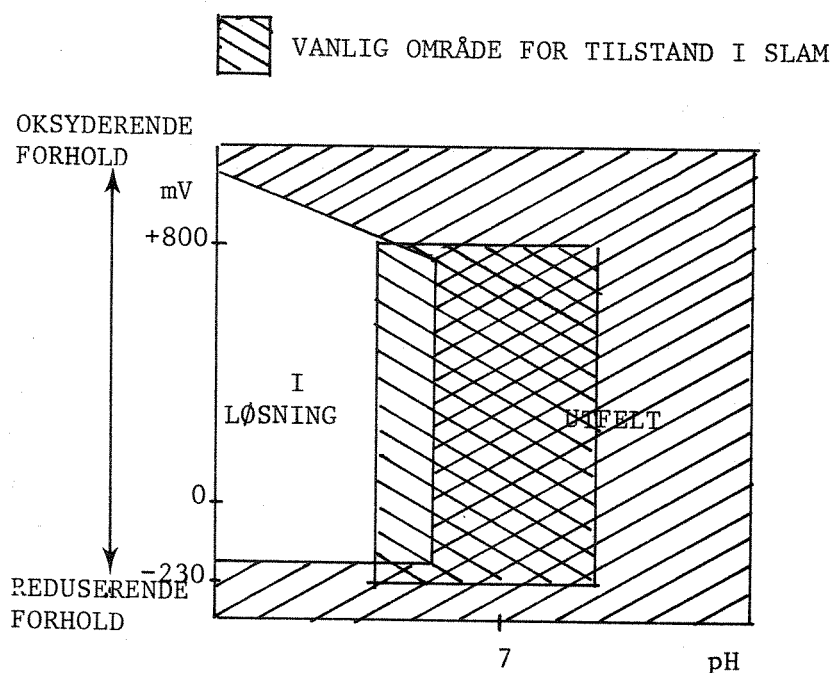


Fig 4 Redoks-pH likevekt for et tenkt metall i slam. Diagrammet varierer med slamtype og metalltype samt den øvrige tilstand slammene er i.

Diagrammet vil variere med metalltype og den kjemiske tilstand slammet for øvrig er i. Noe grovt kan en imidlertid si at en får større løselighet når en går mot lav pH og reduserende forhold. Det må her tilføyes at sulfider som kan utvikles under reduserende forhold, kan reagere med metaller slik at disse bindes og ikke går i løsning.

Om en har et lukket oksygenmettet slam-system som ikke har gassutskiftning med omgivelsene, vil en ved mikrobiell omsetning av organisk stoff gå mot reduserende forhold som indikert i fig.5 .

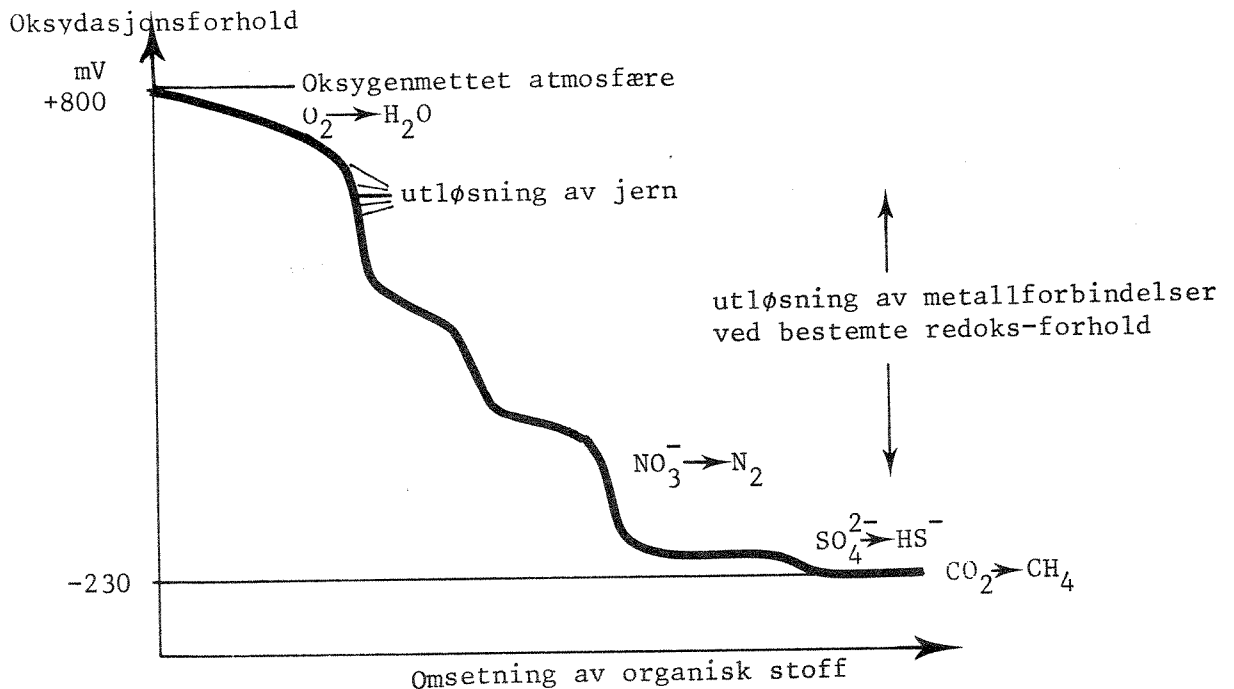


Fig 5 Prinsippskisse for utvikling av redoks-forhold ved omsetning av organisk stoff i et lukket system. Metaller går i løsning når en går mot reduserende forhold.

Ved oksygenmettede forhold vil en altså ha et potensial på ca. 800 mV. En vil så suksessivt bevege seg mot reduserende forhold etter som de forskjellige oksydanter forbrukes, til en når - 230 mV ved reduksjon av CO₂ til CH₄. Siden organisk stoff stadig frigir CO₂, vil en aldri slippe opp for CO₂ og dermed aldri nå lavere potensial enn - 230 mV. Dette er imidlertid så sterkt reduserende forhold at de fleste metaller da vil gå i løsning.

En kan tenke seg at et slikt lukket slamsystem kan oppstå etter et regn-
vær når slammet er vannmettet, slik at en da vil kunne få utløsning av
metaller. Etter som slammet tørker ut, vil en så få oksyderende forhold
igjen (se s. 49). Ved langvarige regnperioder vil en trolig få mer
reducerende forhold og flere metaller i løsning enn under kortvarige regn-
perioder.

I slam finnes det negativt ladete partikler som har positive ioner bundet
til overflaten (se fig. 6). Disse ionene vil
stå i en likevekt med de positive ioner som finnes i slamvannet ved at
de kan bytte plass med disse (Kationbytter). Selv om det først og fremst
er hydrogen-, kalsium-, kalium-, magnesium- og natrium-ioner som er bundet,
vil også andre positive metallioner kunne delta i ionebyttings-systemet.

Hydrogenioner (H^+) bindes relativt godt til de negativt ladete partiklene,
og om en har syreproduksjon i slammet, vil en kunne få metallioner i løs-
ning ved at hydrogenionene okkuperer plasser på partiklene.

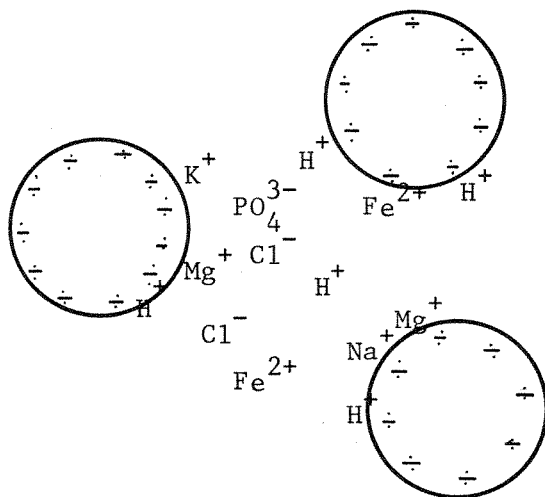


Fig 6 Forbindelser i løsning i likevekt med forbindelser knyttet til negativt ladete kolloider.

Til slutt nevnes at det i slammet finnes flere forskjellige buffersystemer
(f.eks. det nettopp omtalte ionebyttersystem). Det vil si at slammet har
relativt stor evne til å motstå pH endring ved tilsetning av syre eller base.

3. HYGIENISKE PROBLEMER VEDRØRENDE SLAMDISPONERING

Disponering av kloakkslam kan gi en rekke ulike problemer av hygienisk art. Av disse er spredning av smittestoff til mennesker, dyr og planter antakelig de viktigste, og disse problemene vil bli særlig omtalt her. I tillegg kan forskjellige bioakkumulerende stoff som tungmetaller og tungt nedbrytbare organiske forbindelser gi problemer dersom de kommer inn i næringskjedene.

Andre problemer med hygieniske sider er lukt- og sigevannsproduksjon fra deponert slam. Dette er i denne sammenhengen omtalt under avsnitt 2 "Miljøproblemer vedrørende slamdisponering" og vil ikke bli gjentatt her.

3.1 Om smittestoff i kloakkslam

Alle sykdomsframkallende organismer hos mennesker og husdyr vil i større eller mindre grad bli tilført avløpsvannet og dermed finnes i kloakkslam. Især er tilførslen stor fra syke dyr og mennesker, men også rekonvalesenter og såkalte friske smittebærere vil bidra med smittekim. (Friske smittebærere er i hovedsak individer som har gjennomløpt sykdommen, men som ikke har klart å kvitte seg med smittekim, og fortsetter å skille ut disse).

Sykehus, slakterier, tarmrenserier og garverier er de viktigste kildene for smittekim, men en antar dessuten at turister til en viss grad fører med seg smitte til landet. Dette gjelder både utenlandske turister i Norge og nordmenn hjemvendt fra sydenreiser.

Alt i alt sier en at mengden av smittekim i avløpsvann og slam er avhengig av den epidemiologiske/epizootiologiske situasjonen i området. Når det gjelder sykdommer som skyldes vira, bakterier og parasitter er situasjonen i Norge for tiden god. Det er andre lidelser som dominerer sykdomsstatistikken i landet. Årsakene til dette er et gunstig klima, gode muligheter for behandling og en gjennomgripende forebyggende virksomhet. Like fullt følger helse- og veterinærmyndighetene situasjonen med årvåkent blikk. Visse sykdommer har vist en økende forekomst i det siste, og inngrep i de enkelte sykdommenes spredningsveier kan få betydning. Siden kloakkslam kan inneholde smittekim er helse- og veterinærmyndighetene sterkt inne i bildet når det gjelder disponeringsspørsmål. Det er mange eksempler på at en ukritisk bruk av avløpsvann og slam har ført til utbrudd av sykdom blant mennesker og dyr. Mest kjent er overføring av

bendelorm til beitende storfe fra avløpsvann brukt til irrigasjon og innvollsorm (*Ascaris*) hos mennesker ved vanning av grønnsaker.

3.2 Sykdommer som kan overføres til mennesker via kloakkslam

Det er bare et lite antall av de sykdomsfremkallende smittekim som er aktuelle under norske forhold, forekomsten av noen av dem er oppført i tabell 1.

Tabell 1

Serologisk eller bakteriologisk påviste tilfeller av visse sykdommer i den norske befolkningen.

Sykdom	Antall tilfeller					
	1972	1973	1974	1975	1976	1977
Salmonellainfeksjoner	113	165	134	202	345	240
Shigelloser	16	21	30	166	70	88
Yersinioser				172	187	185
Hepatitt-A-infeksjon				200	70	98

Tallene er basert på opplysninger fra epidemiavdelingen ved Statens institutt for folkehelse.

3.2.1 Bakteriesykdommer

Tyfoid- og paratyfoidfeber skyldes bakterier av typene *Salmonella typhi* og *Salmonella paratyphi*. Her i landet er det for 1976 registrert henholdsvis 5 og 13 tilfeller av disse sykdommene, og for 1977 er tallene 1 og 8. Smitte skjer vanligvis via munnen og mage-tarmkanalen, ofte med mat som har vært oppbevart ved for høy temperatur, slik at bakteriene har kunnet formere seg der. Det er nok med et lite antall bakterier for å bli syk.

Salmonelloser er infeksjoner som skyldes andre salmonellatyper enn de ovenfor nevnte. De er relativt hyppig forekommende hos oss (se tabell 1), og vi regner med at det meste av slammet fra større kloakkrensaneanlegg inneholder slike. Ved Institutt for næringsmiddelhygiene, (INMH) og Norges veterinærhøgskole er det påvist *Salmonella* i råslam fra Skarpsno rensaneanlegg,

Oslo, i et antall på opptil 110 bakt.pr.gram. Disse bakteriene har stor evne til å formere seg i matvarer og de fleste infeksjoner oppstår ved inntak av infisert mat.

Shigellose kalles bacillær dysenteri og forårsakes av ulike *Shigella* bakterier. Lidelsen forekommer relativt hyppig i Norge, men en regner med at de fleste pådrar seg denne under utenlandsopphold. Forekomst i slam er ikke undersøkt, men en må regne med at overføring fra slam til mat og drikkevann kan forekomme.

Yersiniose skyldes enkelte typer av bakterien *Yersinia enterocolitica* som forholdsvis nylig er registrert som årsak til sykdom. Den figurerer på statistikken med tall som kan måle seg med *Salmonella*, men har en viktig forskjell i det Yersinioseinfeksjoner sjelden sees i forbindelse med utenlandsopphold. Vi pådrar oss yersiniose under lokale forhold, og en viktig egen- skap ved denne bakterien er dens store evne til å formere seg i matvarer ved kjøleromstemperatur. Smittekildene er ukjente, men det er sannsynlig at mat og vann kan spille en rolle.

Stivkrampe har sin årsak i sårinfeksjoner med den sporedannende *Clostridium tetani*. Sporer kan sammenliknes med plantenes frø og er et hvilestadium som er svært motstandsdyktig mot ytre forhold. De kan tåle temperaturer på langt over 100°C og kan holde seg levende i bl.a. jordsmonn i årevis. Bakteriene finnes hovedsaklig i avføring fra husdyr og der slikt tilføres kloakknett, f.eks. via slakterier, vil den finnes i kloakkslammet. Bakterien får innpass gjennom infiserte rifter og sår, og det er et giftstoff produsert av bakteriene i vevet som gir de typiske sykdomssymptomene.

Tuberkelose skyldes tuberkelbakterien, *Mycobacterium tuberculosis*, og denne sykdommen er stadig aktuell hos oss med 305 registrerte smittebærere i 1975. Mykobakteriene er kjent for å være temmlig motstandsdyktige overfor ytre påvirkninger, f.eks. miljøet i slam.

3.2.2 Parasittsykdommer

Den store forskjellen mellom sykdomsfremkallende parasitter og bakterier er at parasittene ikke kan formere seg utenfor vertsorganismen slik som bakteriene kan. På den annen side er som regel ett enkelt ormegg nok til å gi sykdom på verten.

Spolorminvasjon skyldes *Ascaris lumbricoides*. Eggene kommer inn via munnen, og i tarmen utvikler den seg til larve som borer seg gjennom tarmveggen og vandrer med blodet via lever til lungene hvor den hostes opp og svelges. I tarmen utvikler den seg så til kjønnsmoden orm som skiller ut egg med vertens avføring.

Spolorminvasjon er ikke uvanlig i den norske befolkning, og spolormegg vil derfor jevnlig kunne finnes i kloakkslam. Eggene er svært motstandsdyktige og kan overleve flere år i jord, gjødsel eller slam.

Egg av grisens spolorm, *Ascaris suum*, forekommer alltid i avløpsvann fra slakterier. Denne parasitten kan gi sykdom på mennesker slik som menneskets spolorm, men den kan ikke utvikle kjønnsmodne ormer i tarmen.

Bendelorminvasjon hos mennesker pga. *Taenia saginata* forekommer, men er ikke vanlig i Norge. Dette skyldes særlig den offentlige kjøttkontrollen med storfekjøtt hvor parasitten forekommer som "blærer" (tinter, et hvilestadium for parasitten) i muskulaturen. Storfe fungerer altså som mellomvert og mennesket som hovedvert for denne bendelormen, og angrepne mennesker skiller ut store mengder egg med avføring. Pga. lav egenvekt vil eggene fra *Taenia saginata* bare til en viss grad sedimenteres i renseanlegg og de vil derfor også gjenfinnes i det ferdig rensede vannet. Brukt til vanning av storfebeiter vil dette vannet kunne gi spredning av parasitter.

Diphyllobothrium latum er en annen av menneskets bendelormer. Denne har kreps og ferskvannsfisk som mellomvert og mennesket får sykdommen ved konsum av utilstrekkelig behandlet fisk. Utledning av infisert avløpsvann i ferskvann vil lett føre til nedsmitting av fiskebestanden. Sykdommen er relativt vanlig blant folk i Sverige og Finland men sjelden i Norge.

3.2.3 Virussykdommer

Epidemisk gulsott er en leversykdom som skyldes hepatitt-A-virus. Dette forekommer jevnlig i den norske befolkning, se tabell 1, og en må regne med at slam fra større renseanlegg inneholder viruset. Forekomsten i slam vites ikke fordi viruset ennå ikke er blitt isolert.

Poliomyelittvirus skilles ut med avføring fra smittede mennesker, men pga. at befolkningen er gjennomvaksinert er sykdommen nærmest utryddet her hos oss. Viruset er forøvrig temmelig resistent mot ytre påvirkninger og holder seg lenge levende i bl.a. slam.

3.3 Sykdommer som kan overføres til husdyr via kloakkslam

3.3.1 Zoonoser

Dette er betegnelsen på sykdommer som er felles for mennesker og dyr, og som derfor kan smitte fra mennesker til dyr og omvendt.

Blant zoonosene finner vi av dem som er nevnt ovenfor salmonellosene og yersiniosene. De ulike typene av disse bakteriene viser ulik smittefarlighet overfor de forskjellige varmblodige dyr og mennesker, men alle antas, i tilstrekkelige doser, å kunne gi sykdom på alle dyr.

Salmonellose er en fryktet sykdom i husdyrbruket. I 1976 er følgende antall besetninger rapportert smittet: Storfe 15, fjørfe 14.

Yersiniose har ennå ikke fått plass i statistikkene, men det er rapportert om utbrudd i bl.a. geitebesetning og på hund og chinchilla.

3.3.2 Parasittsykdommer

Overfor er nevnt *Taenia saginata* som gir blærer (tinter) som hvilestadium i storfemuskulatur. I visse mengder fører dette til at slaktekroppen kasseres og det har derfor økonomiske konsekvenser for husdyrbruket.

I 1976 er det i Veterinærstatistikken meldt om 7 tilfeller av invasjon med båndormlarver.

Grisens tinte, *Taenia solium*, er svært sjelden i Norge. Mennesket fungerer som hovedvert for denne parasitten og den utvikler seg som bendelorm i tarmen. Den er langt mer alvorlig enn *Taenia saginata*.

Spolorm finnes hos de fleste dyrearter med spesifikke typer. Ovenfor er nevnt menneskets og svinets *Ascaris* arter. Egg fra spolorm er svært resistente og vil være invasionsdyktige i flere år i slam og jord.

3.4 Sykdom som kan overføres til planter via kloakkslam

Visse plantesykdommer regnes for å kunne overføres med utilstrekkelig behandlet kloakkslam. Bl.a. potetålen (potetnematoden) er viktig i denne sammenheng.

3.5 Om indikatorbakterier

Mange av de sykdomsfremkallende bakteriene og viraene som kan finnes i og overføres med slam er vanskelige å isolere og påvise. I stedet brukes påvisning av såkalte indikatorbakterier som mål på muligheten for forekomst av de patogene artene. De mest brukte indikatorbakteriene er koliforme (KB) og termostabile koliforme bakterier (TKB), sulfittreducerende klostrider (SK) og fekale streptokokker (FS). Disse bakterietyperne finnes alltid i store mengder i avføring fra varmblodige dyr og mennesker. Antallet er for TKB og FS $10^5 - 10^7$ pr. gram, for SK $10^4 - 10^5$ pr. gram avføring.

Mengden indikatorbakterier i avløpsvannet reduseres gjennom renseanlegg og en god del av dem vil gjenfinnes i slammet hvor de langsomt går til grunne. Utdøingshastigheten av disse bakteriene tilsvare stort sett utdøingshastigheten for de sykdomsfremkallende bakteriene. Restmengden av indikatorbakterier i et slam eller sigevann fra slam kan derfor brukes som mål på muligheten for gjenværende, smittefarlige bakterier. Det sier altså noe om graden av hygienisering av slammet.

3.6 Faktorer som påvirker overleving av smittekim i slam

Dersom smittekim utsettes for uheldige miljøforhold vil de gå til grunne. Alle vil imidlertid ikke stryke med samtidig, men det vil normalt foregå slik at under konstante forhold vil en konstant prosentandel dø pr. tidsenhet. Den tiden som under definerte forhold trengs for å drepe 90% av alle kim av en bestemt type, kalles denne typens desimeringstid, T_{90} .

Temperatur

Parasittegg tåler oppvarming dårligere enn bakterier, og en regner at + 58°C i noen få timer er nok til å drepe dem. Bakterieceller krever + 65°C i noen timer, og virus enda noe mer. Bakteriesporer, derimot, kan overleve temperaturer over 100°C i flere timer. Ved langsom oppvarming vil imidlertid de fleste bakteriesporer spire og danne vanlige bakterieceller som så ved videre oppvarming vil drepes. Dette skjer f.eks. ved kompostering.

pH

Parasittegg og bakteriesporer er sterkt motstandsdyktige mot sure og basiske forhold (pH 4 og pH 10). De smittefarlige bakteriene og indikatorbakteriene vil imidlertid gå tilgrunne ved disse surhetsgradene.

Fuktighet

Ved uttørring vil ikke bakterier overleve lenge. Beskyttet av organisk stoff (inni slampartikler o.l.) kan de imidlertid vise større motstandsdyktighet. Sporer og parasittegg tåler uttørring godt.

Andre økologiske forhold

De sykdomsfremkallende patogene organismene som har sitt normale miljø i varmblodige organismer vil finne et svært ugunstig miljø i slam og jord. De vil gå til grunne i konkurransen med andre mikrober. Det antas at antibiotiske stoffer produsert av den konkurrerende bakterie- og soppfloraen er viktig i denne sammenhengen, bl.a. er produksjon av slike påvist under kompostering.

Kumulativ og synergistisk effekt av miljøfaktorer

Dersom flere ugunstige faktorer virker samtidig på smittekim vil de virke sammen (kumulativt) evt. forsterke hverandre (synergisme).

4. SLAMDEPONIER PÅ GRØNMO SØPPELFYLLPLOSS I OSLO

4.1 Bakgrunn og målsetting for forsøkene

Bakgrunn

Med deponering menes at en legger opp slammet i friluft i såkalte slamdeponier og lar dette ligge uten å gi det noen behandling.

På grunn av restriksjoner på direkte bruk av råslam kan vi i årene fremover vente oss stadig økende mengder avvannet slam som må deponeres, enten midlertidig eller permanent. Det har hittil ikke forekommet deponering av større mengder slam her i landet, og dokumenterte utenlandske erfaringer og forsøk er heller ikke særlig omfattende. Det må derfor konkluderes med at vi foreløpig har begrensede kunnskaper om hvilke virkninger slike slamdeponier vil gi i form av sigevannsmengder samt kjemisk og bakteriologisk betenkelige stoffer.

Målsetting

Forsøksopplegget er ment å klarlegge følgende gjennom en to-års deponeringsperiode for noen ulike slamtyper:

- Vannbalansen i og omkring et slamdeponi
- Fysisk/kjemiske forhold i slam og sigevann
- Bakteriologiske forhold i slam og sigevann.

Innenfor hvert av disse punktene er det en rekke variabler som er undersøkt. Når det gjelder vannbalansen, ønsker en å finne forholdet mellom naturlig avvanning, nedbør, fordamping og sigevann under ulike klimatiske forhold. Undersøkelse av de fysisk/kjemiske og bakteriologiske forhold sikter først og fremst mot å klarlegge den utvikling en har i slam og sigevann for viktige stoffer og bakterier i miljømessig og hygienisk sammenheng. En vil altså finne ut om og når forskjellige slamtyper viser en hygienisk og miljømessig "forsvarlig oppførsel", og hvor stort forurensnings-potensial en har før dette tidspunkt eventuelt nås.

4.2 Forsøksopplegg

På Grønmo fyllplass utenfor Oslo ble det høsten 1975 bygget syv slamkar som alle via et rørsystem drenerte til et hus for oppsamling av sigevann. Selve slamkarene ble bygget i tre og kledd innvendig i vegger og bunn med tykk plast. Det ble ikke lagt tak på karene. De kunne altså motta nedbør, men ikke vann fra andre ytre kilder. Fig. 7 viser opplegget i detalj.

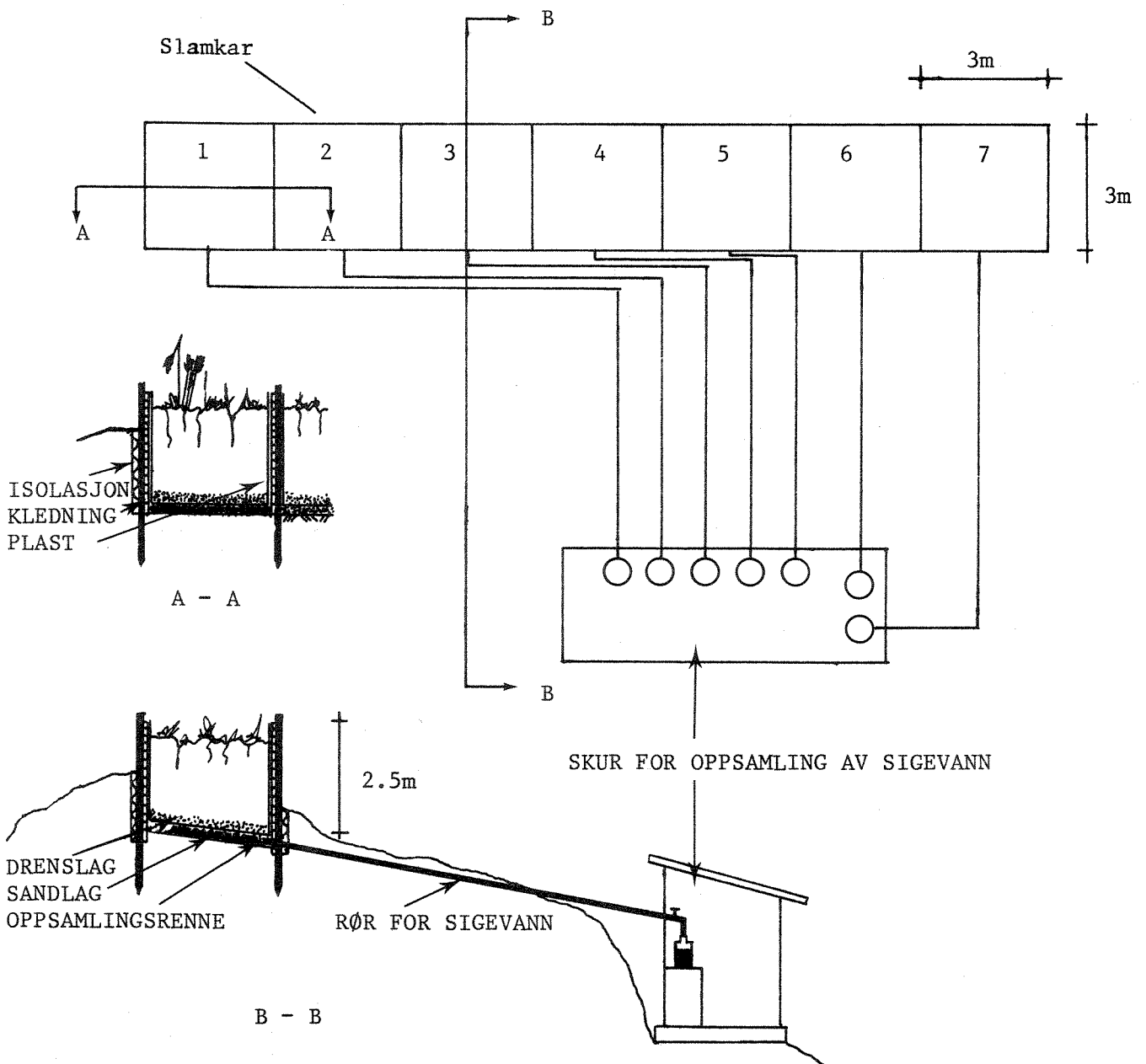


Fig 7 Vertikalsnitt og horisontalsnitt av slamdeponier.

Forsøksperioden strakte seg over to år (27.11.75 - 27.11.77). Tabell 2 og 3 viser en del grunnlagsdata.

Tabell 2. Meteorologiske data og feltdata registrert fortløpende i perioden.

Parameter	Hyppighet av måling	Sted	Avstand til Grønmo
Nedbørhøyde	daglig	Norstrand	3,7 km
Lufttemperatur	daglig	Blindern	13,6 km
Temperatur i slam i 1 meters dybde	ca. ukentlig	Grønmo	-
Sigevannsmengde	daglig	Grønmo	-

Tabell 3. Type slam, forbehandling og fyllingshøyde i de forskjellige slamkarene.

Slamkar nr.	Renseanlegg	Renseprosess	Fellingskjemikalium	Forbehandling	Fyllingshøyde i slamkar ved deponering (meter)
1			aluminium	råslam	1,7
2			jern	råslam	1,7
3			aluminium	aerobt x) stabilisert	1,7
4	BEKKELAGET	SIMULTANFELLING	jern	anaerobt stabilisert	2,5
5			jern	anaerobt stabilisert	2,5
6			jern	anaerobt stabilisert	1,7
7			jern	anaerobt stabilisert	1,7

x) Slammet er trolig ikke tilstrekkelig stabilisert, da tiden i luftetanken har vært for kort.

I tilknytning til tabell 3 må en presisere at et så lite utvalg av slam bare vil kunne gi en antydning om hvordan forskjellige slamtyper vil oppføre seg ved deponering. Det er store forskjeller fra slamtype til slamtype selv om renselanleggene som har fremkalt dem, synes svært like. For prøvetaking og analyse-opplegg ellers henvises det til de etterfølgende kapitler. Alle kjemiske analyser er utført ved NIVA's rutinelaboratorium i samsvar med de standardprosedyrer som benyttes.

4.3 Fysisk/kjemiske forhold i slam

Temperaturen i slammet er målt kontinuerlig med en sonde plassert sentralt i hvert slamkar i ca. 1 meters dyp. Forholdene er ellers karakterisert ved målinger gjort i begynnelse og slutt av forsøksperioden.

Ved utleggingen ble det tatt konvensjonell blandprøve av slammet mens det etter to år ble tatt slamprøver i to forskjellige lag i slamkarene for å finne ut om det hadde skjedd en utvasking, eventuelt anriking eller på annen måte lagvis inndeling i løpet av to-årsperioden.

4.3.1 Endring i sammensetning i forsøksperioden

Tabell 4 viser de kjemiske analyseresultatene. Verdien fra de to forskjellige lag er midlet. (Tabell som viser konsentrasjonen i hvert av de to lagene, er vist i appendix A).

Nitrogen

Nitrogenkonsentrasjonene er betraktelig redusert på to år. Dette er naturlig, da nitrogen stort sett finnes i organisk materiale og vil frigjøres og følge med sigevannet ut når dette brytes ned ved den mikrobielle omsetning.

Fosfor

Konsentrasjonen av fosfor har ikke endret seg mye på to år. Dette kommer av at fosfor er meget sterkt bundet i kjemisk felt slam.

Metaller

En liten, men signifikant reduksjon har forekommet for de fleste metaller vedkommende. Dette henger sammen med at det har vært områder i slammet der de kjemiske forhold har virket utløsende.

Tabell 4. Kjemiske forhold i slam ved utlegging i 1975
og ved avslutning av forsøkene i november 1977.

Slam Parameter	Al-felt råslam	Al-felt aerobt stab.	Fe-felt råslam	Fe-felt				År
				anaerobt	stabilisert			
Fosfor	24	26	21	31	25	22	26	1975
mg P/g TS ^{x)}	24	28	15	13	21	18	24	1977
Nitrogen	28	40	36	48	32	28	30	1975
mg N/g TS	23	26	19	11	16	15	25	1977
Kalsium	10	6,2	10	21	16	14	15	1975
mg Ca/g TS	5,7	7,4	8,4	7,7	9,6	10	11	1977
Kalium	2,1	2,1	1,9	3,0	2,2	2,0	2,3	1975
mg K/g TS	1,3	1,9	1,5	1,3	1,3	1,4	1,5	1977
Aluminium	45	57	4,0	16	12	11	12	1975
mg Al/g TS	38	41	6,5	13	13	14	14	1977
Jern	19	35	60	119	89	78	81	1975
mg Fe/g TS	30	39	68	54	72	62	89	1977
Sink	1,2	1,5	2,0	2,8	2,0	1,7	2,0	1975
mg Zn/g TS	0,95	1,4	1,4	0,90	1,5	1,3	1,9	1977
Bly	0,37	0,39	0,92	0,45	0,35	0,32	0,33	1975
mg Pb/g TS	0,28	0,35	0,53	0,24	0,29	0,22	0,33	1977
Magnesium	4,6	4,6	20	51	35	28	33	1975
mg Mg/g TS	7,2	10	21	17	30	22	35	1977
Kvikksølv	8,8	14	104	12	8,9	8,2	9,3	1975
mg Hg/g TS	8,6	13	73	4	6,8	5,1	7,4	1977

x) = tørrstoff.

Tørrstoff og gløderest av tørrstoff

Tabell 5 viser resultatene fra tørrstoff- og gløderest-analysene for hele slammet i november 1975 og for to forskjellige dyp i november 1977.

Tørrstoffinnholdet har steget for alle slamtypene, men mest for det anaerobt stabiliserte. Målingene er gjort på en årstid da slammet inneholder forholdsvis mye vann på grunn av stor nedbørmengde om høsten, og middelverdien over året vil være høyere enn angitt i tabellen.

Gløderestverdiene har steget fra 40-50 prosent til 50-80 prosent. Dette kommer (trolig) av at en del av det organiske materiale er brutt ned i løpet av de to årene.

4.3.2 Lag i slammet med spesielle karakteristika

Visuell karakterisering

Tabell 5 gir en visuell karakterisering av lagene i 0-0,3 og i 1,0 meters dybde i november 1977. Resultatene indikerer, som ventet, at en har mer oksyderende forhold i de øverste 30 cm enn i 1 meters dyp idet en har fått utfelling av brune jernoksyder i topplaget. Dette gjelder ikke for det aerobt stabiliserte slam, trolig på grunn av det høye vanninnholdet.

Tørrstoff og gløderest av tørrstoff

Resultatene for tørrstoff og gløderest er, som tidligere nevnt, satt opp i tabell 5. Det synes stort sett å være nokså likt tørrstoffinnhold i alle dyp i de enkelte slamkar.

Tre av de anaerobt stabiliserte slamtypene viser en klar lagdeling med hensyn på uorganisk stoff idet noen av lagene viser en meget høy gløderestprosent. Disse lagene har trolig opprinnelig hatt et høyt innhold av uorganiske stoffer, da de virket nokså sandige i konsistensen. En annen mulig årsak kan være at det har skjedd en omfattende nedbrytning av organisk stoff i laget.

Tabell 5. Fysiske forhold i slam ved utlegging i november 1975 og ved avslutning i november 1977.

Slam	Dybde i meter	Visuell karakterisering i november 1977	November 1977		November 1975		1975-77 Synking i meter
			% tørrstoff	Gløderest i % av tørrstoff	% tørrstoff	Gløderest i % av tørrstoff	
Al-felt råslam	0-0,3	brunlig våt leire	28	50	22	45	0,4
	1,0		27	38			
Al-felt aerobt stabilisert	0-0,3	grå, meget våt leire	21	51	13	39	0,3
	1,0		20	51			
Fe-felt råslam	0-0,3	0-15 cm brunlig, seig grå fuktig leire	32	47	25	36	0,4
	1,0		43	49			
	0-0,3	brun, tørr leire, rik på sand	65	92	18	78	0,3
	1,0		45	61			
Fe-felt aerobt stabilisert	0-0,3	brun, tørr og relativt porøs, matjord-liknende	41	58	26	50	0,3
	1,0		53	77			
	0-0,3	brun, tørr og relativt porøs, matjordliknende	40	54	28	50	0,2
	1,0		58	87			
Fe-felt aerobt stabilisert	0-0,3	brun, tørr og relativt porøs, matjordliknende	37	54	27	48	0,2
	1,0		47	52			

Andre stoffer

I appendix A er satt opp en tabell som viser lagvis fordeling av kjemiske stoffer. Lagene med høyt uorganisk innhold har lav konsentrasjon av fosfor, nitrogen og metaller. Dette henger trolig sammen med en opprinnelig lav konsentrasjon av disse stoffene allerede ved utleggingen. En kan imidlertid ikke se bort fra at det kan ha skjedd en omfattende nedbrytning av organisk stoff i laget. Ifølge det en har skrevet i kap. 2.2, vil en under slike forhold kunne få utløsning av forskjellige kjemiske komponenter slik at disse vaskes ut av laget.

4.3.3 Temperaturforløp

Fig. 10 viser temperaturen i de forskjellige slamkarene, sammenliknet med lufttemperaturen. Tallene for karene med anaerobt stabilisert er slått sammen og midlet, da de hadde omtrent likt temperaturforløp.

Forløpet i slammet i forhold til lufttemperaturen gir et godt bilde av hvor omfattende den mikrobiologiske omsetningen har vært. Vi ser at aktiviteten det andre året har vært svært liten sammenliknet med det første året. Dette er naturlig når en tenker på at det lettest omsettbare stoffet gir størst aktivitet.

Kar nr. 3 som inneholder aerobt stabilisert slam, ligger klart lavest begge sommersesongene. Dette henger sannsynligvis sammen med det høye vanninnholdet dette slammet har (nesten flytende).

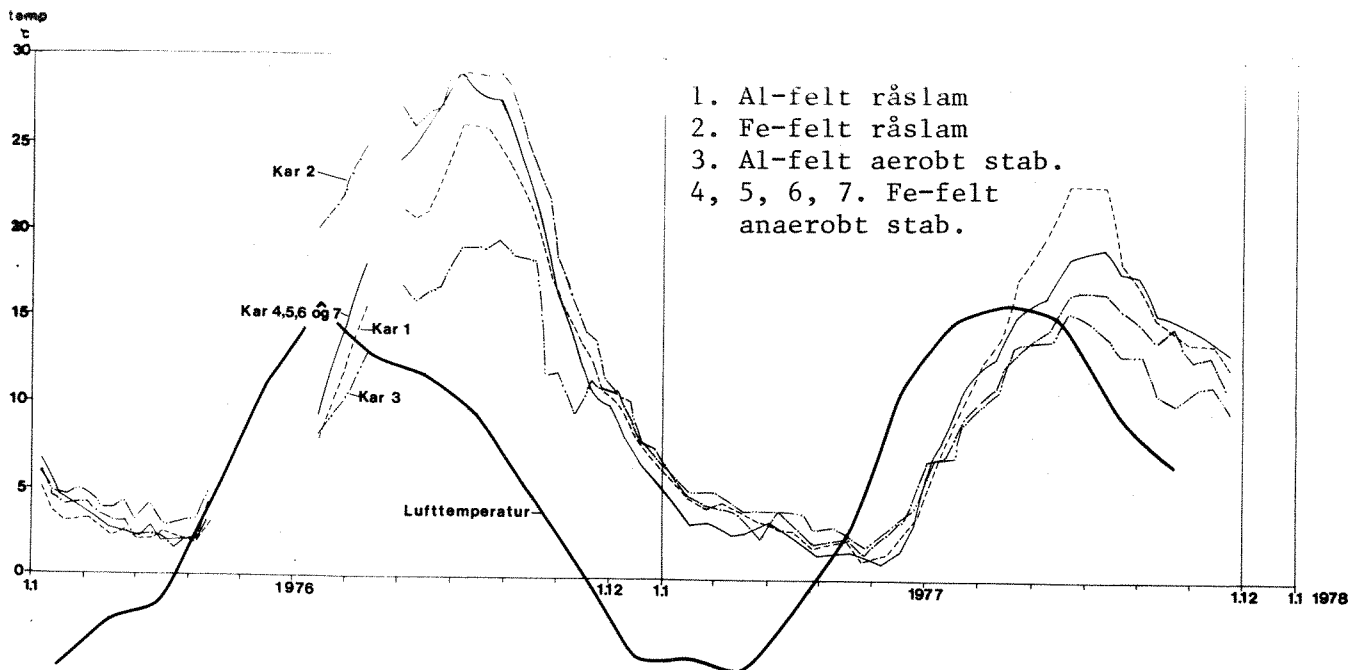


Fig. 3. Temperaturforløpet i 1 meters dyp, sentralt i de forskjellige slamkarene. Månedsmiddel for lufttemperatur er tegnet med heltrukken tykk strek.

4.4 Fysisk/kjemiske forhold i sigevann

Utviklingen i sigevanns-forurensningen er undersøkt ved å ta tilsammen 6 blandvannprøver fra hvert slamkar gjennom forsøksperioden på to år. Dette er for få prøver til å kartlegge i detalj hva som har skjedd. En må også bemerke at mer tilfeldige faktorer som spesielle nedbørforhold, urepresentative prøver osv. kan ha påvirket analyseresultatene. Det må derfor tas forbehold med hensyn til de konklusjonene som trekkes på grunnlag av analysene.

Fosfor, nitrogen og kjemisk oksygenforbruk (fig. 9-12)

Tabell 6 er en grov oversikt over konsentrasjonen av fosfor, nitrogen og kjemisk oksygenforbruk. En har for sammenlikningens skyld tatt med verdier fra liknende deponeringsforsøk med husholdningssjøppel, gjort ved Norges tekniske Høgskole samt vanlige verdier for kommunalt spillvann under tørrvær.

Tabell 6. Forurensningskonsentrasjoner i sigevann fra slamdeponier, husholdnings-søppeldeponier og vanlige verdier for kommunalt spillvann.

	Al-felt råslam		Al-felt aerobt stabilisert		Fe-felt råslam		Fe-felt anaerobt stabilisert		Deponi av husholdn.- søppel i ca. 2 m tykkelse xx)	Vanlig område for kommunalt spillvann (4)
	1 ^{x)}	2 ^{x)}	1	2	1	2	1	2		
Tot-P mg P/1	60	23	30	17	80	30	8	5	12	7- 10
Tot-N mg N/1	2600	2100	2100	1800	2500	1850	1800	1200	330	30- 40
KOF mg O/1	27000	20000	16000	10000	28000	19000	3200	2200	11000	200-500

x)1 = høyeste verdi i løpet av de to første årene i deponi

x)2 = middelvei for de første to årene i deponi.

xx) = resultater (upubliserter) fra Norges tekniske høgskole. (celle på 2x8x8 m)

Tallene angir kun størrelsesorden og er middelvei over en ettårsperiode

som fulgte umiddelbart etter at søppelet først hadde ligget 3 mnd. i deponiet

Generelt kan en si at det ikke synes å være noen særlig forskjell i sigevannskonsentrasjonene fra Al-felt og Fe-felt råslam med hensyn på fosfor, nitrogen og kjemisk oksygenforbruk.

Både den anaerobe og den aerobe stabiliseringsprosessen gir en reduksjon i den gjennomsnittlige forurensnings-konsentrasjon. Det er imidlertid ganske stor forskjell i graden av reduksjon for de to prosessene idet den anaerobe prosessen gir en mye større reduksjon enn den aerobe. Dette kan henge sammen med at den aerobe prosessen trolig ikke har vært fullstendig

Fosfor synes etter en tid å være sterkt bundet i slamfasen. Konsentrasjonene er i siste del av forsøksperioden nede i 5-10 mg P/1 for alle slamkarene (for anaerobt stabilisert slam gjelder dette hele forsøksperioden), og dette er av samme størrelsesorden som i NTH -forsøkene samt det en finner i kommunalt spillvann i sin alminnelighet.

Nitrogen-konsentrasjonene i sigevannet er meget høy i hele forsøksperioden og av størrelsesorden fire til seks ganger så høye som i NTH -forsøkene og 30-60 ganger så høye som i kommunalt avløpsvann. Nitrogenet finnes etter kort tid nesten utelukkende i ammonium form.

Konsentrasjonen når det gjelder kjemisk oksygenforbruk er av samme størrelsesorden som det en fant ved NTH for husholdningssjøppel. Sammenliknet med kommunalt spillvann er imidlertid konsentrasjonene relativt store idet det her er et forhold mellom sigevann og spillvann på 5-10 for anaerobt stabilisert slam og 40-100 for råslammene.

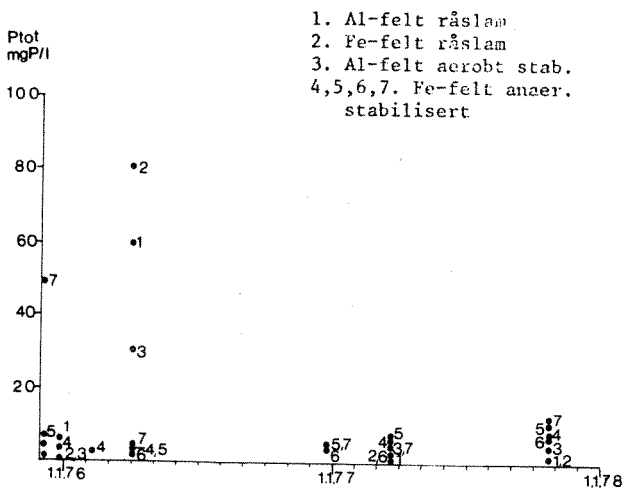


Fig. 9.
Konsentrasjon av fosfor i sigevannet.

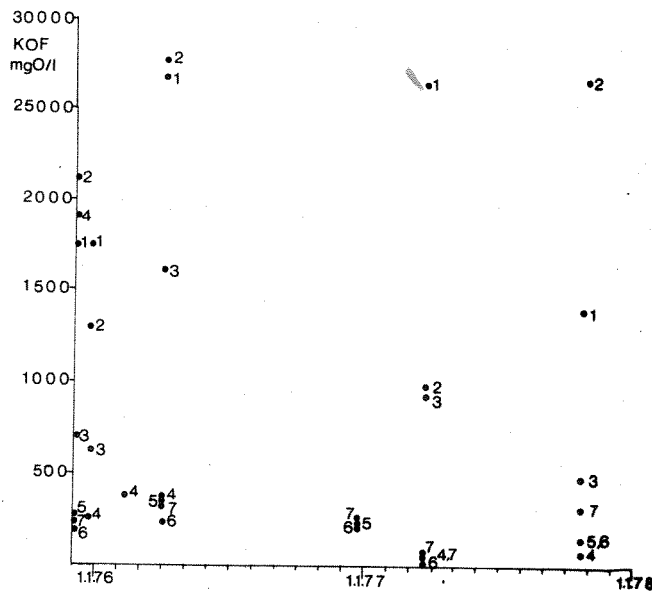


Fig. 10.
Sigevannets innhold av kjemisk oksygenforbrukende substans.

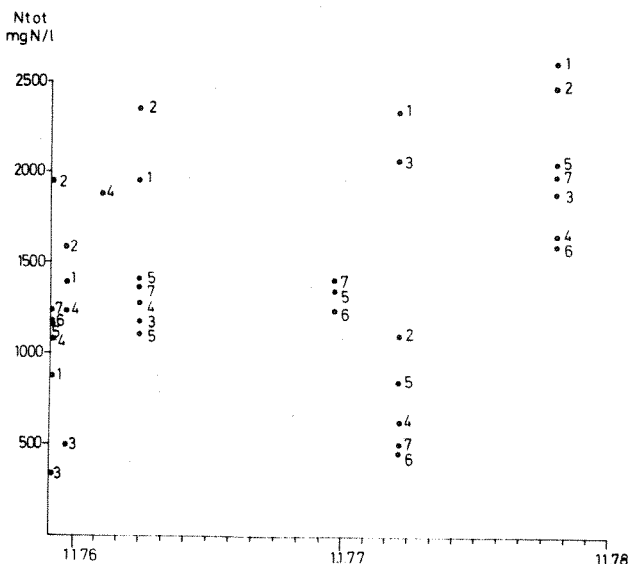


Fig. 11.
Konsentrasjon av nitrogen i sigevannet.

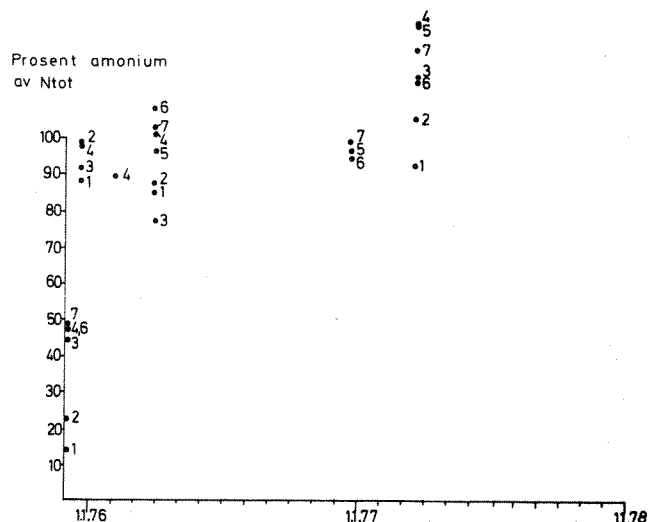


Fig. 12.
Prosent nitrogen som foreligger på ammonium form.

Metaller (fig. 13 til fig. 22).

Konsentrasjonene av metaller i sigevannet er forbausende lave og vanligvis av samme størrelsesorden som det en finner i kommunalt avløpsvann.

Typisk er imidlertid at konsentrasjonene svinger mellom vide grenser, og at disse svingningene kan foregå relativt raskt. Spesielt synes dette å gjelde de såkalte tungmetaller.

Konsentrasjonene i sigevannet er avhengige av de kjemiske forholdene i slammet, og det kan være endring i disse som induserer en plutselig utløsning av metaller. I mange tilfeller svinger konsentrasjonene i takt i de forskjellige slamkarene, dvs. når en har konsentrasjonsøkning i ett kar av et bestemt metall, får en også en økning i de andre karene av det samme metallet. Imidlertid er det ikke alltid slik at har en konsentrasjonsøkning av én metalltype, får en samtidig konsentrasjonsøkning av andre typer. Dette indikerer at det er ytre forhold, mest sannsynlig nedbør, som påvirker forholdene i slammet, og at dette ikke bare fører til en mekanisk utvasking, men også en utløsning på grunn av endring i de kjemiske forhold. En teori for hva som hender, er at når slammet utsettes for regn, vil en gradvis få utviklet reduserende forhold. (jamf. fig. 6 og 7) En utløsning av metaller vil da finne sted. Etter hvert som slammet tørker ut vil redoks-potensialet igjen stige slik at utløsning ikke lenger finner sted.

Konsentrasjonen av tungmetaller i slamfasen spiller trolig (innenfor visse grenser) mindre rolle for den konsentrasjon en får i sigevannet. Et eksempel på dette er jern, der de to aluminiumfelte slamtypene gir større jernkonsentrasjon enn de jernfelte.

Til slutt kan nevnes at det finnes så store mengder metaller i slammet at en vil kunne få utløsning i nærmest uoverskuelig fremtid.

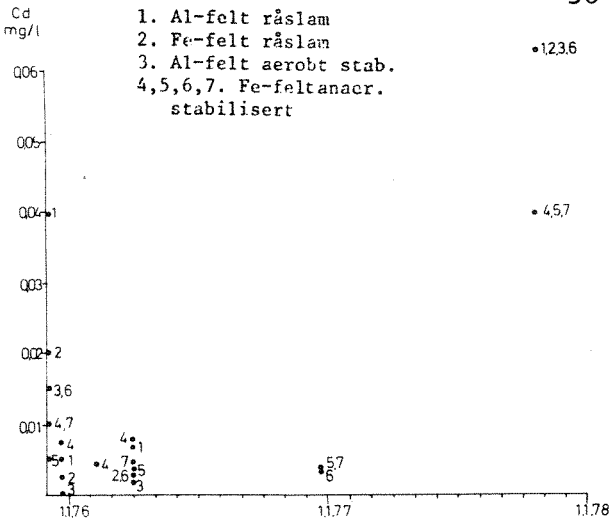


Fig. 13. Konsentrasjon av kadmium i sigevannet.

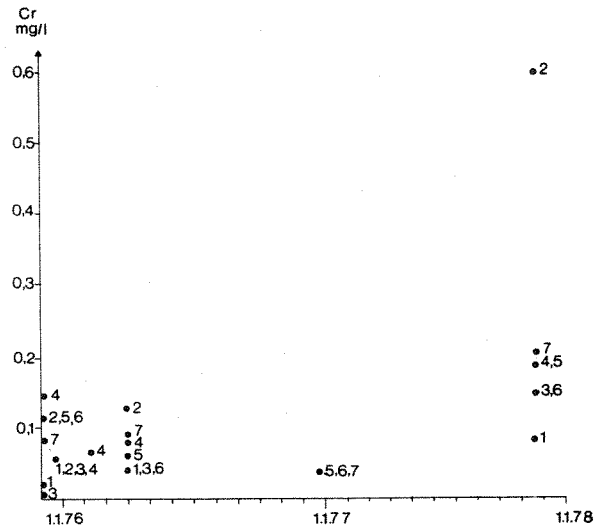


Fig. 14. Konsentrasjon av krom i sigevannet.

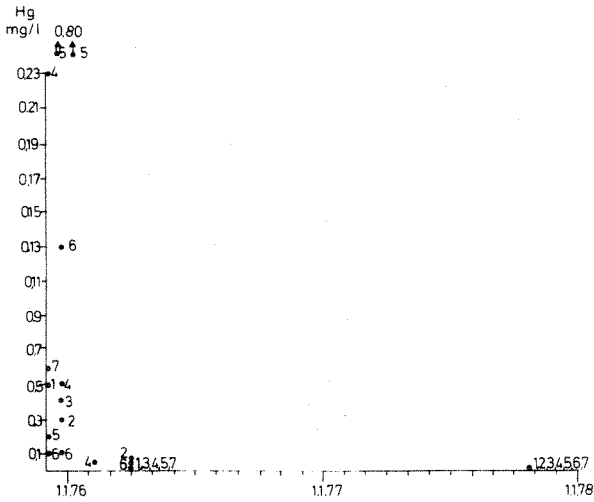


Fig. 15. Konsentrasjon av kvikksølv i sigevannet.

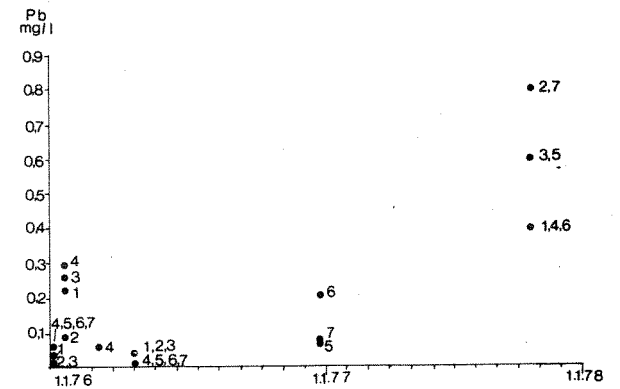


Fig. 16. Konsentrasjon av bly i sigevannet.

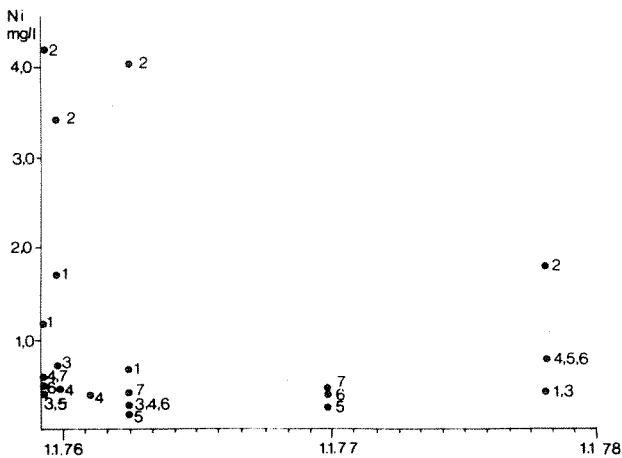


Fig. 17. Konsentrasjon av nikkel i sigevannet.

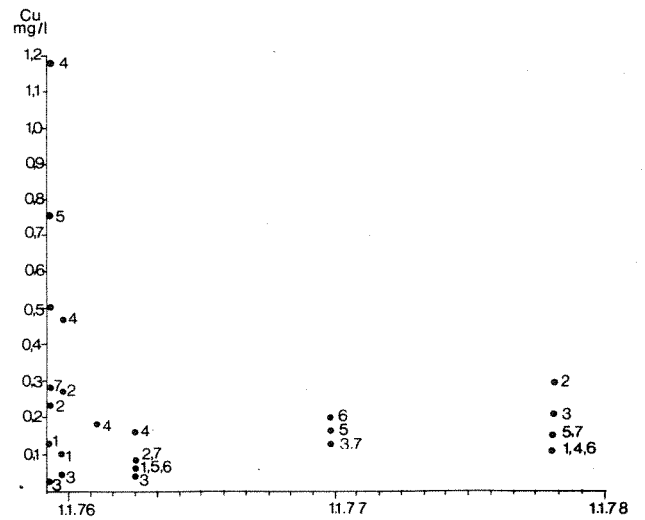


Fig. 18. Konsentrasjon av kobber i sigevannet.

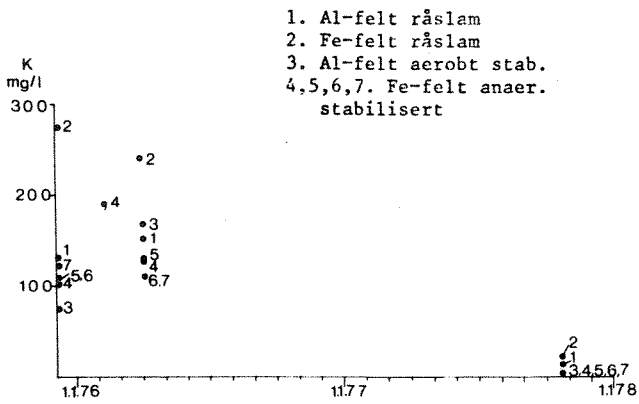


Fig. 19.
Konsentrasjon av kalium i sigevannet.

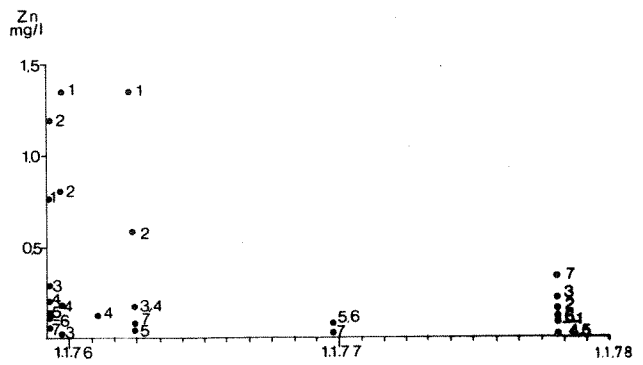


Fig. 20.
Konsentrasjon av sink i sigevannet.

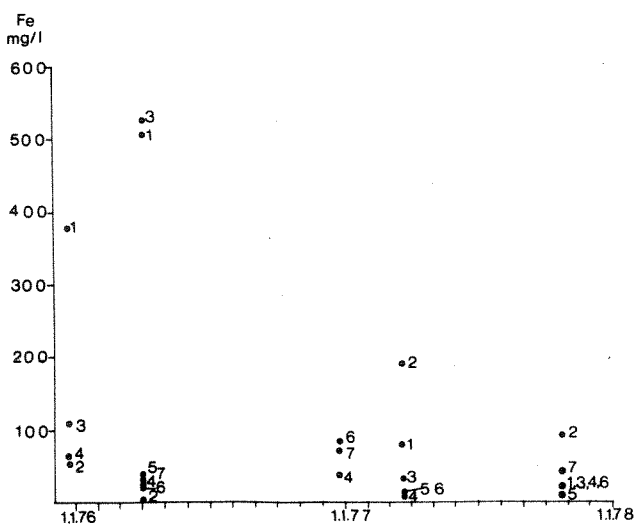


Fig. 21.
Konsentrasjon av jern i sigevannet.

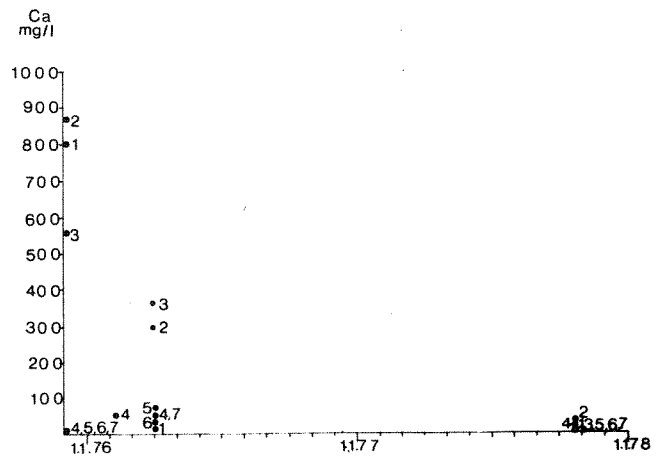


Fig. 22.
Konsentrasjon av kalsium i sigevannet.

Tørrstoff og gløderest av tørrstoff (fig. 23 og fig. 24).

Det synes som om den anaerobe stabiliseringsprosessen har virket til å sette ned konsentrasjonen av tørrstoff til ca. en tredjedel i forhold til konsentrasjonen fra tilsvarende råslam.

Den aerobe stabiliseringsprosessen har ikke hatt en tilsvarende virkning, men også her er det tendens til at konsentrasjonene går ned. Årsaken til den relativt dårlige virkningen her kan være at slammet ikke er blitt tilstrekkelig stabilisert før utleggingen. Etter to år er konsentrasjonene gått ned til ca. en tiendepart av start-konsentrasjonene for alle slamkarene. Det er noe usikkert hvordan konsentrasjonene vil bli i fortsettelsen, men trolig vil de holde seg på dette lave nivået som er av samme størrelsesorden som det en finner i kommunalt avløpsvann.

NTH-forsøkene gav en gjennomsnittskonsentrasjon over en ettårsperiode på 7000 mg TS/1 for sigevann fra husholdningssøppel. Dette er 1-3 ganger det en i gjennomsnitt har fra slamdeponiene. (ettårsperioden fulgte etter at søppelet først hadde ligget 3 mnd. i deponiet)

Gløderest, dvs. andel uorganisk stoff, ligger på 20-30 prosent for alle slamkarene gjennom hele forsøksperioden. Denne prosentsetsatsen synes å være uavhengig av slike ting som tørrstoff-konsentrasjon, fellings-kjemikalie, stabilisering, fyllingshøyde osv.

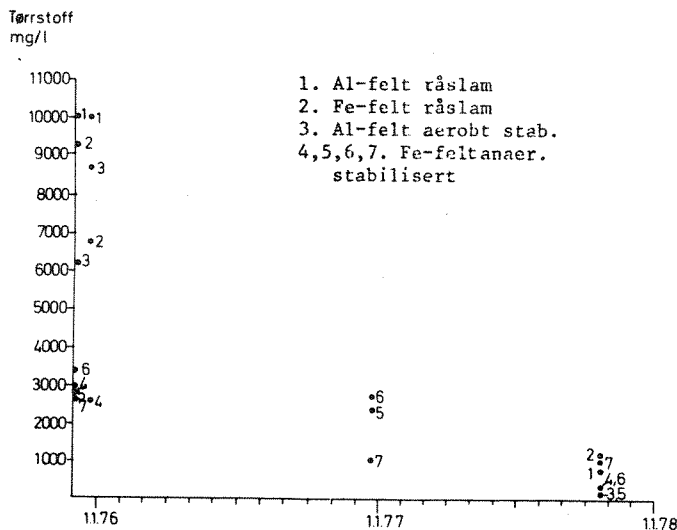


Fig. 23.
Tørrstoff i sigevannet.

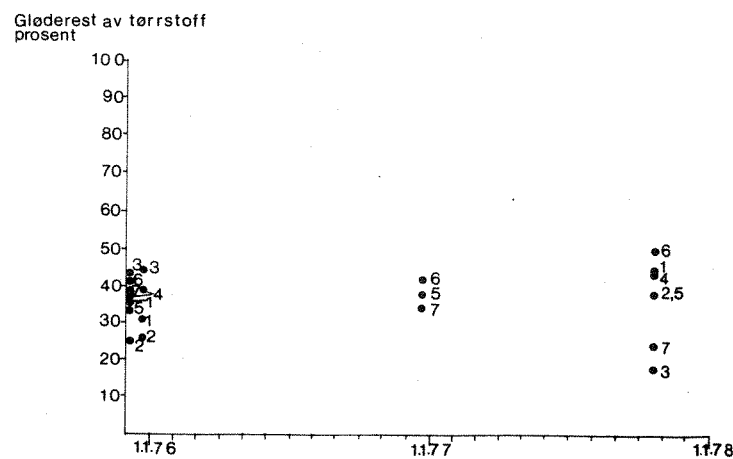


Fig. 24.
Gløderest av tørrstoff i sigevannet.

Spesifikk elektrolytisk ledningsevne (fig. 25).

Spesifikk elektrolytisk ledningsevne er et mål på den totale konsentrasjon av ioner i sigevannet. Det synes som om den anaerobe og den aerobe stabiliseringsprosessen har virket til å sette ned spesifikk ledningsevne i liten, men signifikant grad i forhold til det en finner for råslammene.

Konsentrasjonene ligger på 10-30 ganger det en vanligvis har i kommunalt spillvann, 400-500 $\mu\text{s/cm}$.

pH (fig. 26.)

De stabiliserte slam ligger høyere i pH enn tilsvarende råslam. Kanskje kan dette forklare noe av forskjellen i spesifikk elektrolytisk ledningsevne mellom stabilisert og ustabilisert slam ved at lav pH stimulerer til utløsning av ioniserte substanser (se kap. 2.1.3).

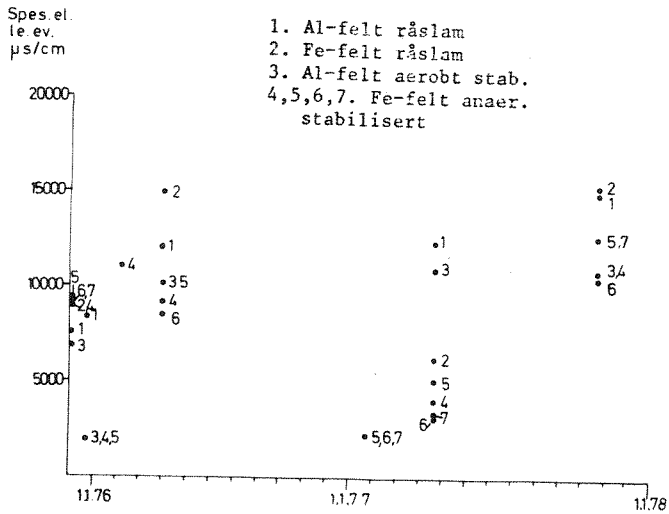


Fig. 25 .
Spes. el. ledningsevne i sigevannet.

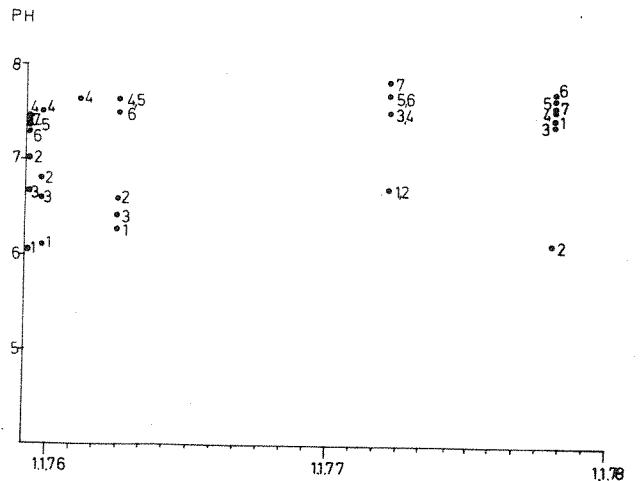


Fig. 26 .
pH i sigevannet.

4.5 Vannbalanse

I fig. 27 er kumulativt (summert) vist sigevannsavrenning og nedbør for hvert slamkar. I fig. 28 har en tilsvarende beregnet nedbør-sigevann, som er meget nyttige kurver når en skal vurdere de forskjellige slammene mot hverandre.

Fig. 28 viser at slammene de første seks måneder er inne i en fase der hvert slam gir karakteristiske sigevannsmengder. Jo lavere kurvene ligger i denne perioden, desto mer sigevann har rent ut av karene. Etter de første seks månedene utvikler de forskjellige slammene seg nokså parallelt, dvs. det kommer omtrent like mye sigevann fra alle kar. Nå er det de ytre meteorologiske forhold som i stor grad bestemmer sigevannsmengdene. Om en sammenholder fig. 27 og fig. 28, ser en at for perioden etter de første seks månedene gjelder følgende hovedtrekk:

- Perioden mai-oktober gir lite sigevann. Nedbør som kommer i denne perioden, akkumuleres i slammet eller fordamper.
- Oktober og november gir mye sigevann. En del av nedbøren akkumuleres i slammet, og noe vil selvfølgelig fordampe.
- Vintermånedene desember, januar og februar gir lite sigevann. Nedbøren kommer i denne tiden som snø, og slammet vil ikke blir tilført vann.
- Vårmånedene mars og april gir mye sigevann. Mengdene overstiger nedbøren. Dette henger sammen med vårløsningen når snøen smelter, og frosten går ut av jorden.

I innledningen var en inne på de faktorer som regulerer vannbalansen i et slamdeponi. I deponiene på Grønmo har en utelukket overflate-avrenning samt tilførsel fra andre ytre kilder enn nedbør, og en kan sette opp en massebalanse for vann mellom to forskjellige tidspunkter:

$$\begin{array}{l} \text{Opprinnelig} \\ \text{vanninnhold} \end{array} + \text{nedbør} + \begin{array}{l} \text{vann fra} \\ \text{biologisk} \\ \text{aktivitet} \end{array} = \begin{array}{l} \text{vanninnhold} \\ \text{på slutten} \\ \text{av perioden} \end{array} + \text{fordampning} + \text{sigevann.}$$

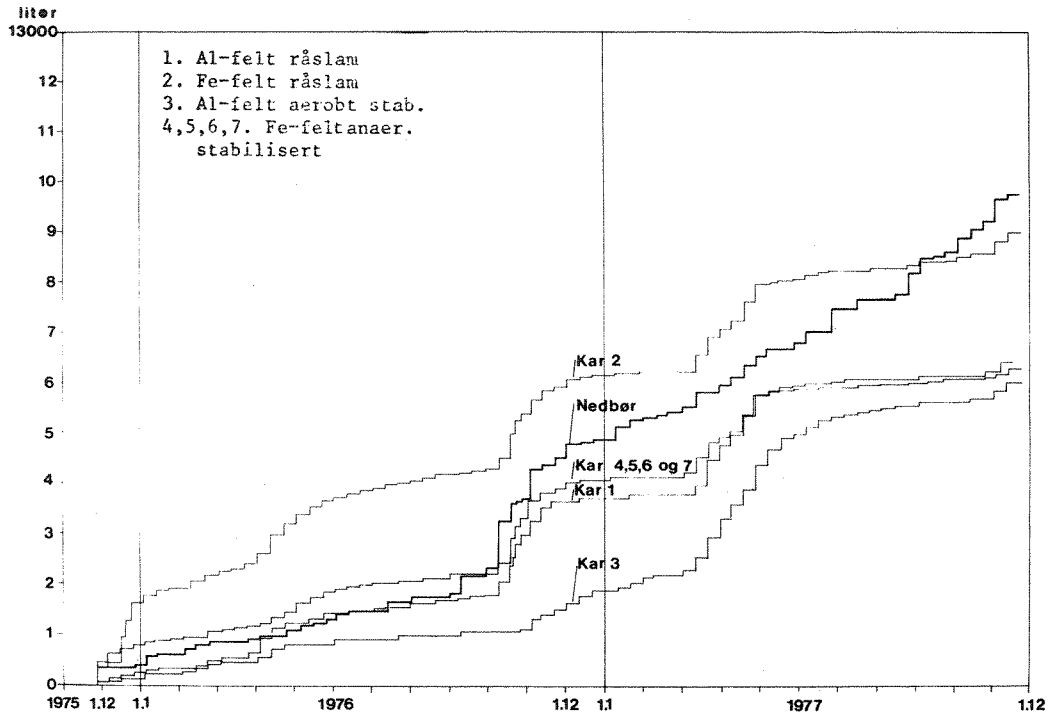


Fig. 27. Kumulative kurver for nedbør og sigevann.
Kar 4, 5, 6 og 7 viste så likt forløp at de er slått sammen.

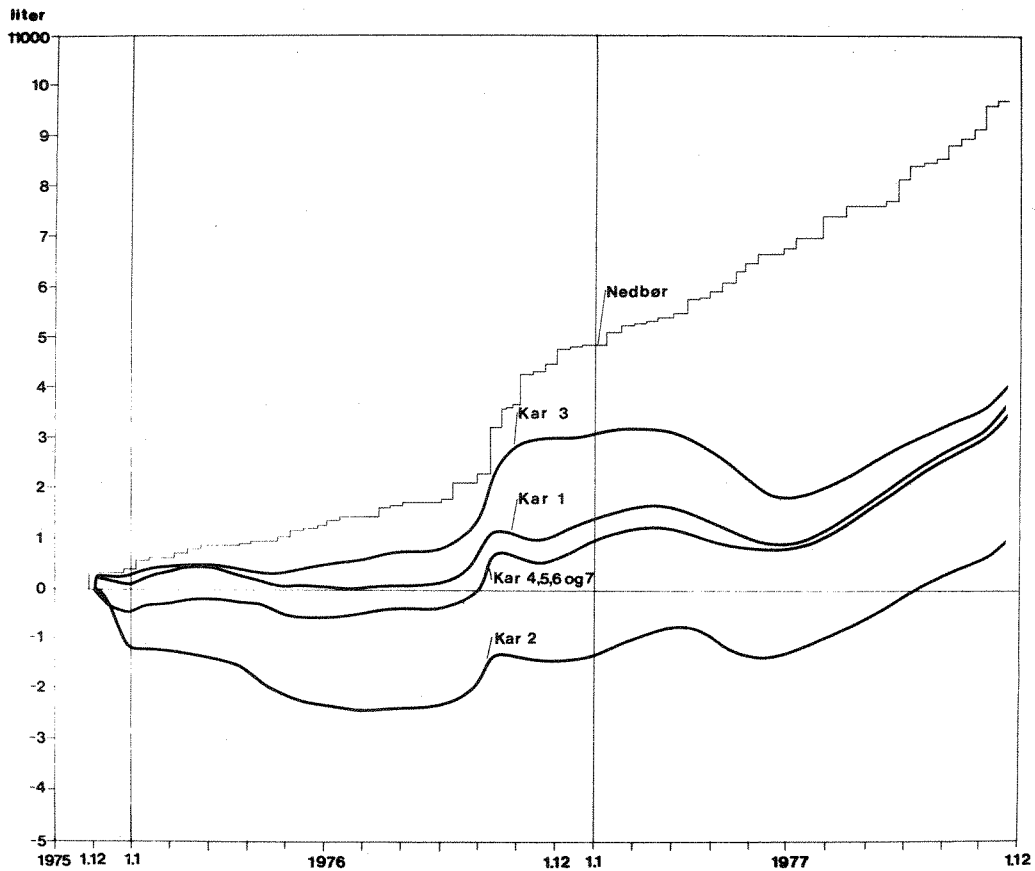


Fig. 28. Kumulative kurver for nedbør og nedbør + sigevann.

En har målt tørrstoffinnholdet i slammet i begynnelse og slutt av to-årsperioden. Det er derfor bare vann fra biologisk aktivitet samt fordamping som er ukjent i likningen. Den biologiske aktiviteten frigjør imidlertid så lite vann at en kan se bort fra det i fortsettelsen:

Om en tenker seg at ett tonn organisk materiale på karbohydrat form (eks. glukose) brytes fullstendig ned til CO₂ og vann via en aerob åndingsprosess, vil en få frigitt i størrelsesorden 500-1000 liter vann i hvert slamkar. Trolig vil den biologiske aktiviteten i virkeligheten frigi mindre vann pr. kar idet mindre organisk materiale er omsatt, og mye av materialet er omsatt via bakterielle prosesser som frigir mindre vann enn den aerobe åndingsprosess. I tabell 7 er en fullstendig vannbalanse satt opp for de forskjellige slamkarene.

Tabell 7. Vannbalanse for de to årene i deponi. Fordamping er beregnet på grunnlag av de andre kolonnene iflg. likning i tekst ovenfor. Vanninnhold er beregnet på grunnl. av tørrstoff.

Kar nr.	Slamtype	Opprinnelig vanninnhold	Vanninnhold etter to år	Nedbør	Fordamping	Sigevann
1	Al-felt råslam	11 930	8 540	9 750	6 860	6 280
3	Al-felt slam aerobt stab.1)	13 310	9 950	9 750	7 110	6 000
2	Fe-felt råslam	11 480	6 670	9 750	5 580	8 980
4	Fe-felt)	18 450	10 890	9 750	11 190	6 120
5	anaerobt)	16 650	9 310	9 750	10 890	6 200
6) stabilisert)	11 020	5 670	9 750	8 370	6 730
7		11 170	7 160	9 750	7 250	6 510

- 1) Det dannet seg her et lag med vann oppå slammet etter to år, som i tabellen er kommet med under rubrikken fordamping. Dette utgjorde i størrelsesorden 1000 liter.

mulig fordamping. Ofte vil en også at slammet skal tørke ut.

Vannbalansen påvirkes av meteorologiske forhold, som

- solinnstråling
- nedbør
- luftfuktighet
- luft-temperatur
- vind,

og av slamegenskaper, som

- vanninnhold
- hvor fast vann er bundet i slamfasen (avvanningsegenskaper)
- biologisk omsetning i slammet
- temperatur i slammet
- vegetasjon på slamoverflaten
- farge på slamoverflaten.

Fra et forurensningsmessig synspunkt vil en være interessert i størst mulig fordamping og minst mulig sigevann. Om en skal anvende slammet til praktiske formål, vil en som oftest også være interessert i et slam som er så tørt som mulig etter deponeringsperioden.

For å få stor fordamping og lite sigevann bør slammet binde vann ganske godt i slamfasen. Vannet vil da kunne holde seg lenge i en øvre sone av slammet der det har mulighet for å fordampe. Denne sonen vil også virke som en buffersone for nedbør. Nedbøren vil akkumuleres i denne sonen og så fordampe i perioder med tørrvær. Et godt eksempel på dette er det Fe-felte råslam og tilsvarende anaerobt stabiliserte slam. Råslammet slipper vannet lett og gir relativt stor sigevannsmengde, mens det motsatte er tilfellet med det stabiliserte slammet. En stor del av denne effekten skyldes i dette tilfellet den raske avvanning en fikk i det Fe-felte råslam i den første tiden etter utleggingen (fig. 30). Senere oppførte de to slamtypene seg svært likt med hensyn på fordamping/sigevann.

Dersom slammet holder svært godt på vannet og har en tett struktur, vil slammet ikke avvanne noe særlig, og en får overflate-avrenning ved regn, da slammet ikke makter å absorbere nedbøren. Et godt eksempel på dette er det Al-felte, aerobt stabiliserte slam som var nesten flytende ved prøveperiodens slutt, og som hadde et 10 cm tykt vannlag på toppen. (Dette er kommet med i rubrikken fordamping i tabell 7.)

4.6 Massetransport i sivevann

I tabell 8 er massetransporten beregnet for fosfor, nitrogen og kjemisk oksygenforbruk.

Tabell 8. Gjennomsnittlig massetransport pr. år og m³ vått slam de to første årene i deponi.

	g P, N og O/m ³ vått slam·år				
	Al-felt råslam	Al-felt aerobt stabilisert	Fe-felt råslam	Fe-felt anaerobt stabilisert	
Fyllingshøyde	1,7 m	1,7 m	1,7 m	2,5 m	1,7 m
Fosfor, P	9,4	6,6	17,5	1,4	2,2
Nitrogen, N	860	700	1080	330	520
Kjemisk oksygenforbruk, KOF	8170	3880	11110	600	950

Det er en tydelig forskjell mellom stabilisert og ustabilisert slam når det gjelder massetransport. Spesielt har den anaerobe prosessen hatt en gunstig virkning idet reduksjonen for henholdsvis fosfor, nitrogen og kjemisk oksygenforbruk er på 8, 2 og 12 ganger i forhold til tilsvarende råslam. Den aerobe prosessen har ikke vist en tilsvarende reduksjon. Dette kan skyldes en dårlig stabilisering pga. kort tid i luftetank.

I tabell 9 er det på grunnlag av det opprinnelige nitrogen- og fosforinnhold i slammet beregnet hvor lenge massetransporten i tabell 8 teoretisk kan holde seg om all fosfor og nitrogen skulle forlate slammet. En ser at det i praksis ikke er grenser for hvor lenge fosforkonsentrasjonen vil kunne holde seg høy, mens nitrogenkonsentrasjonen må gå ned om ikke altfor mange år på grunn av mangel på nitrogen i slammet. Dette verifiseres også av den relativt store nedgangen i nitrogenkonsentrasjonen i slammet i løpet av de første årene (se kap. 4.4).

Tabell 9. Teoretisk beregnet antall år fra utleggingen som masse-transporten i sigevannet kan holde seg like høy som de to første årene om all nitrogen og fosfor skulle forlate slammet.

	Al-felt råslam år	Al-felt aerobt stabilisert år	Fe-felt råslam år	Fe-felt anaerobt stabilisert år	Fe-felt anaerobt stabilisert år
Fyllingshøyde	1,7 m	1,7 m	1,7 m	2,5 m	1,7 m
Fosfor	600	200	880	5000	3000
Nitrogen	8	8	9	28	17

Tabell 10 viser at ekvivalente mengder slam og husholdningssøppel gir fosfor- og nitrogenmengder av samme størrelsesorden. Når det gjelder kjemisk oksygenforbruk, gir imidlertid husholdningssøppelet vesentlig større mengder i sigevannet.

Sammenlignet med forurensning via kommunalt avløpsvann kan det virke som om massetransporten fra sigevann er liten. Dette må imidlertid ikke forlede en til å tro at sigevannet kan neglisjeres som forurensningskilde. Store mengder slam vil ved deponering bli samlet på ett sted, og dette kan gi store virkninger på lokale vannforekomster. I tabellen er det dessuten bare angitt den årlige forurensningsmengden fra slam og søppel produsert av en person i ett år. Siden sigevann produseres i årtier så vil den virkelige "spesifikke forurensningsmengde" bli vesentlig større enn det tallene i tabellen indikerer.

Tabell 10. Sammenlikning av forskjellige forurensningskilder.

Massetransport i sigevann fra slam og husholdnings-søppel lagt i deponi, (gjennomsnitt for de to første årene i deponi) samt spesifikk forurensningstransport til kommunalt avløpsvann. Tabellen angir bare størrelsesorden og verdiene for sigevann må ikke betraktes som "spesifikke verdier", jmfør tekst forrige side.

	Forurensning i sigevann fra slam og husholdningssøppel. Slam og søppel fra 1 person i ett år og så lagt i deponi					Forurensning til kommunalt avløpsvann fra 1 person (urenset) (4)
	Al-felt råslam	Al-felt aerobt stab.	Fe-felt råslam	Fe-felt anaerobt stab.	Husholdnings-søppel lagt i deponi (2) x)	
Total fosfor g P/år	0,7	0,8	1,2	0,1	1,3	900
Total nitrogen g N/år	60	70	70	30	90	4 300
Kjemisk oksygenforbruk KOF g O/år	610	510	750	50	5 000	54 000

x) = resultater fra Lund tekniska Högskola. Tallene angir kun størrelsesorden. Returpumping av en del sigevann pluss noe mer nedbør i Lund må tas med i vurderingen av tallene. Typisk er også at søppelet det første halve året absorberte det meste av nedbøren slik at en ikke fikk sigevann i denne perioden, men bare økt fuktighetsgrad i søppelet.

4.7 Bakteriologiske forhold i slam

Metoder er beskrevet i appendix B

Resultater og diskusjon

Resultatene er tegnet inn som kurver på figur 31 og 34. Resultatene fra TKB undersøkelsene med verifisering er satt i tabell 11 og resultatene fra *Salmonella* undersøkelsene finnes i tabell 12.

Termostabile koliforme bakterier (TKB)

Utgangsnivået varierte fra 500-1000 pr. gram (Al-felt og Fe-felt råslam) til 15 - 20.000 pr. gram (Al-felt slam, aerobt stabilisert). Det anaerobt stabiliserte, Fe-felte slammene inneholdt 1 - 5000 TKB pr. gram. (Tabell 11) (Figur 29).

Etter ca. 5 måneders lagring inneholdt alle slamtypene fremdeles små mengder TKB (fra 1,1 til 51 pr. gram etter verifisering), men etter 13 måneder lot TKB ved verifiseringstest seg ikke påvise fra noen av slamtypene.

Desimeringshasigheten var stort sett lik for de fire ulike slamtypene.

Koliforme bakterier

Mengden av KB i det deponerte slammene varierte fra ca. 40.000 pr. gram til 1,6 millioner pr. gram, Fe-felt anaerobt utgjæret slam med laveste verdier, Al-felt aerobt utgjæret høyest. (Figur 30).

Etter fem måneders lagring var KB sunket med to tierpotenser (99%). Al-felt aerobt utgjæret slam hadde raskere desimering, idet antallet KB her hadde sunket henimot fire tierpotenser (99,99%).

I tiden etter et halvt års lagring gikk desimering av KB langsommere enn i starten av forsøket, og resultatene fra siste prøveserie etter 13 måneder gir inntrykk av en økning i antallet. Det ble imidlertid ikke foretatt konfirmering av positive McConkey rør og økningen av KB som ser ut til å ha foregått skyldes antakelig falske positive resultater. Dette fenomenet bør undersøkes nærmere ved metodestudier.

Sulfittreducerende klostridier (SK)

Fra et utgangsnivå på mellom 10^5 og 10^6 sank mengden SK til $10^3 - 10^4$ etter 5 måneder. Etter dette ser det ut til å ha stabilisert seg og tildels økt mot slutten av lagringsperioden. (Figur 31).

Undersøkelsen med hensyn til SK ble foretatt med inkubasjonstemperatur på 37°C . Denne temperaturen kan ikke anbefales ved undersøkning av slam da en får positiv reaksjon av endel bakteriearter som ikke stammer fra avføring.

Tabell 11. Forekomst av termostabile koliforme bakterier i deponert slam.

Slam- kar nr.	Datoprøve- uttak	1975						1976					
		27. nov.		3. mai		18. okt.		20. des.					
		Presumptivt 1)	Verifisert 2)	Presumptivt	Verifisert	Presumptivt	Verifisert	Presumptivt	Verifisert				
1	Al-felt råslam	600	i.u. ⁴⁾	49	1,1	0,8	0,2	0,5	-	5)			
2	Fe-felt råslam	800	i.u.	34	11	1,1	0,5	0,7	-	-			
3	Al-felt slam, aerobt stab.	18.500	i.u.	28	1	2,3	-	-	-	-			
4	Fe-felt slam, anaerobt stab.	1 400	i.u.	105	51	21	4	1,7	-	-			
5	"-	3 950	i.u.	47	1	-	-	4,9	-	-			
6	"-	3 200	i.u.	41	3,5	-	-	0,2	-	-			
7	"-	4 900	i.u.	544	4	-	-	3,3	-	-			

- 1) Direkte utsæd på McConkey buljong. (44 °C i 48 timer.)
- 2) Sekundær-utsæd på brilliantgrønt-buljong (44 °C i 48 timer).
- 3) Antall pr. gram.
- 4) i.u. = ikke undersøkt.
- 5) - = ikke påvist i 5,5 gram.

Økingen av SK etter 11-13 måneder må antas å skyldes falske positive reaksjoner. Det bør foretas metodestudier med hensyn til SK i lagret slam.

Kimtall

Med den metoden som er brukt i dette forsøket er det registrert et stabilt nivå av kim rundt 10^8 pr. gram de første 11 måneder. (Figur 32).

Dersom det er riktig å se på kimtall som et mål for nedbrytningsaktivitet av organisk stoff, kan det se ut for at aktiviteten avtar i det anaerobt utgjærede slammet etter ett år, mens aktiviteten i de andre slamtypene synes å øke.

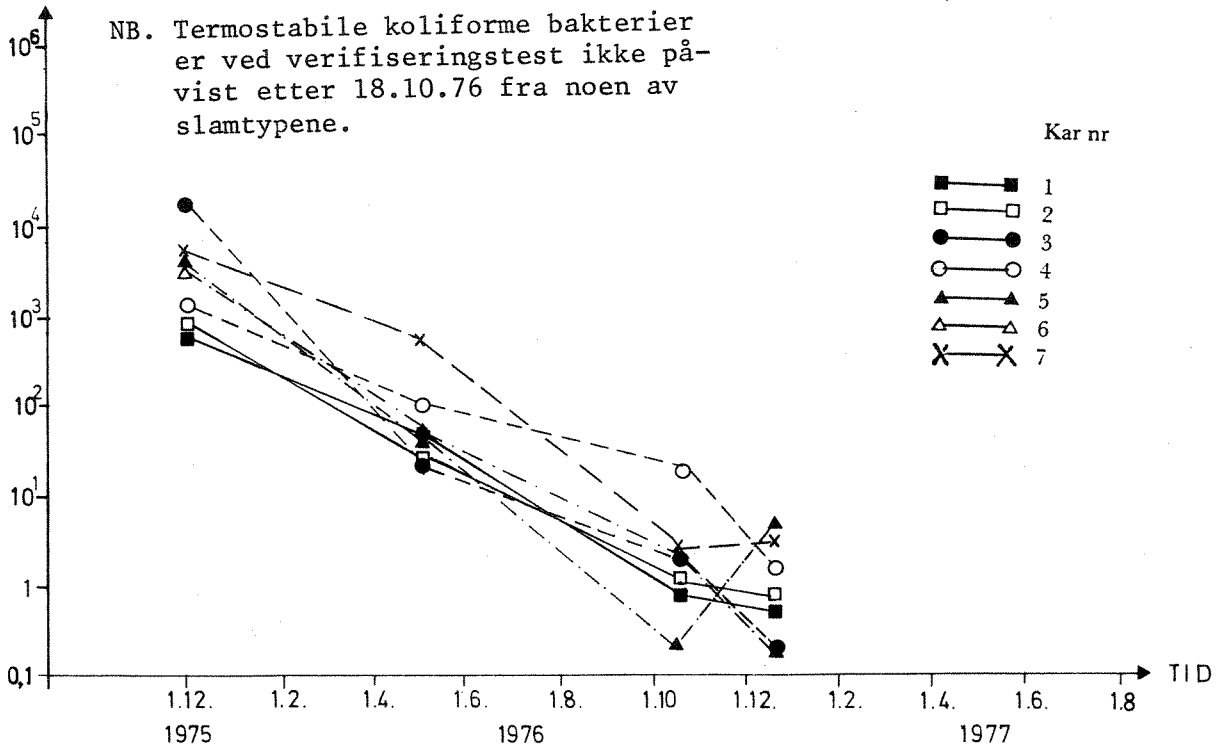
Salmonella

Det er ved forsøkets start registrert *Salmonella* i begge råslamtypene og i det Al-felte aerobt stabiliserte slammet. (Tabell 12). Det er imidlertid bare små mengder, henholdsvis 2 og 3 pr. gram i de to tilfellene kvantitativ undersøkning er foretatt. Dette er betraktelig mindre enn det som er vanlig fra store renseanlegg i Oslo. Ved Institutt for næringsmiddelhygiene, NVH, er det registrert opptil 110 *Salmonella* pr. gram i råslam fra Skarpsno renseanlegg.

Det er ikke funnet *Salmonella* i det anaerobt utgjærede slammet. Dette er usedvanlig, for regelmessig testing av prøver á 25 g slam, har vist at dette slammet alltid har inneholdt *Salmonella* (Bø, NVH 1976). Vi vet fra denne undersøkningen at sigevannet fra det anaerobe slammet i kar 6 og 7 inneholdt *Salmonella*. Dette viser at slammet har inneholdt denne bakterietypen, men at det er ujevn fordeling i slamkarene.

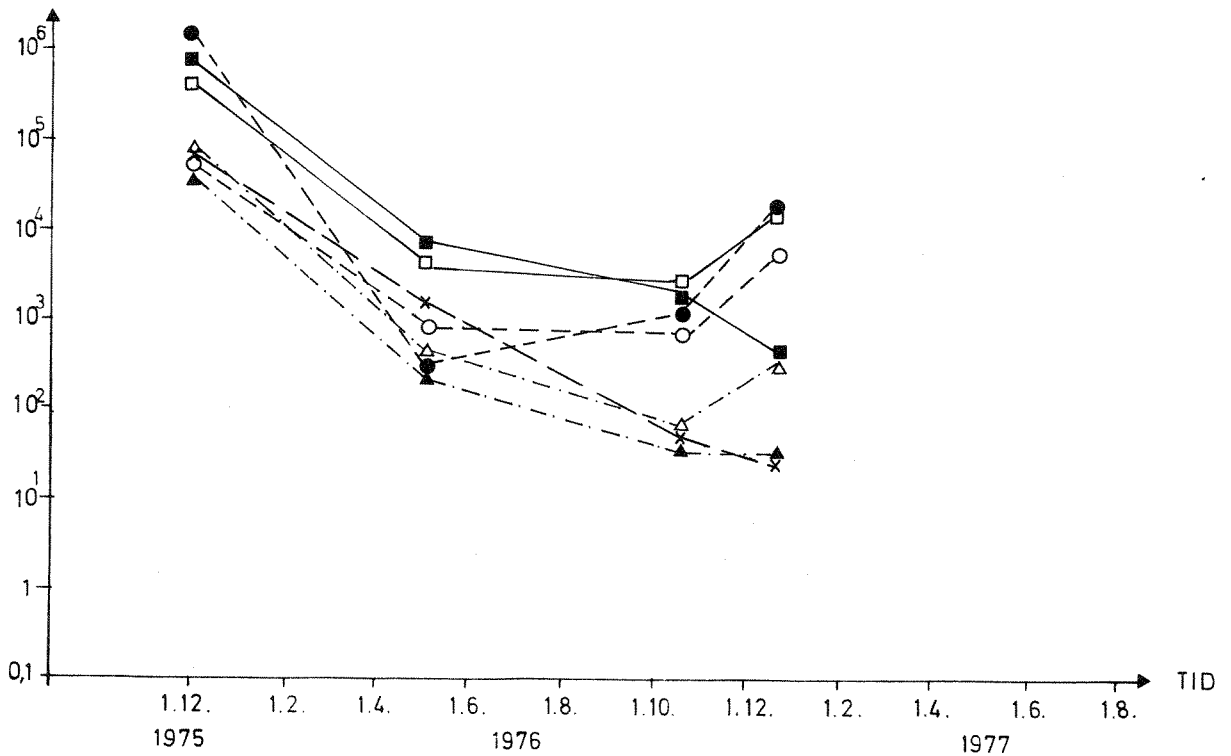
Etter fem måneders lagring var det ikke lenger mulig å påvise *Salmonella* i noen av slamtypene. Dette var forventet ut fra det lave utgangsnivået.

Antall
pr. gram

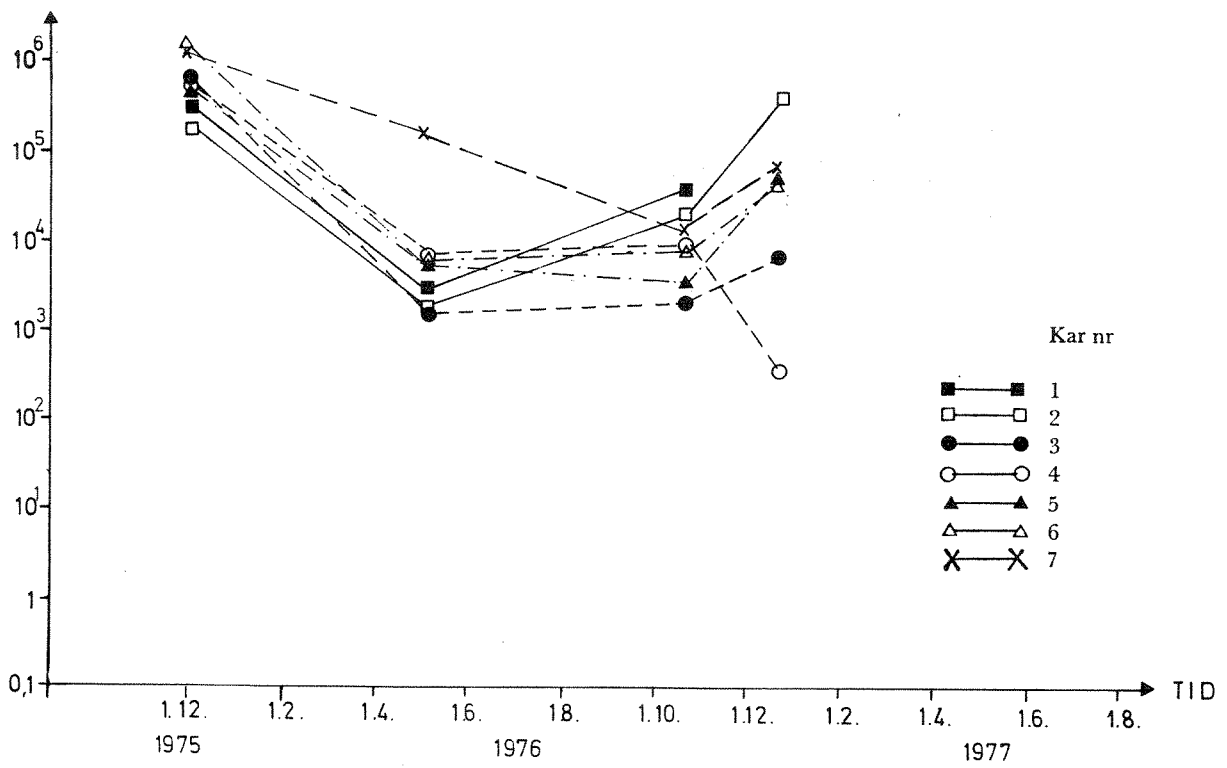


Figur 29. Termostabile koliforme bakterier i deponert slam. Resultater fra "presumptiv test", (McConkey-buljong, 44°C, 48 timer).

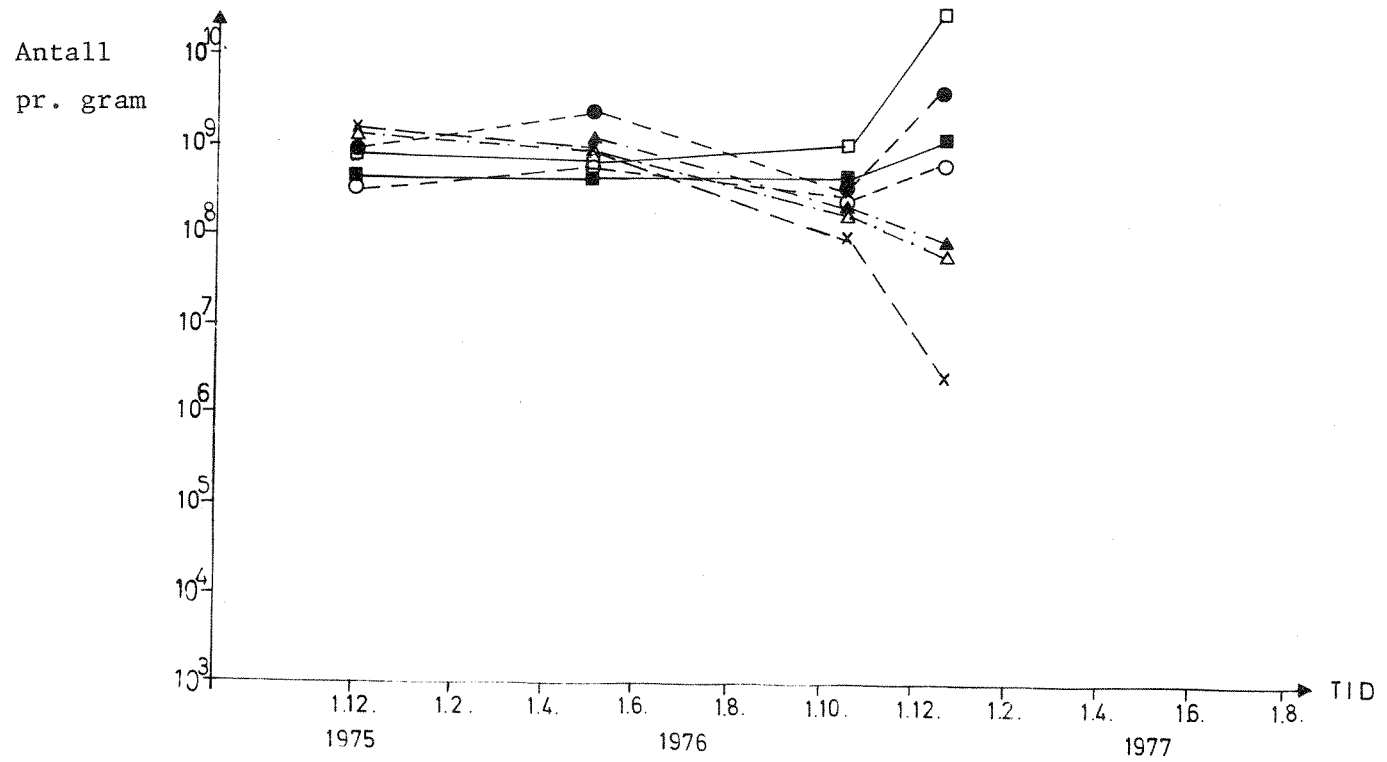
Antall
pr. gram



Figur 30. Koliforme bakterier i deponert slam.



Figur 31. Sulfittreduserende klostridier i deponert slam,



Figur 32. Kimtall i deponert slam.

Tabell 12. Forekomst av Salmonella-bakterier i deponert slam.
Undersøkt mengde: 25 gram.

Slam- kar nr.	Dato prøve- uttak Slam- type	1975	1976		
		27. nov.	3. mai	18. okt.	20. des.
1	Al-felt råslam	+ 2)	- 1)	-	-
2	Fe-felt råslam	+ 3)	-	-	-
3	Al-felt slam aerobt stab.	+ 4)	-	-	-
4	Fe-felt slam, anaerobt stab.	-	-	-	-
5	-"-	-	-	-	-
6	-"-	-	-	-	-
7	-"-	-	-	-	-

1) - = ikke påvist, + = påvist.

2) Salmonella Java, Salmonella' Saint-Paul
Kvantitativ undersøkelse: 2 Salm. pr. 100 gram.

3) Salmonella Berta

4) Salm. Java, Salm. Saint-Paul, Salm. Montevideo
Kvantitativ undersøkelse: 3 salm. pr. 100 gram.

4.8 Bakteriologiske forhold i sigevann

Metoder er beskrevet i appendix B.

Resultater og diskusjon

Resultatene er tegnet inn som kurver på figur 33 til 36. Resultatene for TKB med verifisering er ført opp i tabell 13 og resultatene fra *Salmonella*-undersøkelsene finnes i tabell 14.

Første prøveserie, 27.11.75, ble lagret ett døgn for utsæd. Resultatene fra denne serien er markert lavere enn ved neste prøveserie (15.12.), noe

som antakelig skyldes lagringen. Resultatene er derfor ikke tatt med i tabell 13.

Termostabile koliforme bakterier (TKB)

I sigevann fra Al-felt råslam og Al-felt aerobt stab. slam er det ikke påvist TKB. (Figur33) (Tabell 13).

Sigevann fra Fe-felt råslam inneholdt ca. 1000 TKB pr. 100 ml og mengden sank til deteksjonsgrensen (2 pr. 100 ml) 6.4.76. Senere ble TKB ikke påvist.

Mengden av TKB i sigevann fra Fe-felt anaerobt stab. slam lå mellom 500 og 4300 pr. 100 ml ved forsøksstart. Dette sank til deteksjonsgrensen 21.6. hvorefter TKB ikke ble påvist.

Årsaken til at begge de Al-felte slamtypene ikke på noe tidspunkt inneholdt TKB er ikke undersøkt. Undersøkelsen av slammet viser imidlertid at TKB er tilstede og at de bare ikke følger med sigevannsstrømmen.

Koliforme bakterier (KB)

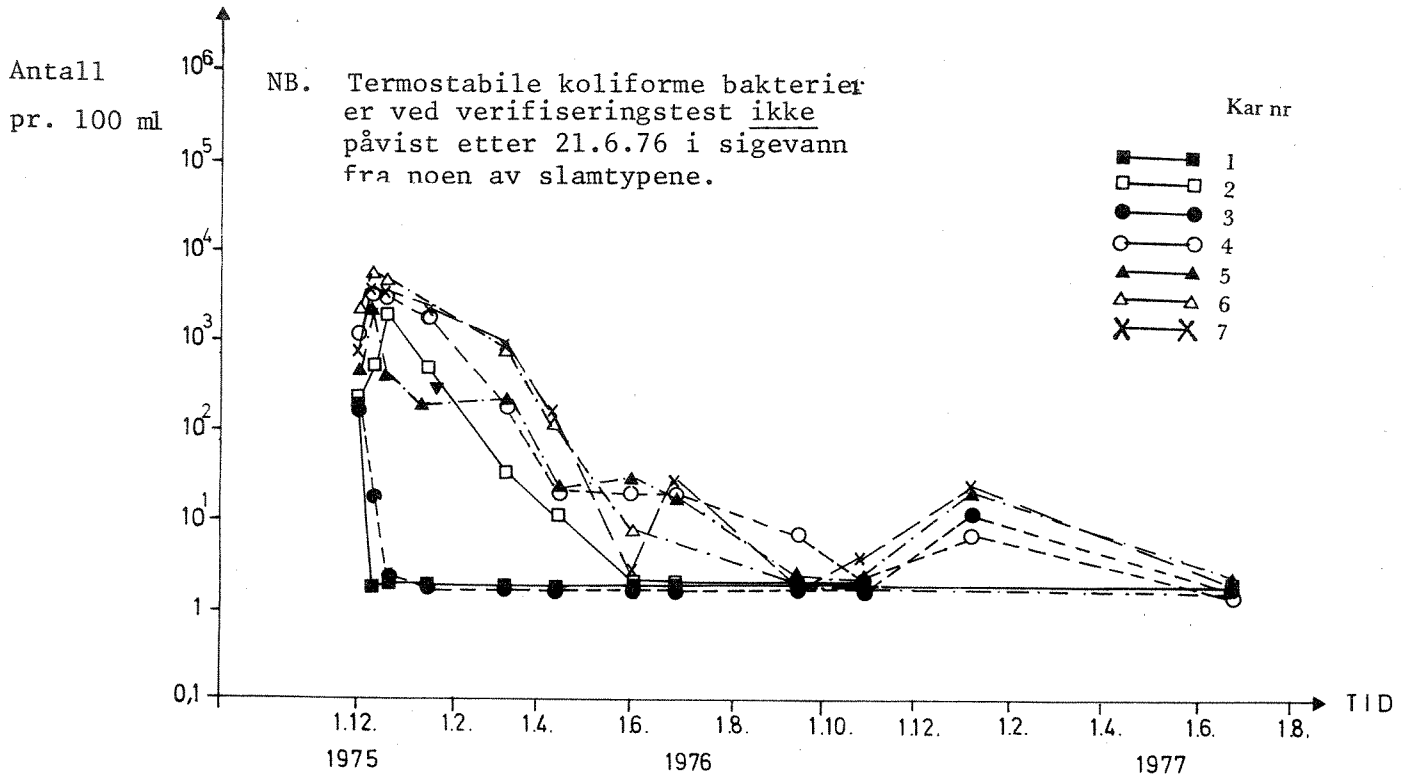
Fra et utgangsnivå på $10^4 - 10^5$ pr. 100 ml (figur34) sank mengden KB i alle sigevannstyper til et lavmål på 2-100 pr. 100 ml etter 6-8 måneder. Deretter var det en øking i antallet fra alle prøvekarene.

Al-felt slam har de første 8 måneder hele tiden markert lavere verdier for KB i sigevann enn de andre slamtypene. Dette antas å henge sammen med det fellingskjemikaliet som er brukt.

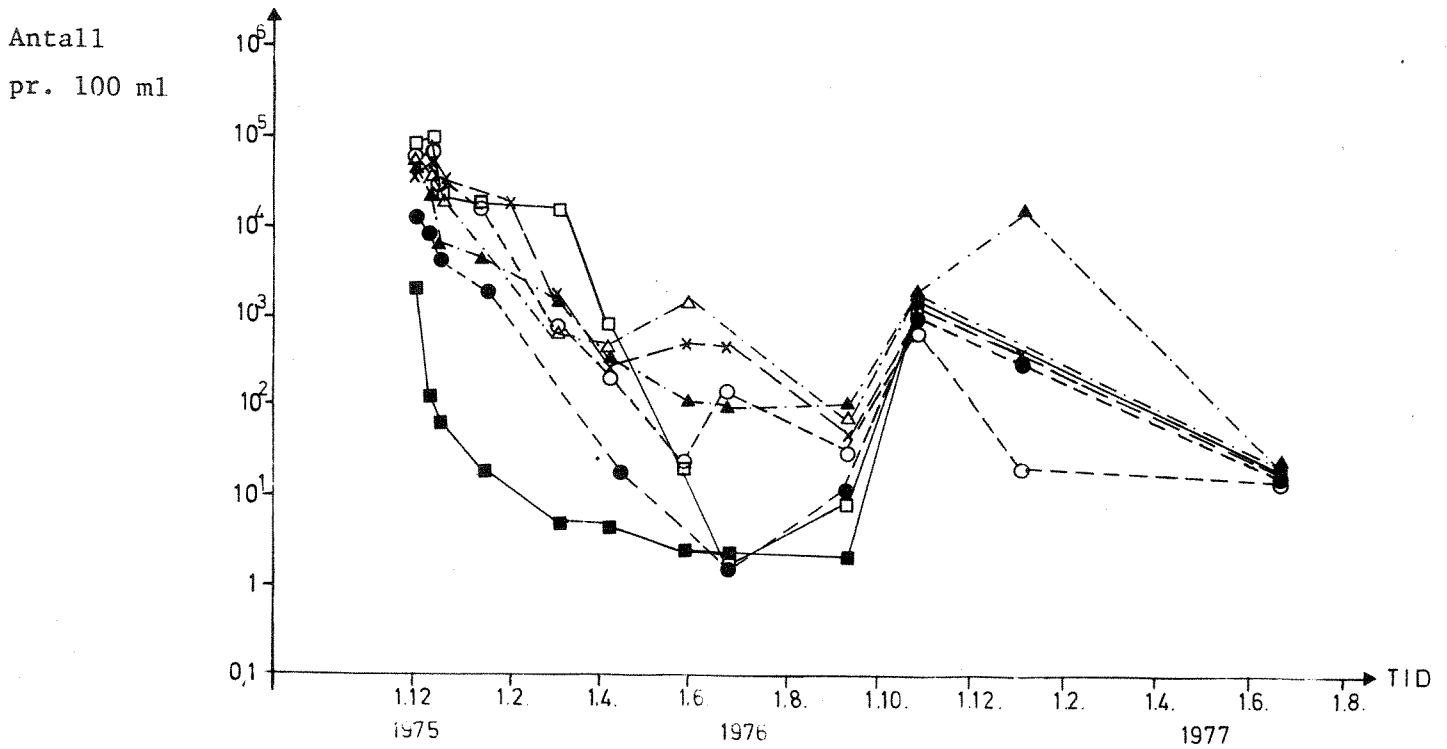
Økingen i KB etter 8 måneders lagring skyldes sannsynligvis falske positive reaksjoner og må ikke tas for å være en reell oppformering av KB i slammet og sigevannet. Metodestudier bør foretas.

Sulfittreducerende klostridier (SK)

Utgangsnivået viser en tydelig spredning (figur 35) idet det Fe-felte anaerobt stabiliserte slammet hadde ca. 10^6 SK pr. 100 ml sigevann, det Fe-felte råslammet hadde ca. 10^4 SK pr. 100 ml mens de to Al-felte slamtypene hadde ca. 10^3 SK pr. 100 ml.

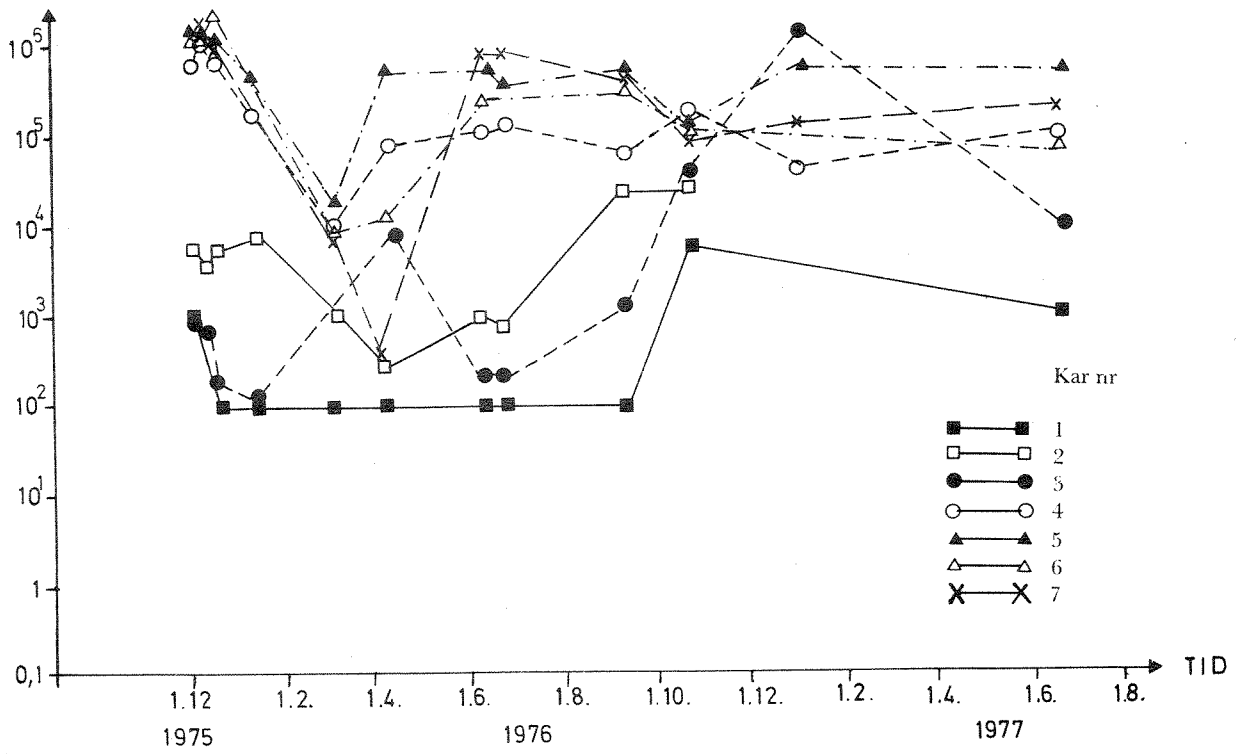


Figur 33. Termotabile koliforme bakterier i sigevann fra deponert slam. Resultater fra presumtiv prøve (McConkybuljong, 44°C, 48 timer.)



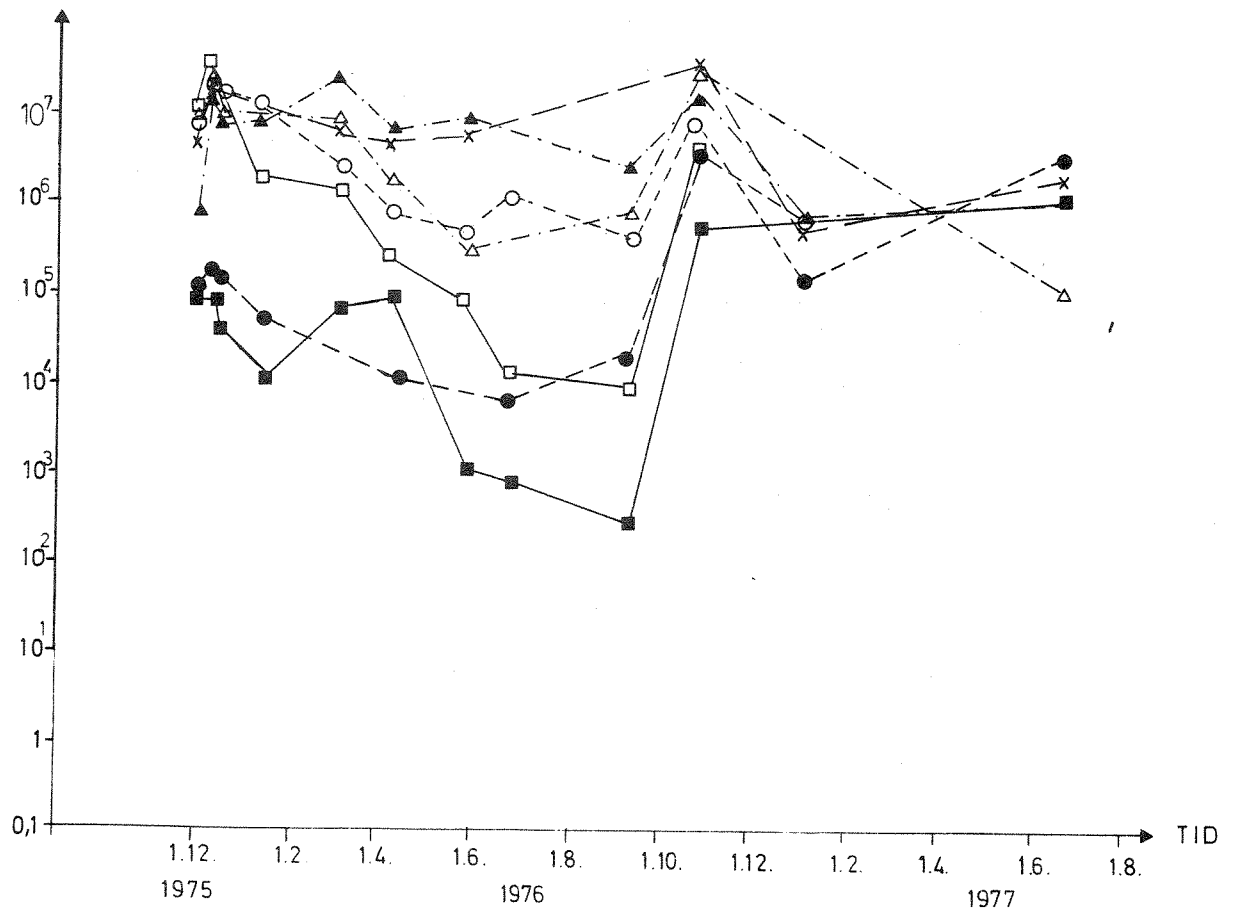
Figur 34. Koliforme bakterier i sigevann fra deponert slam.

Antall
pr. 100 ml



Figur 35. Sulfittreduserende klostridier i sigevann fra deponert slam.

Antall
pr. 100 ml



Figur 36. Kimtall i sigevann fra deponert slam

Tabell 13. Forekomst av termotabile koliforme bakterier i sigevann fra deponert slam.

Slam- kar nr.	Dato prøve- uttak	1975						1977	
		15. des.	3. mars	6. el.9.apr.	26. mai	21. juni	8. sept.	20. juni	
Slam- type		Pres. Verif.	Pres. Verif.	Pres. Verif.	Pres. Verif.	Pres. Verif.	Pres. Verif.	Pres. Verif.	
1	Al-felt råslam	- 5)	-	-	-	-	-	-	
2	Fe-felt råslam	1090 ³⁾ i.u. ⁴⁾	33 i.u.	11	2	-	-	-	
3	Al-felt slam, aerobt stab.	-	i.u., i.u.	-	-	i.u., i.u.	-	-	
4	Fe-felt slam anaerobt stab.	3300 i.u.	240 i.u.	23	2	23	2	8	
5	"-"	490 i.u.	240 i.u.	23	13	33	8	2	
6	"-"	4300 i.u.	918 i.u.	130	79	8	8	i.u.	
7	"-"	3300 i.u.	918 i.u.	172	70	2	2	33	

1) "Presumptivt", direkte utsæd på McConkey buljong (44 °C i 48 timer).
 2) "Verifisert", sekundærutsæd på brilliantgrønt-buljong (44 °C i 48 timer).
 3) Antall pr. 100 ml.
 4) i.u. = ikke undersøkt.
 5) - = <2 pr. gram.

SK mengdene i de stabiliserte slamtypene sank 1-2 tierpotenser (90-99%) i løpet av de første 3 mnd. for deretter å stige og holde seg på nivåer omkring $10^5 - 10^6$ SK pr. 100 ml.

I sigevannet fra AL-felt råslam lå SK mengene under deteksjonsgrensen på 10^2 pr. 100 ml de første 11 måneder og sigevannet fra Al-felt aerobt stab. slam inneholdt bare litt høyere SK. Etter 11 mnd. lagring steg SK mengdene fra disse slamtypene opp til bortimot det samme som for de Fe-felte slamtypene.

Mengdene av SK registrert ved forsøksstart og desimeringen de første månedene må antas å være innhold og desimering av SK fra avføring. Den videre utviklingen i sigevannet med økte mengder og høye nivåer antas å skyldes SK med annet opphav, sannsynligvis bakterier som normalt deltar i slammet nedbrytningsprosesser. Som antydnet under pkt. 4.7 bør metoden endres ved senere forsøk.

Kimtall

Mengdene av kim i sigevannet ved forsøksstart varierte mellom $10^5 - 10^7$ kim pr. ml (figur 36).

Det Al-felte slammet viste lavest mengder ved start og dette nivået holdt seg de første 11 måneder. Deretter steg kimtallet til $10^6 - 10^7$ pr. ml for dette sigevannet.

Fe-felt råslam avga et sigevann som de første 11 måneder viste et minkende innhold av kim hvoretter mengden kim økte til $10^6 - 10^7$ pr. ml.

Anaerobt stabilisert slam hadde stabile kimtallsmengder på $10^6 - 10^7$ pr. ml gjennom hele forsøksperioden.

Salmonella

Det ble påvist *Salmonella* i sigevann fra anaerobt stabilisert slam ved start og etter 2 ukers lagring. (Tabell 14). Fra de andre slamtypene ble det ikke påvist *Salmonella* ved noen undersøkelser.

Tabell 14. Forekomst av Salmonella-bakterier i sigevann fra deponert slam. Undersøkt mengde: 100 ml.

Slam- kar nr.	Dato prøve- uttak	1975		1976		1977	
		Slam- type	27.nov. 10.des. 15.des.	13.jan. 3. mars 6. apr. 26.mai 21.jun 8.sept 26.okt	13.jan. 3. mars 6. apr. 26.mai 21.jun 8.sept 26.okt	3. jan. 20.jun	
1	Al-felt råslam	- ¹⁾	-	-	-	-	-
2	Fe-felt råslam	-	-	-	-	-	-
3	Al-felt slam aerobt stab.	-	-	-	i.u.	i.u.	i.u.
4	Fe-felt slam, anaerobt stab.	-	-	-	-	-	-
5	"	-	-	-	-	-	-
6	"	+ ³⁾	+ ⁴⁾	-	-	-	-
7	"	+ ⁵⁾	-	-	-	i.u.	i.u.

1) - = ikke påvist. + = påvist.

2) i.u. = ikke undersøkt.

3) Salmonella Java

4) Typebestemmelse ikke foretatt.

5) Salmonella typhimurium.

5. LITTERATURLISTE

1. Eikum, A.S. og Paulsrud, B.: Stabilisering av kommunalt slam. PRA Brukerrapport nr. 10, NIVA 1976.
2. Persson, B.L. og Rylander, H.: Recirkulation av lakvatten vid avfallsdeponering. Institutionen för teknisk vattenresurslära. Lunds Tekniska Högskola, 1977.
3. Knap, A.H. og Skoglund, L.: Systemanalyse for kommunal avfallshåndtering. Forprosjekt. Prosjekt nr. 1.2.14, Utvalg for fast avfall, NTNf, 1975.
4. Lygren, E.: Avløpsvannets mengde og sammensetning. Delrapport. PRA 1.1., NIVA 0,73/76, 1978.

A P P E N D I X A

ANALYSERESULTATER FOR SLAM VED UTLEGGING I NOVEMBER 1975 OG VED AVSLUTNING AV FORSØKENE I NOVEMBER 1977.

	Fosfor		Nitrogen		Kalsium		Kalium		Aluminium		Jern		Sink		Bly		Kadmium		Kvikksølv	
	mg P/g TS	1975	mg N/g TS	1975	mg Ca/g TS	1975	mg K/g TS	1975	mg Al/g TS	1975	mg Fe/g TS	1975	mg Zn/g TS	1975	mg Pb/g TS	1975	µg Cd/g TS	1975	µg Hg/g TS	1975
Al-felt	24	18 ^{x)}	28	18	10	7,5	2,1	1,4	34	34	19	34	1,2	0,90	0,37	4,6	10	8,8	8,9	
Råslam		30 ^{xx)}		27		5,9		1,2	42	25	25	25	1,0		0,27	4,4		8,3		
Al-felt slam, aerobt stab.	26	30	40	29	6,2	7,2	2,1	1,5	41	36	35	36	1,5	1,2	0,39	4,6	7,1	14	12	
Fe-felt råslam	21	17	36	19	10	9,6	1,9	1,7	4,0	60	60	80	2,0	1,2	0,92	20	19	104	43	
Fe-felt slam, anaerobt stab.	31	4,0	48	3,8	21	5,3	3,0	1,1	16	119	32	32	2,8	0,40	0,45	51	9	12	1,3	
"-	25	32	32	20	16	12	2,2	1,2	13	85	85	85	2,0	1,8	0,35	35	38	8,9	6,6	
"-		10		12		7,2		1,4	12	58	58	58	1,1		0,19	22		6,9		
"-	22	25	28	24	14	10	2,0	1,4	11	78	90	90	1,7	1,9	0,32	28	36	8,2	7,6	
"-		10		5,6		10		1,3	13	34	34	34	0,6		0,11	8		2,6		
"-	26	29	30	28	15	11	2,3	1,5	12	81	90	90	2,0	1,9	0,33	33	35	9,3	6,8	
"-		19		21		11		1,4	13	88	88	88	1,8		0,32	35		8,0		

x) 0-30 cm's dyp, xx) ca. 100 cm's dyp.

APPENDIX B

APPENDIX B

METODER VED BAKTERIOLOGISK UNDERSØKELSE

Bakteriologiske forhold i slam

Prøvetaking

Ved første prøvetaking ble det tatt fem prøver fra ulike steder i slamkarene. Ved de øvrige uttak (3.5.76, 18.10.76 og 20.12.76) ble det tatt en eller flere prøver for blanding fra ca. 0,5 - 0,7 m dybde.

Oppbevaring av prøvemateriale

Alle prøver ble lagret i plastposer i kjølerom ved ca. + 4°C før utsæd.

Blandeprøver

Når det ble levert flere prøver fra hvert slamkar, ble ca. 50 gram tatt fra hver prøve og blandet grundig i glasskrukker.

Paralleller

Ved første utsæd ble det tatt to paralleller av alle undersøkelser. Resultatene er oppgitt som aritmetrisk snitt fra de to parallellene. For øvrig ble det utført enkeltundersøkelser.

Fortynning

Tifolds fortynninger ble laget ved bruk av fysikalsk koksaltoppløsning, 0,9% NaCl i destillert vann.

Bakteriemedier

Der dette finnes er mediene laget ut fra dehydrert grunnsstans. For øvrig er mediene laget ut fra de enkelte bestanddeler.

Termostabile koliforme bakterier (TKB)

Utsæd på McConkey's buljong (Oxoid) av fem paralleller i tre påfølgende tifolds fortynninger ("MPN metode", "sannsynlighetsmetode"). Inkubasjon direkte på 44°C på vannbad i 48 timer. Syre- og gassproduksjon ble registrert som positiv reaksjon og mest sannsynlig antall ble funnet ut fra McCrady's tabell. Dette er i denne sammenhengen kalt "presumptiv test". Ved undersøkelse 3.5.76 og senere ble alle positive rør fra "presumptiv test" forsøkt verifisert ved sekundær utsæd på brilliantgrøntlaktosegallesalt-buljong (Oxoid)

som ble inkubert ved 44°C i 48 timer. Gassproduksjon ble registrert som positiv reaksjon.

Koliforme bakterier (KB)

Utsæd på McConkey's buljong som omtalt for TKB. Inkubasjon ved 37°C i 48 timer. Avlesing som for TKB. Konfirmativ prøve er ikke foretatt.

Sulfittreduserende klostridier (SK)

Utsæd på jernsulfittagar (Oxoid) av 1 ml eller 0,1 ml av ulike fortynninger i høyagarrør. Etter størkning ble det helt på en "propp" av agarmedium for å sikre anaerobe forhold. Inkubasjon ved 37°C i 48 timer og telling av svarte, nøsteformede kolonier > 1mm.

Kimtall

Innstøping av 1 ml og 0,1 ml av passe fortynninger i kimtallsagar (Sandvik 1967). Inkubasjon ved 30°C i 72 timer.

Salmonella

Semikvantitativ undersøkelse

Oppformering fra 25 gram slam i ca. 250 ml kaliumtetrathionatbuljong ved 41,5°C. Utsæd på brilliantgrøntlaktose-sakkarose-fenolrødt-agar (BLSF) etter 24, 48 og 72 timer ved inkubasjon ved 37°C i 24 timer. Typiske kolonier utsådd på triple-surgar-ironmedium (TSI) og ureamedium. Stammer med typisk reaksjon oversendt Statens instiutt for folkehelse for serologisk typebestemming.

Kvantitativ undersøkelse

Foretatt etter "MPN-metoden" (sannsynlighetsmetode) ved utsæd av tre paralleller i tre påfølgende tifolds fortynninger. Oppformering og isolering av *Salmonella* forøvrig som beskrevet ovenfor. Beregning av mest sannsynlig antall etter McCrady's tabell.

Bakteriologiske forhold i sigevann

Prøvetaking

Prøver ble tatt på sterile flasker direkte fra dreneringsrørene fra bunnen av slamkarene.

Ved første prøvetaking ble det tatt dobbeltprøve, senere bare enkeltprøver.

Oppbevaring

Prøvene ble oppbevart på kjølerom inntil utsæd. Første undersøkelse ble foretatt 28.11.75 etter prøveuttak dagen før. Forøvrig ble prøvene undersøkt samme dag som uttak.

Fortynning

Som beskrevet under slam.

Bakteriemedier

Som beskrevet under slam.

Termostabile koliforme bakterier (TKB)

Som beskrevet under slam.

Verifisering av positive rør ble foretatt fra og med 6.april 1976.

Koliforme bakterier (KB), sulfittreducerende klostridier (SK) og kimtall

Som beskrevet under slam.

Salmonella, semikvantitativ undersøkelse

Oppformering fra 100 ml sigevann tilsatt samme volum kaliumtetrathionatbuljong i dobbel styrke. Forøvrig som beskrevet

LYG/ARI

10.10.78