

Rensing av sigevann fra søppelfyllplasser

Av Ole Jakob Johansen

Ole Jakob Johansen er ansatt som forsker ved Norsk institutt for vannforskning (NIVA). Han er siv.ing. (1968) og dr.ing. (1972) fra Norges tekniske høgskole, og Ph. D. fra University of Washington, Water and Air Resources Division (1975).

*Foredrag holdt på møte i
Norsk Forening for Vassdragspleie
og Vannhygiene 31. januar 1977.*

Når nedbør, grunnvann eller overflatevann kommer i kontakt med søppel som er deponert på fyllinger, vil det dannes et sterkt forurenset sigevann. Det skjer dels en utvasking av væsker og mindre partikler i søppelet og dels transport av de produkter som dannes ved nedbrytningen av søppelet. Mengde og sammensetning av sigevannet er derfor sterkt avhengig av vannmengdene som kommer i kontakt med søppelet, og de nedbrytningsprosesser som foregår inne i fyllingen (1).

Den eneste måte å hindre produksjon av sigevann er å unngå at vann kommer i kontakt med søppelet. Med de nedbørmengder vi har i Norge, vil i praksis alltid tilstrekkelig vann trenge inn i fyllingene til at sigevann produseres. I mange tilfeller vil sigevannet forårsake alvorlige forurensninger enten av overflatevann eller grunnvann.

Under planleggingsarbeidet er det ofte tatt lite hensyn til de potensielle forurensningsproblemene deponering av søppel medfører. Målet har ofte vært å lokalisere fyllplasser langt

fra bebyggelse, og har ofte ført til anleggelse på steder som fra et hydro-geologisk synspunkt er svært uheldig. Således er det ikke uvanlig at fyllplasser blir anlagt på myrområder. Fordi man trodde at fyllplassene hadde en såkalt «isolert beliggenhet», har man unnlatt å utføre forebyggende arbeid for å hindre vannforurensninger. Sigevann er derfor blitt produsert i store mengder, og vannforurensningene har ofte vært store. Man har også kommet i den situasjon at det nærmest er blitt umulig å få samlet sigevann slik at dette kunne renses. Den delen av sigevannet som en har maktet å få samlet, er også så fortynnet at separat rensing på stedet er svært vanskelig og vil gi lave renseseffekter.

En viktig oppgave når en planlegger fyllplasser, er derfor å forsøke å lokalisere fyllplassene slik at sigevannsproduksjonen blir minst mulig og hindre at sigevannet forårsaker alvorlige forurensninger. Fyllplassene bør være bygget slik at man har mulighet til å få samlet alt sigevannet, og, om nødvendig, foreta en rensing av dette. Den beste måte å rense sigevannet på er å lede det til et kommunalt renseanlegg, og rense det

sammen med det kommunale avløpsvann. I mange tilfeller vil imidlertid overføring av sigevannet til det kommunale avløpsnett bli så kostbart at det blir aktuelt å foreta en separat rensing ved fyllplassene.

Sammensetning og karakterisering av sigevann.

Sammensetning og konsentrasjoner i sigevannet er avgjørende for valg

av rensemetode. I tabell I er gjengitt sammensetningen av sigevann fra kommunale fyllplasser. Som det fremgår av tabellen, varierer sammensetningen innen vide grenser. For sigevannet fra Cedar Hills (USA) er således innholdet av organisk stoff, målt som kjemisk oksygenforbrukende stoff, mer enn 100 ganger større enn i vanlig kommunalt avløpsvann.

Tabell 1. *Sammensetning av sigevann og kommunalt avløpsvann.*

Parametre	Sigevann fra				Vanlig komm. avløpsvann
	Grønmo	Yggeseth	Taranrød	Cedar Hills	
KOF mg O/1	476	9425	3456	38800	300
BOF total mg O/1	320	5250	2300	24500	150
Total N mg N/1	182	250	156	630	25
Total P mg P/1	0.6	7.7	1.6	11.25	5
Susp. stoff mg/l	140	466	1079	310	150
pH	6.8	5.9	6.2	5.4	7
Fe mg Fe/1	67.6	234	68.9	810	1
Zn mg Zn/1	0.055	0.65	2.65	155.0	0.2
Cu mg Cu/1	0.085	0.022	0.021	1.30	0.1
Pb mg Pb/1	0.004	0.01	0.015	1.4	

Med unntak av Taranrød søppelfyllplass hvor det deponeres oppmålt avfall, drives de andre fyllplasser i tabell 1 som vanlig kontrollerte fyllinger. Felles for sigevannene, gjengitt i tabell 1, er at de har et høyt innhold av organisk stoff, total nitro-

gen og jern. Sigevannet fra Cedar Hills viser også en meget høy konsentrasjon av sink. Sammenlignet med de andre forurensningsparametre er innholdet av tungmetaller forholdsvis lavt.

Tabell 2 viser innholdet av organiske syrer i de samme sigevann som er gjengitt i tabell 1. I sigevannet fra Grønmo ble det bare påvist lave konsentrasjoner av organiske syrer mens konsentrasjonene i sigevannene fra fyllplassene Yggeseth

og Cedar Hills var meget høye. Da organiske syrer er lett biologisk nedbrytbar, vil et høyt innhold av organiske syrer indikere at sigevannet vil la seg rense biologisk med god fjerning av organisk stoff. Derimot vil kjemisk felling av slike sigevann

Tabell 2. Identifisering av organisk stoff i sigevannsprøver tatt under tørrværsperioder.

Parameter	Søppelfyllplass							
	Grønmo		Yggeseth		Taranrød		Cedar Hills	
	mg/l	mg C/l	mg/l	mg C/l	mg/l	mg C/l	mg/l	mg C/l
Total organisk karbon	100		1700		300			
Total karbohydrater	24	10	54	22	113	46		
Total protein			144	75				
Eddiksyre	<10		420	168	421	169	2750	1100
Propansyre	<10		231	111	282	136	4375	2100
Smørsyre	<10		681	368	318	172	5875	3173
Iso smørsyre	<10		78	42	32	17		
Valeriansyre	<10		219	129	87	51	550	324
Iso valeriansyre	<10		241	142	19	11		
Kaprionsyre							600	372
Identifisert organisk stoff				1057		658		7069

gi en ubetydelig fjerning av organisk stoff, fordi organiske syrer og annet oppløst stoff bare i ubetydelig utstrekning lar seg felle.

Aktivkull behandling av sigevann med høyt innhold av organiske syrer vil også gi lave renses effekter med hensyn på organisk stoff.

Ved å foreta respirasjonstester, f.eks. ved hjelp av manometrisk BOF apparatur, vil en også få en god indikasjon på hvor lett sigevannet lar seg rense biologisk. Forholdet mellom BOF-verdien som skyldes oksydasjon av organisk stoff, og sigevannets innhold av kjemisk oksygenforbrukende stoff eller total organisk karbon vil da være et uttrykk for den biologiske nedbrytbarhet av det organiske stoffet i sigevannet. Ved BOF-testene av sigevann må en være klar over at sigevann normalt har et høyt innhold av nitrogenforbindel-

ser, vesentlig som ammonium. Når ammonium oksyderes til nitrat, vil dette kunne gi et betydelig bidrag til verdiene for biokjemisk oksygenforbruk. Dette bidraget må derfor trekkes fra totalverdien av BOF for å finne bidraget som skyldes oksydasjonen av det organiske stoff. Normalt betyr dette ikke noe problem fordi oksydasjonen av ammonium til nitrat vanligvis starter etter 6—8 dager hvor en da får et brekk på kurven. Oksydasjonen av ammonium kan også hindres ved å tilsette alylthiorea til prøvene. Ved analysene for kjemisk oksygenforbruk oksyderes ikke ammonium til nitrat. Den alt overveiende del av oksygenforbruket ved denne analyse skyldes oksydasjon av det organiske stoff i prøven.

For å belyse fremgangsmåten ved den skisserte undersøkelse av sige-

vannets biologiske nedbrytbarhet vil vi beskrive forsøkene som ble utført med sigevann fra Grønmo og Yggeseth. BOF-kurvene fra sigevannet fra de to fyllplasser er vist i fig. 1. Som det fremgår av kurvene, har disse en vesentlig forskjellig form. For sigevannet fra Grønmo stiger BOF-kurven forholdsvis sterkt og begynner å flate ut etter 7—8 døgn. Denne første del av BOF-kurven skyldes oksydasjon av organisk stoff. Forlenges denne kurve asymmetrisk, finnes en verdi på ca. 95 mg O₂/l. Dette er altså oksygenforbruket som medgår til den biokjemiske oksydasjon av det organiske stoff.

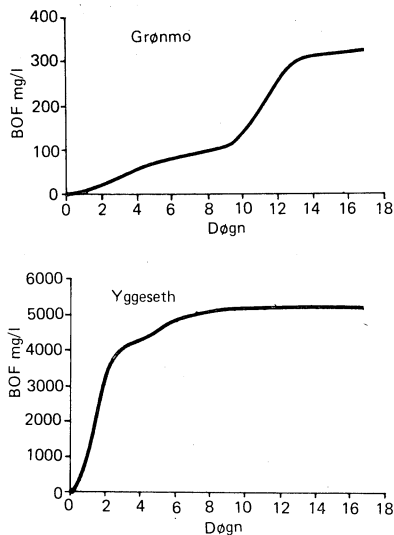


Fig. 1. *Biokjemisk oksygenforbruk som funksjon av inkubasjonstid.*

Innholdet av det kjemisk oksygenforbrukende stoff i det samme sigevann var 470 mg O₂/l (se tabell 1). Forholdet mellom verdiene for bio-

kjemisk oksygenforbrukende stoff som skyldes oksydasjon av det organiske stoff, og kjemisk oksygenforbruk blir derfor 0,20. Gjøres tilsvarende for sigevannet fra Yggeseth, fås en verdi på 0,50. Det tilsvarende forhold for kommunalt avløpsvann er ca. 0,55. Eksemplene ved disse to sigevann skulle indikere at sigevannet fra Grønmo er biologisk tungt nedbrytbart, og at biologisk rensing trolig vil gi lave renseeffekter med hensyn på fjerning av organisk stoff. For sigevannet fra Yggeseth viser resultatene ovenfor at dette er lett biologisk nedbrytbart, og at en ved eventuell biologisk rensing kan forvente høye renseeffekter.

En annen enkel metode som kan benyttes for å undersøke nedbrytbarheten av organiske stoff i sigevann, er å analysere prøvene i BOF-flaskene med hensyn på kjemisk oksygenforbruk ved BOF-testens start og etter en inkubasjonstid på f.eks. 20 døgn. Tas fortynningen i betraktning, vil man få en indikasjon på de renseeffekter som kan forventes ved aërob biologisk rensing.

Biologisk rensing av sigevann.

Normalt inneholder sigevann fra søppelfyllplasser høye konsentrasjoner av oppløst organisk stoff, reduserte nitrogenforbindelser og jernforbindelser. Den mest aktuelle rensemetode skulle derfor være biologisk rensing for å fjerne organisk stoff og få oksydert de reduserte nitrogenforbindelser slik at en effektiv fjerning av biokjemisk oksygenforbrukende stoff kan finne sted. Fjerning av jernforbindelser kan også i en viss utstrekning skje ved bio-

logisk rensing ved at det da foregår en oksydasjon av det løste to-verdige jern til utfelt tre-verdige jern. Fjerning av jern skjer imidlertid mest effektivt ved kjemisk felling. I denne forbindelse må det nevnes at *kjemisk felling fjerner svært lite av det organiske stoff i sigevann (ca. 10 %)*, og at denne prosess har liten eller ingen virkning på oksydasjon eller fjerning av nitrogenforbindelser. Kjemisk felling har derfor en mer estetisk enn renseteknisk verdi sammenlignet med biologisk rensing.

I visse tilfeller kan det også være aktuelt å fjerne nitrogenforbindelser ved hjelp av nitrifikasjon-denitrifikasjonsprosesser. Denne biologiske renseprosess er forholdsvis komplisert å drive.

I det følgende vil biologisk rensing av sigevann fra søppelfyllingsplassene Grønmo, Yggeseth og Cedar Hills, USA, bli omtalt. For sigevannet fra Grønmo ble rensemetodene aktivslam, rislefilter, biorotor og luftede laguner forsøkt. Både ubehandlet og kjemisk felt sigevann ble forsøkt renset. Det kjemisk felte sigevann ble tatt fra et eksisterende fellingsanlegg. I denne fellingsprosess benyttes det jernet som er i sigevannet som fellingsmiddel. Jernet, som foreligger som to-verdige, blir oksydert til tre-verdige ved luftinnblåsing og justering av pH opp til en verdi mellom pH 8 og 9. I denne fellingsprosess foregår en effektiv fjerning av jern til verdier normalt lavere enn 1 mg/l. Fjerning av organisk stoff i fellingsprosessen er lav, normalt omkring 10%. Ingen eller minimal oksydasjon av ammoniumforbindelser finner sted.

For fyllplassene Yggeseth og Cedar Hills ble ubehandlet sigevann forsøkt renset med henholdsvis aktivt slam og anaerobiske filtre. Ved forsøkene ble det benyttet anlegg i stor laboratorie-målestokk. F.eks. størrelsen på aktivslam-anleggene varierte fra 20 til 30 liter.

Sigevann fra Grønmo.

Fig. 2 viser de resultater som ble oppnådd ved rensing av sigevann fra Grønmo søppelfyllplass. Resultatene viser meget lave renseeffekter med hensyn på fjerning av organisk stoff, uttrykt som kjemisk oksygenforbrukende stoff. Til tross for meget lave slambelastninger ble det ikke oppnådd bedre fjerning av kjemisk oksygenforbrukende stoff enn ca. 35%. Denne renseeffekt holder seg noenlunde konstant opp til en slambelastning på ca. 0,3 kg KOF/kg FSS og døgn. (FSS = flyktig suspendert stoff.) Resultatene viser også at det ble oppnådd samme resultater ved rensing av ubehandlet og kjemisk felt sigevann.

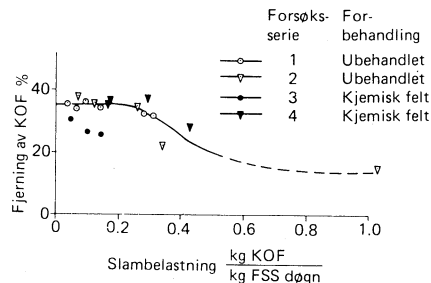


Fig. 2. Fjerning av kjemisk oksygenforbruk som funksjon av slambelastning. Sigevann fra Grønmo søppelfyllplass.

De lave renseseffekter som ble oppnådd med hensyn på organisk stoff ved rensing av sigevann fra Grønmo, viser at det organiske stoff er meget tungt nedbrytbart. Således viser ingen av forsøksseriene at man kunne underskride verdier på kjemisk oksygenforbruk på 250—300 mg O₂/l i det biologisk rensede sigevann. Disse resultater er i samsvar med de resultater som ble oppnådd ved de beskrevne respirasjonstester.

Renseseffektene med hensyn på biokjemisk oksygenforbrukende stoff (BOF) ble for rensing av sigevann fra Grønmo betraktelig bedre enn renseseffektene med hensyn på organisk stoff. Dette skyldes at nitrogenforbindelsene ved lave slambelastninger oksyderes til nitrat. Forsøkene viste at så lenge slambelastningene var lavere enn ca. 0,3 kg KOF/kg FSS-døgn, fant denne oksydasjonen sted.

Fig. 3 viser typiske BOF-kurver for innløp og utløp for to aktivslam-anlegg ved rensing av ubehandlet sigevann fra Grønmo. Fra fig. 3 fremgår det at det oppnås høye renseseffekter med hensyn på biokjemisk oksygenforbruk ved slambehandling på 0,03 og 0,25 kg KOF/kg FSS-døgn. Ved en inkubasjonstid på 22 døgn viser således kurvene at verdiene for biokjemisk oksygenforbruk ble redusert fra 510 mg O₂/l til 33 og 20 mg O₂/l for de to nevnte slambelastninger. Dette gir en høyere fjerning av biokjemisk oksygenforbrukende stoff enn 90 %. Ved de tradisjonelle 7 døgns BOF-verdier viser de samme kurver at BOF ble redusert fra ca. 100 til 30 og 18 mg/l for de to nevnte slambelastninger. Dette er ok-

sygenforbruk som går med til oksydasjon av det organiske stoff i sigevannet. Den store forskjell i BOF-fjerning ved inkubasjonstid 7 og 22 døgn, skyldes oksydasjon av nitrogenforbindelser til nitrat. Teoretisk krever en ammoniumkonsentrasjon på 1 mg N/l 4,6 mg O₂/l for fullstendig oksydasjon. Dette eksemplet skulle belyse viktigheten av å benytte lange inkubasjonstider når en vil bestemme hvor meget biokjemisk oksygenforbrukende stoff som fjernes ved biologisk rensing av tungt biologisk nedbrytbart sigevann.

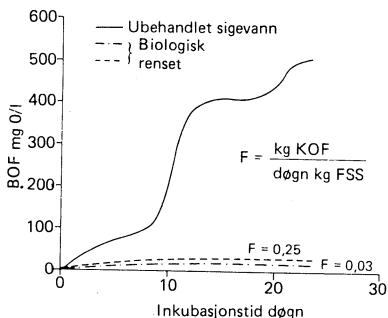


Fig. 3. BOF-kurver for ubehandlet og biologisk rensert sigevann fra Grønmo søppelfyllplass.

Ved rensing av sigevann fra Grønmo med biorotor (kontaktvalse) og rislefilter ble det oppnådd meget dårlige resultater. For biorotoren som hadde en belastning på 6,2 g KOF/m² døgn, ble det oppnådd en midlere fjerning av kjemisk oksygenforbrukende stoff på bare 18 prosent. For rislefilteret, som ble belastet 0,8 KOF/m³ døgn, var den tilsvarende renseseffekt 5 prosent. Ved verken biorotoren eller rislefilteret foregikk det noen oksyda-

sjon av nitrogenforbindelser. Renseeffekten med hensyn på biokjemisk oksygenforbruk ble derfor omtrent den samme som angitt for fjerningen av kjemisk oksygenforbrukende stoff. Det kan nevnes at vanlige belastninger ved rensing av kommunalt avløpsvann ligger i området 20—40 g KOF/m² døgn for biorotor og 1—2 kg KOF/m³ døgn for rislefilter.

Den store forskjell i renseseffekter ved bruk av biorotor/rislefilter og aktivslam skyldes trolig de forskjellige miljøer en vil få ved igangkjøring av anleggene. Ved et aktivslamanlegg er renseprosessen umiddelbart i gang ved at anlegget startes opp med aktivt slam fra et annet anlegg. Ved biorotor og rislefilter er en slik oppstartning ikke mulig. Sigevannet kan inneholde hemmende stoffer som virker slik at renseprosessen ikke kommer i gang. Rislefilteret hadde således ingen fastsittende vekst til tross for en driftsperiode som var lengre enn to måneder.

For sigevann som er lettere biologisk nedbrytbart en sigevann fra Grønmo, vil antakelig resultatene som oppnås ved biorotor og rislefilter bli betydelig bedre enn de resultater som er beskrevet foran.

Forsøk med rensing av ubehandlet sigevann fra Grønmo i luftede laguner ved ca. 12 °C ga nesten like så gode resultater som ved rensing med aktivslam. Ved en oppholdstid på 35 døgn ble det således oppnådd en fjerning av kjemisk og biokjemisk oksygenforbruk på henholdsvis 33 % og 90 %. Ti døgn oppholdstid ga imidlertid betydelig lavere renseseffekt, særlig med hensyn på biokjemisk oksygenforbruk.

I Norge hvor vi har et kaldt klima, vil temperaturene vinterstid i en lagune med tilstrekkelig lang oppholdstid bli meget lave. Dette gjør at de biologiske aktiviteter nedsettes betraktelig. Særlig har dette betydning for oksydasjon av nitrogenforbindelser. Dette betyr at for sigevann med høye nitrogenkonsentrasjoner vil renseseffektene vinterstid med hensyn på biokjemisk oksygenforbruk kunne bli lave.

Sigevann fra Yggeseth.

Ved rensing av ubehandlet sigevann fra Yggeseth søppelfyllplass ble det oppnådd meget gode resultater. Fig. 4 viser at ved tilstrekkelig lave belastninger ble det oppnådd renseseffekter med hensyn på kjemisk oksygenforbruk som var høyere enn 98 %. Ved en slambelastning på 0,09 kg KOF/kg FSS døgn ble således KOF-verdien i sigevannet redusert fra ca. 9 400 til gjennomsnittsverdier på ca. 150 mg O₂/l. Ved den høyeste slambelastning som ble benyttet, 0,28 kg KOF/kg FSS døgn, var renseseffekten falt til ca. 96 %. Resultatene viser altså at sigevannet fra Yggeseth er lett biologisk nedbrytbart, og at det oppnås gode resultater ved bruk av aktivslammetoden.

Sammenliknes sigevannene fra Grønmo og Yggeseth, finner en ut at sigevannet fra Yggeseth har et høyt innhold av organisk stoff sammenliknet med innholdet av nitrogenforbindelser. Bidraget til biokjemisk oksygenforbruk fra oksydasjon av nitrogenforbindelser er derfor mye mindre enn bidraget fra oksydasjon av organisk stoff. For rensing av

sigevann fra Yggeseth viste også resultatene at så lenge slambelastningen var lavere enn 0,3 kg KOF/kg FFS døgn, ble nitrogenforbindelsene oksydert til nitrat.

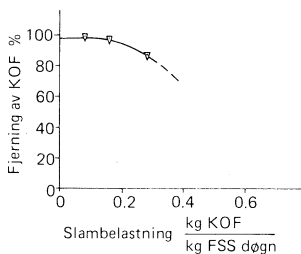


Fig. 4. Fjerning av kjemisk oksygenforbruk som funksjon av slambelastning. Sigevann fra Yggeseth søppelfyllplass.

Sigevann fra Cedar Hills.

For sigevann med ekstremt høye konsentrasjoner av organisk stoff vil aerobisk rensing, f.eks. ved aktivt slam, være lite attraktivt på grunn av de store slammengder som produseres. I slike tilfeller kan anaerobisk biologisk rensing komme på tale fordi slamproduksjonen fra disse prosesser er minimale sammenliknet med aerobe biologiske rensesprosesser. Det er imidlertid en stor ulempe ved anaerobe rensesprosesser, idet innløpsvannet må ha en temperatur som er høyere enn 20 °C. Dette betyr vanligvis at sigevannet må oppvarmes før det ledes inn på anlegget.

Anaerobiske filtre har vist seg å være egnet for rensing av sigevann med høyt innhold av løst organisk stoff. Prinsippet for et anaerobisk filter er vist i fig. 5. Sigevannet føres inn ved bunnen og stiger opp

mellom steinene som har en diameter på 3—5 cm. For å hindre at filteret «går surt», er det vanlig å benytte kalkstein. Det rensede vann og produsert gass ledes ut på toppen av filteret. Ved hjelp av en liten beholder skilles gassen og det rensede vann. Gassen som vanligvis består av ca. 75 vol % metan, kan ved store anlegg benyttes til oppvarming av det innkommende vann eller brukes til andre formål.

Fig. 6 viser de resultater som ble oppnådd ved rensing med anaerobiske filtre. Forsøksserie nr. 1 og nr. 2 gjelder for sigevann innhentet under en tørrværsperiode, henholdsvis en nedbørsperiode hvor sigevannets innhold av kjemisk oksygenforbrukende stoff var henholdsvis 38 800 og 9 100 mg 0/l. For om mulig å utnytte filterkapasiteten bedre, ble det ved to av forsøkene forsøkt å resirkulere rensed sigevann tilbake til filteret. Fig. 6 viser at det ikke ble oppnådd

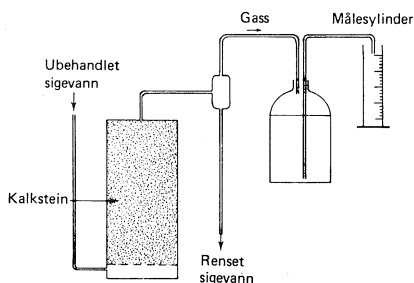


Fig. 5. Prinsippskisse for anaerobisk filter brukt for rensing av sigevann.

bedre renseseffekter, eller at filteret kunne belastes høyere ved å resirkulere deler av det rensede sigevann. Årsaken til dette er muligens at den såkalte stempelstrømning mistes ved resirkuleringen, og at det inngående vann blir fortynnet med rensset sigevann.

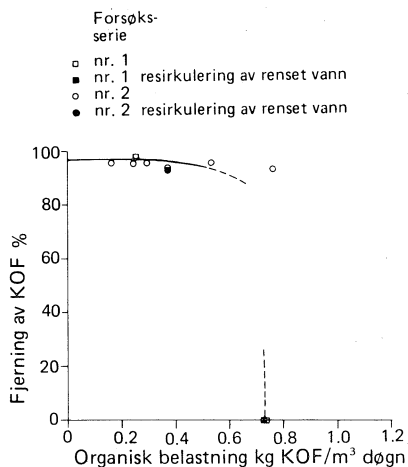


Fig. 6. Fjerning av kjemisk oksygenforbruk som funksjon av organisk belastning.

Fig. 6 viser at filterene i forsøksserie nr. 1 var overbelastet ved en organisk belastning på 0,73 kg KOF/m³ dogn. I forsøksserie nr. 2 ble det imidlertid oppnådd høye renseseffekter med hensyn på kjemisk oksygenforbruk ved organisk belastning 0,76 kg KOF/m³ dogn. Årsaken til dette er at filterenes innhold av aktive organismer øker med tiden, slik at belastningen, uttrykt som vektenhet organisk stoff pr. vektenhet aktive mikroorganismer og tidsenhet, synker med driftstiden. Dette ga seg og-

så utslag i suspendert og flyktig suspendert stoff i det rensede vann, idet dette økte betraktelig mot slutten av siste forsøksserie. Av og til må man derfor tappe noe av slamm fra filterene for å unngå for høye konsentrasjoner av suspendert stoff i det rensede vann. Utløpsvannets innhold av suspendert og flyktig suspendert stoff var normalt høyere enn henholdsvis 100 og 50 mg/l. Innholdet av kjemisk oksygenforbrukende stoff i det rensede vann fra filterene som fungerte tilfredsstillende, lå vanligvis i området 300—600 mg og 0/l. De tilsvarende tall for biokjemisk oksygenforbrukende stoff lå i området 50—100 mg 0/l hvilket tilsvarer fjerning av biokjemisk oksygenforbrukende stoff på 98—99 %. For å kunne sammenligne de anvendte organiske belastninger med belastningsuttrykk brukt i aktivslamprosessen, tilsvarer en organisk belastning på 0,25 kg KOF/m³ dogn en slambelastning på 0,1 kg KOF/kg FSS dogn. Vi har da forutsatt et innhold av flyktig suspendert stoff i aktivslamanleggets luftetank på 2500 mg/l.

Erfaringer med separat rensing av sigevann i full målestokk.

Praktiske erfaringer med separat rensing av sigevann ved fyllplassene er som oftest dårlige. Hovedårsakene til dette er den store variasjon i sigevannsmengdene som ledes til rensenanleggene. Dette har ført til hydraulisk overbelastning av anleggene, eller at store sigevannsmengder er blitt ledet urensset forbi. Ved en riktig teknisk tilretteleggelse av fyllplassene burde imidlertid variasjoner i sigevannsmengdene kunne begren-

scs sterkt, og sigevannsproduksjonen holdes nede på et akseptabelt nivå. Utjevning av variasjonene i sigevannsmengdene bør også kunne foretas ved hjelp av fordrøyningsmagasiner i form av dammer nedenfor fyllingene.

I Sverige har man forsøkt separat rensing av sigevann ved 5 fyllplasser. Ved 3 av disse har man forsøkt kjemisk felling og ved to av fyllplassene biologisk- (aktivslam/rislefilter) kjemisk rensing. Anlegget, som består av rislefilter med etterfelling, er i innkjøringsfasen. For de fire anlegg som har vært i drift, har man oppnådd dårlige resultater, hovedsakelig på grunn av store variasjoner i sigevannsmengder og inngående sigevann med lave konsentrasjoner av organisk stoff.

I Tyskland og USA har man oppnådd gode resultater med rensing av sigevann i luftede laguner. Ved rensing av sigevann fra Kent Highland Sanitary Landfill (Seattle, Washington) oppnår man således at sigevannets innhold av biokjemisk oksygenforbrukende stoff reduseres fra 2 300—1000 mg O₂/l ned til verdier på ca. 100 mg O₂/l. Oppholdstid i denne lagune varierer fra 20 til 50 døgn.

Den store fordel ved å benytte laguner er at disse er forholdsvis lite følsomme overfor variasjoner i den hydrauliske belastning. I tillegg trenger slike laguner lite pass og etter-syn sammenliknet med andre rensemetoder. Til tross for det kalde klima vi har i Norge, burde rensing av sigevann i luftede laguner være et interessant alternativ til kombinert rensing sammen med kommunalt avløpsvann.

Rensing av sigevann sammen med kommunalt avløpsvann.

Vanligvis vil en foretrekke å rens sigevann sammen med kommunalt avløpsvann. Årsaken til dette er at separat rensing ved fyllplassene kan by på store problemer på grunn av den store variasjonen i sigevannsmengdene.

Renseanleggene blir derfor lett hydraulisk overbelastet. Ledes sigevannet til et kommunalt renseanlegg, vil som regel sigevannet utgjøre en liten andel av totale vannmengder som ledes til renseanlegget. Sammenliknet med separat rensing av sigevann vil en derfor ved kombinert rensing oppnå en utjevning av sigevannets konsentrasjon og mengder.

Hvor det stilles visse krav til fjerning av organisk stoff, må biologiske rensemetoder benyttes. Forsøk utført i USA med biologisk rensing av kommunalt avløpsvann tilsatt sigevann i langtidslufter, har vist at en tilsetning på 2 volumprosent sigevann tilsvarende omtrent 200 prosent øking i biokjemisk oksygenforbruk ga god fjerning av organisk stoff (2). Sedi-menteringsegenskapene for det aktive slam ble dårligere med økende tilsetning av sigevann. En så høy tilsetning som 5 volumprosent resulterte i alvorlig slamsvelling og en vesentlig økning av suspendert stoff og biokjemisk oksygenforbruk i det rensede vann.

Ved et konvensjonelt aktivslamanlegg hvor luftetiden for det aktive slam er vesentlig lavere enn i en langtidslufter, vil trolig den akseptable sigevannstilsetning være vesentlig lavere enn ved en langtidslufter. Renses sigevannet sammen med

kommunalt avløpsvann i kjemiske fellingsanlegg, vil fjerningen av det organiske stoff i sigevannet bli lav. Grunnen til dette er at det organiske stoff i sigevannet hovedsakelig foreligger i oppløst form og derfor lar seg vanskelig fjerne ved kjemisk felling. Effektiviteten av fosforfellingen vil også kunne forstyrres ved at sigevann tilsettes kommunalt avløpsvann. Disse forhold er forsøkt belyst i fig.

7, hvor sigevann fra Grønmo og Yggeseth er kjemisk felt sammen med kommunalt avløpsvann. Tabell 3 viser sammensetningen av det kommunale avløpsvann og sigevann som ble benyttet ved fellingsforsøkene.

Forsøkene ble utført i «jartest» med aluminiumsulfat som fellingsmiddel. Doseringsmengden var 175 mg/l og pH under fellingsprosessen 6,0.

Tabell 3. *Sammensetning av kommunalt avløpsvann og sigevann benyttet ved fellingsforsøk.*

Parameter	Kommunalt avløpsvann	Fyllplass	
		Grønmo	Yggeseth
Kjemisk			
oxygenforbruk mg O/l	212	490	9425
Total fosfor mg P/l	3,4	0,5	7,7
Orto fosfat mg P/l	1,2	0,02	1,0
Jern mg Fe/l	0,9	95	234

Fig. 7 viser at det organiske stoff, uttrykt som kjemisk oxygenforbruk, i det felte avløpsvann øker lineært

med økende tilsetning av sigevann. Resultatet er ikke uventet, fordi sigevannets innhold av organisk stoff vanskelig lar seg felle. For eksempel

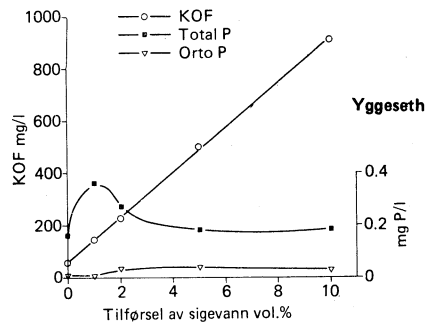
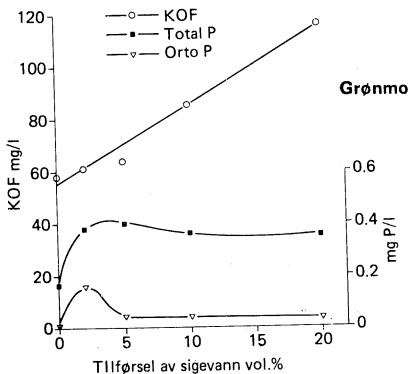


Fig. 7. *Innvirkning av sigevannstilsetning ved direktefelling av kommunalt avløpsvann.*

ved bare en prosent tilsetning av vann fra Yggeseth øker innholdet av organisk stoff i det kjemisk felte vann til over det dobbelte.

Resultatene med hensyn på fjerning av fosfor viser også at sigevannstilsetting kan forstyrre fosforfellingene noe.

Ved å benytte kalk i stedet for aluminium som fellingsmiddel, ble omtrent de samme resultater oppnådd med hensyn på fjerning av organisk stoff som beskrevet foran.

Resultatene skulle belyse at rensing sammen med kommunalt avløpsvann i kjemiske fellingsanlegg er en dårlig løsning der hvor det stilles visse krav til fjerning av organisk stoff. Hvor man derimot forlanger en viss fosforfjerning og tar mindre hensyn til fjerning av organisk stoff, kan rensing av sigevann sammen med kommunalt avløpsvann i kjemiske fellingsanlegg være en akseptabel løsning.

Sammendrag.

Vanligvis vil sigevann ha meget høye konsentrasjoner av organisk stoff og reduserte nitrogen- og jernforbindelser. Den alt overveiende del av det organiske stoff foreligger i oppløst form, og vil derfor vanskelig la seg fjerne ved kjemisk felling. På grunn av dette bør biologisk rensing inngå som den viktigste rensesprosess.

Forsøk har vist at nedbrytbarheten

av det organiske stoff er dårlig i sigevann fra dårlig tilrettelagte fyllplasser. Derfor vil fjerning av organisk stoff i sigevannet fra disse gi lave renses effekter sammenliknet med rensing av høykonsentrerte sigevann. Renseeffekten med hensyn på biokjemisk oksygenforbrukende stoff kan imidlertid bli gode fordi sigevann fra dårlig tilrettelagte fyllplasser vanligvis har et høyt innhold av reduserte nitrogenforbindelser sammenliknet med innholdet av organisk stoff.

Ved riktig valg av rensemetode vil rensing av sigevann sammen med kommunalt avløpsvann være å foretrekke. Årsaken er at sigevannproduksjonen vanligvis varierer mye, og at sigevannet kan være vanskelig å rense separat. I mange tilfeller må imidlertid sigevannet behandles ved fyllplassene fordi overføringskostnadene til kommunalt avløpsnett blir for høye.

REFERANSER:

1. Johansen, Ole Jakob: «Sigevannsproblemer fra søppelfyllplasser». Vann 2-75, side 100—112.
2. Boyle, W. C. and Ham, R.K.: «Treatability of Leachate from Sanitary Landfills». Presented at the 27th Annual Purdue Industrial Waste Conference (Lafayette, Indiana, May, 1972).