

Sigevann fra avfallsfyllinger – mengde og sammensetning

Deponering av avfall vil representere et stadig økende bidrag til den totale vannforurensning de nærmeste år.

Av Geir Wigdel

Geir Wigdel er forskningsleder i Utvalg for fast avfall, NTNF.

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

Det har i lang tid vært kjent at avfallsfyllinger lokalt kan gi sterk forurensning. Dette faktum har imidlertid ikke ført til særlig stor interesse for problemet før de aller siste år. Det er vel også riktig at problemets omfang til nå ikke har rettferdiggjort noen omfattende innsats på dette feltet. Men når en tenker på den voldsomme økning i avfallsmengde de siste tiår, og samtidig vet at sigevannsproblemet er flere år forskjøvet i forhold til deponeringstidspunktet, er det all grunn til å vente en sterk forverring av forholdene de nærmeste år.

Teoretiske beregninger basert på utvaskingsforsøk viser at forurensningspotensialet, målt som oksygenforbruk, fra den årlig deponerte avfallsmengde i størrelse er sammenlignbart med belastningen fra all boligkloakk. Slike beregninger viser at uten omfattende bedring av dagens behandlings- og deponeringspraksis,

vil avfallsfyllinger representere en økende belastning på våre vannressurser.

De naturgitte forhold, klima, topografi, geologi m.m., vil ha avgjørende betydning for sigevannsmengden og forurensningsproblemet.

Sigevann er vann som ved passasje gjennom avfallsmassene utløser stoffer fra disse og dermed blir forurenset. Dette vannet kan opprinnelig stamme fra nedbør direkte på fyllingen, overflatevann fra omkringliggende områder, grunnvann som står opp i avfallet, fuktighet opprinnelig tilstede i avfallet eller vann dannet ved biologisk aktivitet.

Ideelt sett vil en begrense sigevannsmengden til den del av nedbøren som direkte infiltrerer fyllingsflata. I praksis viser det seg at vannmengdene ofte blir langt større, vesentlig fordi en får tilrenning av overflatevann og markvann fra omkringliggende områder, og/eller det kommer fram grunnvannsstrømmer i området. Dette tilleggsvannet vil stort sett for-

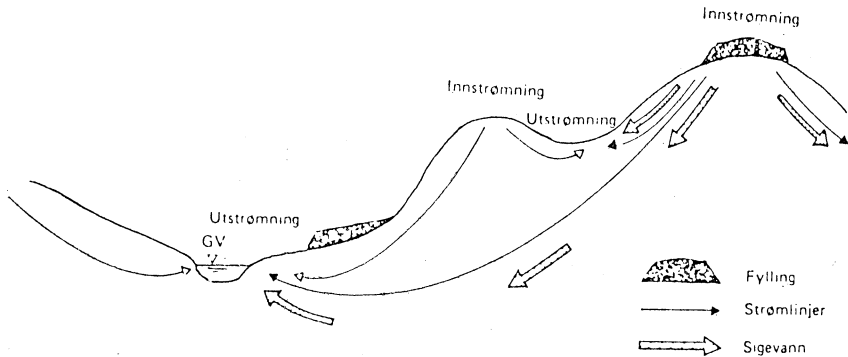


Fig. 1. Innstrømnings- og utstrømningsområder.

tynde det «ekte» sivevannet og dermed ikke bidra til økt utvasking. Ved uheldig utforming av fyllplassen kan imidlertid også tilleggsvannet komme i kontakt med avfallet og dermed bidra til økt forurensning. Dette er særlig tydelig for sjøfyllinger med tidevannspåvirkning.

Hydrologisk sett vil en fylling ligge i et innstrømnings- eller utstrømningsområde for grunnvann. Innstrømningsområder er høydedrag og flatland. Tilleggsvannmengdene blir små, men sivevannet vil ha gradient mot grunnvannet og kan påvirke dette over lange strekninger. Utstrømningsområder finner en i senkninger. Tilleggsvannmengdene kan derfor bli store, men forurensningen vil følge overvannssystemet. Disse forholdene er vist skjematisk på fig. 1.

Sivevannsproblemet kan reduseres ved riktig forbehandling og god fyllingsteknikk.

Total mengde sivevann vil i første rekke bestemmes av klimaforholdene

og tilrenning fra områder utenfor fyllingsoverflaten.

I tillegg til nedbørens mengde og fordeling vil driftsmetoden, avfallsets sammensetning og den biologiske aktivitet spille en rolle for infiltrasjonen i avfallsmassene, og dermed sivevannsmengden.

Driftsmetodens betydning er i første rekke knyttet til bruk av dekkmasser og helningen av overflaten. Uten overdekking vil overflateavrenningen være neglisjerbar med unntak av fyllinger for slam og slagg/aske. Relativt tette dekkmasser kombinert med hellende overflate kan gi betydelig avrenning. Tette dekkmasser vil imidlertid være uheldig av driftstekniske grunner.

Den biologiske aktiviteten påvirker sivevannmengden ved at varmeutviklingen gir økt fordampning. Selve nedbrytningen gir netto produksjon av vann, men mengdene er små og kan vanligvis neglisjeres.

Normalt vil de anaerobe nedbrytningsprosessene dominere, og varmeutviklingen vil da være liten. Aerob

nedbrytning krever kunstig lufting ved f.eks. innblåsing eller vending. Under slike forhold kan varmeutviklingen være sterk. Ved moderate nedbørmengder vil sigevann kunne unngås i den aktive nedbrytningsfasen, som vil strekke seg over noen måneder.

Varmeutviklingen fra den biologiske aktivitet, selv den anaerobe, fordampes utvilsomt relativt mye vann. Dette er imidlertid ikke det samme som at vannet forsvinner fra fyllingen. Den mest aktive fordampning vil skje et stykke ned i massene. Herfra vil dampen gå mot det kaldere overflatelaget der det meste sannsynligvis kondenseres. Dette transportmønsteret for vannet gir ofte en typisk fuktighetsfordeling i fyllingen. Øverst et relativt tynt, fuktig lag, deretter et sentralt tørt lag og underst et nær vannmettet lag. Det tørre midtlaget betyr altså ikke at fyllingen ikke produserer sigevann.

Avfallets sammensetning og struktur vil bestemme metningskapasiteten med hensyn på vann. Teoretisk vil vanlig kommunalt avfall kunne binde store vannmengder.

En rekke observasjoner har imidlertid vist at en får sigevann langt tidligere enn den teoretiske beregning skulle tilsi. Dette betyr at avfallet fuktes gradvis, og at vannet finner vei gjennom porer og kanaler i avfallet. Oppmalt avfall vil bremse nedtrengningen noe bedre fordi kanal-dannelsen er mindre markert. En større del av avfallet vil dermed fuktes før sigevannet trenger gjennom.

Avrenningsmålinger som har pågått siden våren 1975 på 4 norske

fyllinger synes å gi følgende generelle bilde:

- a) Forholdet mellom nedbør, avrenning og fordampning, er det samme for fyllingsområder som for «naturlig» mark med tilsvarende topografi. Dette gjelder når en betrakter vannbalansen over lengre tidsrom.
- b) En stor fylling gir en markert utjevning av avrenningen. Denne utjevningen er merkbart på månedsbasis.

Forurensningskonsentrasjonene i sigevannet kan være meget høye.

Sigevannet vil inneholde varierende konsentrasjoner av en rekke stoffer. Disse stoffene vil være utløst fra avfallet ved fysiske, kjemiske og biologiske prosesser. De viktigste faktorer som bestemmer utløsningen er:

- a) Vannstrømmen gjennom avfallet.
- b) Avfallsets sammensetning og alder.
- c) Den biologiske aktivitet.

Den relative betydning av disse faktorene er ikke klarlagt i dag, og bildet kompliseres av at betydningen er forskjellig for ulike parametre.

Sigevann vil normalt være langt mer forurenset enn kommunalt avløpsvann. For flere parametre ligger konsentrasjonene ofte 100 ganger høyere. De mest karakteristiske parametre for sigevannet er organisk stoff målt som kjemisk oksygenforbruk (KOF) eller total organisk karbon (TOC), ammonium (NH_4), jern og tørrstoff. For disse parametre vil en ha høye verdier, mens innholdet av fosfor og tungmetaller vanligvis er beskjedent.

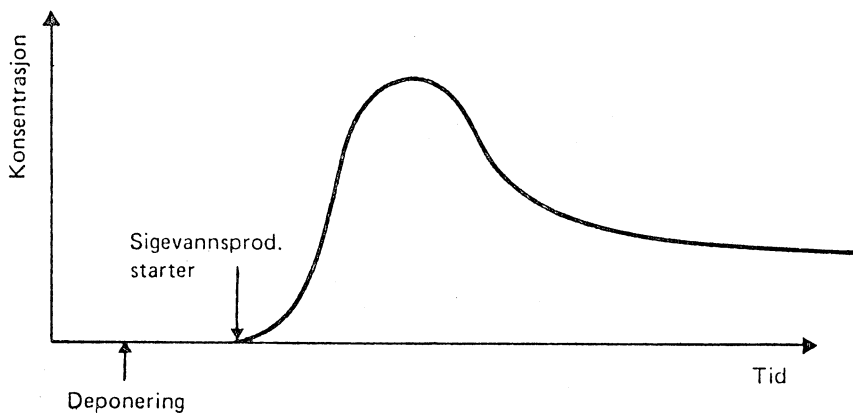


Fig. 2.

Typisk tidsforløp for konsentrasjoner i sivevann ved engangsdeponering.

Dersom en betrakter en engangsdeponering, vil konsentrasjonene ha et karakteristisk tidsforløp som vist på fig. 2.

Denne tidsavhengigheten er en av grunnene til at konsentrasjonene observert i kontrollerte forsøk vanligvis er langt høyere enn verdier fra eksisterende fyllinger. I det siste tilfellet vil sivevannet være en blanding av vann med høye konsentrasjoner

fra ferskt avfall og vann med lavere konsentrasjoner fra de eldre deler av fyllingen. I tillegg vil en også få fortykning med rent vann fra områdene omkring. Disse forholdene vil gi et konsentrasjonsforløp som antydnet i fig. 3.

Et karakteristisk trekk ved sivevannet er at nesten alt tørrstoffet finnes i oppløst form. Suspensert stoff utgjør gjerne 1–10 % av totalt



Fig. 3. *Forurensningskonsentrasjoner i sivevann fra kontrollert fylling.*

<i>Parameter</i>	<i>Maksimalverdier for kontrollerte forsøk</i>	<i>Verdier målt ved norske fyllinger</i>
KOF, mg O/l	20 000—50 000	500—10 000
NH ₄ —N, mg N/l	500— 1 000	60— 350
Fosfor, mg P/l	5— 50	0,5— 10
Total TS, mg/l	10 000—30 000	1 000— 6 000
Suspendert TS, mg/l ..	100— 500	100— 500
Jern, mg Fe/l	50— 700	30— 300

torrstoff. Dette betyr mye for rensesmulighetene og påvirkningen av resipienten.

I tabellen ovenfor er det satt opp en del typiske maksimalverdier ved kontrollerte forsøk sammenlignet med verdier observert på aktuelle fyllinger.

Vanntilførsel og biologisk aktivitet har stor innvirkning på den totale utvasking fra avfallsmassene.

Det er et meget komplekst system av fysiske, kjemiske og biologiske forsold som bestemmer utvaskingshastigheten for de ulike stoffer. Det er grunn til å tro at vanngjennomstrømmingen og den biologiske aktivitet er de mest betydningsfulle enkeltfaktorer. Det er sannsynlig at disse faktorene har et innbyrdes avhengighetsforhold, men dette er lite klarlagt. Den tidligere omtalte undersøkelsen ved norske fyllinger har vist at alder og komprimeringsgrad har stor betydning. Unge, sterkt komprimerte fyllinger får lave forurensningskonsentrasjoner i sigevannet. Disse undersøkelsene har også vist tydelige årstidsvariasjoner for enkelte para-

metre, spesielt KOF og nitrogen, med de høyeste konsentrasjoner om sommeren.

En rekke forsøk har vist at utvaskingen øker med økende vanngjennomgang. Dette betyr at utvaskingen fra en bestemt mengde avfall blir større desto større overflate avfallet gis. Med samme overflate vil den absolutte mengde øke med økende dybde, mens derimot mengden pr. tonn avfall minker med økende fyllingdybde. Effektene av ulik vannføring er illustrert på figur 4.

Det er her viktig å være oppmerksom på at de observerte forskjellene gjelder for et begrenset tidsrom, og at en ikke kjenner betydningen for den totale utvasking over meget lang tid. Denne totale utvasking vil avhenge av graden av stabilisering som igjen bestemmes av typen biologisk nedbrytning.

Det foreligger få og usikre data om hvor stor den totale forurensning fra en fylling vil bli. En hovedgrunn er at utvaskingen skjer over meget lang tid, mens sikre verdier kun er målt ved kortvarige forsøk. Foreliggende resultater er likevel tilstrek-

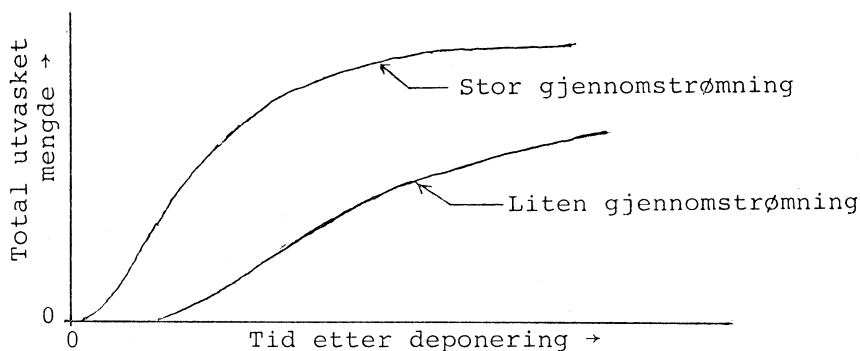


Fig. 4. Transport av forurensninger avhengig av vannmengden.

kelig gode til å slå fast at tidligere brukte overslagsverdier ofte er altfor lave. En vanlig brukt verdi for BOF var 2–3 kg O/tonn avfall. Teoretiske beregninger viser at oksygenbehovet vil være 50–70 kg O/tonn avfall, og dette bekreftes av flere forsøk der det er målt verdier fra 40–52 kg O/tonn tørt avfall.

Andre parametre er mindre undersøkt, men som en antydning kan nevnes følgende verdier fra to uavhengige undersøkelser: total nitrogen 2,44 og 0,86 kg N/tonn, total fosfor 0,47 og 0,15 kg P/tonn, jern 0,82 og 0,68 kg Fe/tonn.

Innholdet av organisk stoff og nitrogen i sigevannet vil ofte representere den mest alvorlige forurensningen. Avgivelse av disse stoffene fra fyllingen vil alltid være fordelt mellom vannfasen (sigevann) og gassfasen. Fordelingen mellom disse fasene vil i første rekke være avhengig av typen biologisk aktivitet.

Anaerob nedbrytning, som er fullstendig dominerende for fyllinger, skjer i to trinn. I første trinn dannes hovedsakelig organiske syrer fra

mer komplekse organiske forbindelser. Dette gir en relativt liten reduksjon av den totale organiske masse. Disse organiske syrene er vanligvis mer vannløselige enn utgangsmaterialet. I det andre trinnet brytes de organiske syrer ned til enkle forbindelser, hovedsakelig metan og karbondioksyd, som kan unngå fyllingen som gasser. Dermed reduseres totalmengden som kan transporteres med sigevannet. I praksis viser det seg at det andre nedbrytningstrinnet uteblir helt eller delvis.

Nitrogen vil stort sett følge vannfasen som ammonium eller nitrat avhengig av om det er anaerobe eller aerobe forhold. Omdannelse til nitrogen-gass ved denitrifikasjon spiller sannsynligvis en underordnet rolle.

Utvaskingshastigheten vil variere sterkt mellom ulike fyllingstyper.

Aktuelle behandlingsmåter for avfallet er komprimering på stedet, oppmaling eventuelt med etterfølgende kompostering, ballepressing og forbrenning.

Ved komprimering på stedet vil massen være meget heterogen, og det dannes hulrom og kanaler. Kanaldannelsen medfører at bare en mindre del av avfallet deltar i utvaskingsprosessen til enhver tid. Dette gir en tendens mot lave konsentrasjoner, men samtidig en langvarig utvaskingsprosess. Sterk komprimering gir raskt anaerobe forhold, men den ujevne fuktigheten og grove partikkelstørrelsen gjør at den biologiske aktivitet er lav, noe som også betyr en lang stabiliseringsstid.

Ved deponering av ballepresset avfall vil kanaldannelsen bli enda mer markert, da fugene mellom ballene vil være gode dreinsveier. En kan derfor vente noe lavere konsentrasjoner som til gjengjeld holder seg stabile over et lengre tidsrom.

Oppmalt avfall som komprimeres gir en tett fylling med små og lukkede hulrom. Dette gir liten gassutveksling og dermed en meget rask overgang til anaerobe forhold. Tendensen til kanaldannelse vil være mindre enn for uoppmalt avfall. Dette betyr at infiltrasjonsvannet får lengre oppholdstid, og at en stor del av avfallsmassen deltar i utvaskingsprosessen. Maksimalkonsentrasjonene vil derfor være høyere i sigevann fra oppmalt enn fra uoppmalt avfall ved samme sammensetning.

En kan imidlertid ikke gi et entydig svar på om oppmalt avfall gir større eller mindre total forurensning.

Ved kunstig lufting i form av hyppig vending eller luftinnblåsing kan en holde i gang aerob omsetning i avfallsmassen. Under den aktive fasen vil det være liten fare for vannforurensning på grunn av stort vann-

tap ved fordampning. En kan få noe forurenset overflatevann, men dette kan med fordel samles opp og pumpes tilbake til avfallet.

Det vil ofte være aktuelt å deponere komposten. Forurensningspotensialet fra denne kompostfyllingen vil avhenge sterkt av hvor godt omsatt massen er. Dersom den aerobe fasen har vært lang (6—12 mnd.), kan en ha fått 25—35 % reduksjon av opprinnelig vekt, og det meste av det organiske materialet vil være humuslignende. En slik fylling kan holde seg delvis aerob og vannforurensningen bli beskjedent, særlig med hensyn til organisk belastning.

Ofte vil imidlertid den innledende kompostering være ufullstendig, slik at materialet etter deponering raskt vil bli anaerobt. Mulighetene er da til stede for å få et sterkt forurenset sigevann, selv om en mindre del av det organiske stoffet ble mineralisert ved den innledende komposteringen.

Slam fra kloakkrenseanlegg og septiktanker deponeres ofte sammen med fast avfall. Slamtilsetningen øker muligheten for patogene organismer i sigevannet. Samtidig bedres næringsbalansen i massen ved at det tilføres nitrogen, fosfor og fuktighet. Dette gir øket biologisk aktivitet og oksygenbehov. Uten lufting vil derfor overgangen til anaerobe forhold skje meget raskt. Med lufting vil luftbehovet øke sterkt for å holde aerobe forhold. Ved anaerob omsetning vil mye av det organiske stoff i slammet omdannes til organiske syrer som kan føres bort med sigevannet.

Slagg og aske etter avfallsforbrenning vil utgjøre 20—40 vekt-% av tilført avfallsmengde. Forbrenningen

fjerner stort sett bare de organiske forbindelser og gir en tilsvarende konsentrering av de uorganiske komponentene. De uorganiske stoffene vil også til en viss grad oksyderes. Oksyder er vanligvis lite vannløselige, og generelt gjelder at slagget er mindre vannløselig desto høyere forbrenningstemperaturen er.

Sigevann fra slaggyfyllinger er vanligvis basisk (pH opptil 11) og kan ha høyt innhold av salter, spesielt natrium-, kalium- og kalsiumsalter. I mange tilfeller kan innholdet av organisk stoff være betydelig fordi utbrenningen av materialet er dårlig. Dette gjelder naturlig nok spesielt for små og primitive forbrenningsanlegg.

Forsvarlig disponering av urensset sigevann krever gode resipientforhold.

På grunn av sin spesielle sammensetning vil virkningen av et sigevannsutslipp være vesentlig forskjellig fra virkningen av kommunalt avløpsvann. En vil finne de fleste typer vannforekomster brukt som resipient for sigevann — grunnvann, bekker, elver, innsjøer og fjorder.

Ved å utnytte grunnvannet som resipient, søker en ofte samtidig å utnytte renseeffekten i grunnen. Denne renseeffekten vil variere sterkt med typen av løsmasse og avstanden til grunnvannsnivået. Renseeffekten vil også variere sterkt mellom de ulike komponenter i sigevannet.

I grovkornige masser, sand og grus, vil renseeffekten være meget liten, og spredningen av sigevannet vil skje raskt. Det vil skje en viss nedbrytning av det organiske stoff ved mikroorganismer.

Finkornige jordarter, silt og leire, vil holde tilbake en del forurensninger ved adsorpsjon, ionebytte og mekanisk filtrering. Vel feltnålinger har en vist at bakteriologisk forurensning, tungmetaller, fosfor og en del organisk stoff holdes effektivt tilbake i slike jordarter. Klorider og ammonium ser derimot ut til å bli lite påvirket. Det vil alltid være en viss biologisk aktivitet i grunnen slik at det organiske stoff etter hvert vil brytes ned.

De uorganiske stoffene derimot brytes ikke ned, men holdes tilbake ved adsorpsjon og ionebytte. Løsmassene vil i dette tilfellet ha bestemte metningskapasiteter, og tilførsler ut over dette vil bevege seg lenger og lenger fra kilden.

Bindingsmekanismene i jorda er reversible, og dette betyr at forurensninger som holdes tilbake når sigevannet er meget konsentrert, kan utløses igjen når tilførselsvannet blir renere. Utbredelsen av forurensningssonen nedstrøms en fylling kan derfor øke i lang tid etter at konsentrasjonene i sigevannet er redusert til et moderat nivå.

En alvorlig hindring for direkte infiltrasjon er at sigevannet ofte tetter igjen porene i finkornige masser. Dette kan skyldes både mikrobiell vekst og utfelling av sulfider eller andre tungt løselige metallforbindelser. Dette vil kunne føre til at sigevann som skulle filtreres i massene under fyllingen, etter en tid vil komme fram som overflateforurensning i nederkant av fyllingen.

Direkte infiltrasjon kan være aktuelt der de hydrogeologiske forhold er meget oversiktlige, og det ikke

knytter seg noen andre interesser til den grunnvannsstrømmen som blir påvirket. I slike tilfeller kan en utnytte grunnvannet først og fremst som transportmedium, men samtidig dra nytte av dets forsinkelse og fortykning.

Når sigevannet forlater fyllingen, er det vanligvis mørkfarget på grunn av sulfidinnholdet og illeluktende. Etter hvert som vannet fortynnes, vil

det dannes metallhydroksyder, spesielt av jern, og en får brune slamkaker og skumdannelse. Det høye nitrogeninnholdet vil ha en sterk toksisk virkning på en liten overflate-resipient. Det meste av nitrogenet vil etter hvert oksyderes til nitrat og representere et tilskudd av nærings-salt til resipienten. Innholdet av organisk stoff vil gi sterk vekst av heterotrofe organismer nær utslippet.

L I T T E R A T U R

- Caffrey/Ham*: The role of evaporation in determining leachate production from milled refuse landfills. *Compost Science*, Vol. 15, No. 3 (1974).
- Collins, H.-J., Spillmann, P.*: Lagerungsdichte, Abbautemperaturen, Sickerwasseranfall und -belastung in einer Rotteponie in Abhängigkeit von der Vorbehandlung des Mülls. *Müll und Abfall*, 1974, Nr. 3.
- Helmer, R.*: Menge und Zusammensetzung von Sickerwasser aus Deponien verschiedenartiger Abfallstoffe. *Müll und Abfall*, 1974, Nr. 3.
- Internationaler Erfahrungsaustausch über Grundlagen, Errichtung und Betrieb von geordneten Deponien». *Stuttgarter Berichte zur Abfallwirtschaft*, Band 7, Erich Schmidt Verlag, 1976.
- Johansen, O. J.*: Treatment of Leachate from Sanitary Landfills. NIVA rapport O-26/74, PRA-prosjekt 2.9, Oslo, desember 1975.
- Matthess/Schöttler*: Sickerwasserreinigung im Untergrund. Kirsche: Ausbreitung von Sickerwasser im Untergrund. Foredrag holdt ved 2. Vertiefer-Lehrgang für Müll- und Abfallbeseitigung. Technische Universität Berlin, 16.—18.2., 1976.
- Pierhau, H.*: Untersuchungen über des Deponieverhalten zerkleinerter häuslicher Abfälle. *Kommunalwirtschaft*, Nr. 1, 1971.
- Reinhardt, J. J., Ham, R. K.*: Milling of Solid Wastes — Madison, Vol. 1., U.S. Environmental Protection Agency OWMP, Demonstration Grant 3-G06-EC-00000-0051, March 1973.
- Schoenberger, R. J., Pungaroh, A. A.*: Incinerator-residue-fillsite investigation. *ASCE Journal the Soil Mechanics and Foundations Division*, October 1971.
- Wigdel, G.*: Deponering av avfall — Sigevannsproblemer. Rapport nr. 4.3.13. Utvalg for fast avfall — NTNF, Oslo, desember 1974.
- Wigdel, G.*: A study of the decomposition of milled and not milled refuse under controlled environmental conditions. Independent Study Report. University of Wisconsin, 1971.
- Gismervik, S., Wigdel, G.*: Undersøkelse av sigevannsproblemet ved norske fyllplasser. Utvalg for fast avfall, prosjekt. 4.3.16. Foreløpig upublisert.