

Jord som rensemedium for husholdningskloakk

Av Rolv Kristiansen

Rolv Kristiansen er dr.scient 1978 og ansatt som forsker ved NLVFs Styringsutvalg for jordforskning og Mikrobiologisk institutt, NLH.

*Utdrag av innlegg i Norsk Vannforening
3. desember 1981.*

INNLEDNING

Jord benyttes som rensemedium for avløpsvann fra enkelthus og samlinger av helårshus med og uten WC, fritidsbebyggelse med varierende sanitær standard, campingplasser og hoteller. En kan følgelig ikke bygge anlegg ut fra en standard situasjon, men må stille ulike krav til anlegget etter mengde og type av avløpsvann, og selvfølgelig avhengig av resipienten. Selv om f.eks. WC ikke tilknyttes vil utslippet av tarmbakterier likevel være stort (Kristiansen & Skaarer, 1979) og utslipp til et drikkevannsreservoar uten forutgående rensing uakseptabelt. Det store antallet mulige situasjoner for en som skal prosjektere anlegg basert på jord som rensemedium, gjør det nødvendig å ha en del kunnskaper om jordens potensielle renssevne. Dette er viktig for å velge den gunstigste av flere alternative anleggsløsninger.

Jord brukt som rensemedium kan betraktes som et mekanisk-biologisk-kjemisk anlegg, og må som andre renselanlegg prosjekteres både for å optimalisere rensprosessen og for den hydrauliske belastningen som kan forventes på anlegget. Spesielt er det likevel at slam normalt ikke skal fjernes fra anlegget (med unntak av

slamavskilleren foran anlegget). Dette betyr at filtermediet må belastes svært lavt sammenlignet f.eks. med konvensjonelle rislefiltere eller hurtige sandfiltere.

JORD SOM ABSORPSJONS- MATERIALE OG RENSEMEDIUM

Hydrauliske forhold

Jord kan betraktes som et trefase-system bestående av faste partikler og hulrom fylt med vann og jordluft. Den faste fasen består av organisk og uorganisk materiale. Det uorganiske materialet stammer fra forvitrede bergarter og varierer i partikkelstørrelse fra grus til leire.

En jord hvor porevolumet er fylt med vann betegnes som mettet. Når jordluft er tilstede er jorda umettet. Ved avtappende metningsgrad av jorda vil forurensningsemnene i det strømmende vannet komme nærmere partikkeloverflatene slik at muligheten for kontakt og binding mellom forurensningsemner i vannet og jordpartiklene vil øke. Når alle porene er vannfylte vil luft ikke kunne trenge inn i jordmaterialet, og det blir raskt anaerobt. Graden av metting i jordmaterialet varierer en ved å variere belastningen på anlegget. Øker en overflatebelastningen på et jordrensanlegg for avløpsvann, vil graden av metning øke og lufttilgangen minke. I tillegg blir oppholdstiden kortere.

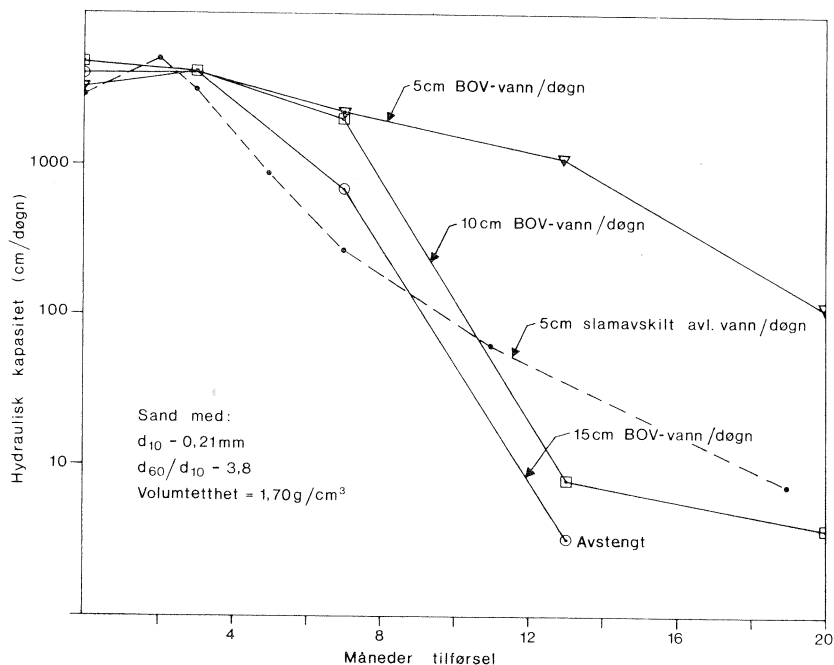
Etter en tids bruk av jord for rensing av ulike typer forurenset vann, vil overflaten tettes noe igjen og vannmengden som kan slippe igjennom blir redusert. Årsakene til gjengroingen er flere, men viktigst er akkumulering av suspendert organisk og uorganisk materiale, og biologisk vekst med tilhørende slimdannelse. Selve gjengroingssonen er sjelden tykkere enn 5 cm. Igjenslammingen starter ofte i en ende av et jordfilter og brer seg videre utover. Dette skyldes at de rensesystemer en vanligvis bruker, blir tilført avløpsvann ved selvføll. Mesteparten av vannet kommer ut av de første (eventuelt siste) hullene (slissene) i sprederøret. En kontinuerlig sildring mot et bestemt punkt vil føre til en lokal overbelastning av jordoverflaten og nesten mettet strømming i jordlaget under. Det dannes etter hvert et gjengroingslag i den belastede flaten. Avløpsvannet vil så bevege seg videre utover flaten med påfølgende gjengroing inntil hele infiltrasjonsflaten har fått en gjengroingshinne. Ofte står det vann over denne hinne. Gjengroingslaget kommer som regel i en viss likevekt etter en tid karakterisert ved konstant hydraulisk kapasitet. En bedre fordeling kan oppnås med pumper, siphonger m.m. Ved jevn fordeling over hele infiltrasjonsarealet fås ikke lokal overbelastning med «krypende gjengroing», men gjentetting vil likevel skje om infiltrasjonsflaten ikke skrapes eller byttes. Etter et halvt til ett år vil en derfor ofte ha noenlunde samme situasjon med og uten fordelingsenhet. Forskjellen i renseseffekt mellom de to doseringsmåtene kan imidlertid være betydelig et halvt års tid, og da særlig i anlegg med lite jordvolum som sandfiltere og jordhaugsanlegg.

Ved tilførsel av vann med et særdeles høyt innhold av suspendert stoff og flyte-

slam til infiltrasjonsflater øker gjengroingen. Likevel har avløpsvannstypen innenfor visse grenser ikke særlig betydning for gjentettingshastigheten (Kristiansen, 1981).

Ved belastning med BOV-vann kontra vanlig slamavskilt avløpsvann er det ingen resultater som viser betydelig arealreduksjon ved å ta hensyn til sammensetningen av avløpsvannet. Dette er vist i figur 1 der hydraulisk kapasitet er gitt som infiltrasjonshøyde pr. døgn ($1 \text{ cm/døgn} = 10 \text{ l/m}^2 \cdot \text{døgn}$) Reduksjon i areal for enkelthus uten WC må derfor beregnes ut fra redusert hydraulisk belastning uten ytterligere reduksjon på grunn av vannstypen. Bruk av små luftede forbehandlingenheter istedet for slamavskillere har i amerikanske undersøkelser heller ikke gitt mindre arealbehov enn konvensjonelle slamavskillere. Svenske undersøkelser tyder på at felling foran infiltrasjonsanlegget kan senke arealbehovet en del. Dette vil imidlertid både gi økt slamproduksjon i forbehandlingen og stille krav til en langt mer avansert utrustning.

Alle de undersøkelser som har vært gjort både i utlandet og i regi av NLH, tyder på at jordfilterflater med sand og grus som rensedium ikke kan belastes høyere enn 50—60 liter pr. m^2 og døgn både med BOV-vann og vanlig slamavskilt avløpsvann. Ved bruk av tettere jordarter, noe vi av rensetekniske grunner burde gjøre i større grad, må dimensjonerende belastning reduseres til ned mot 20—30 liter/ $\text{m}^2 \cdot \text{døgn}$. Begge disse tallene gjelder helårshus. Ved fritidsbebyggelse vil det bli belastningsopphold. Tar en kun hensyn til den hydrauliske kapasiteten vil en da kunne belaste med opptil 150 liter/ $\text{m}^2 \cdot \text{døgn}$ som i store sandfilterkum-



Figur 1. Hydraulisk kapasitet i sandfiltre tilført 5, 10 og 15 cm slamavskilt BOV-vann pr. døgn, og 5 cm avløpsvann pr. døgn fra slamavskiller tilknyttet WC.

mer. Renseeffektene i slike tilfeller er som regel bare tilfredsstillende for organisk stoff, mens særlig fjerningen av tarmbakterier, virus og fosfor er dårlig sammenlignet med normalbelastede sandfilteranlegg.

Når det gjelder temperaturens virkning, er det et generelt inntrykk at ved oppstartning av et anlegg ved lave temperaturer vil infiltrasjonsflatene tettes hurtigere igjen enn om en starter opp når jordtemperaturen er høyere. Effektene er imidlertid så små at de har liten praktisk betydning.

Fjerning av organisk stoff ved rensing i jord

I naturen ser en at jord er et effektivt medium for nedbrytning av organisk stoff. Nedbrytningen i et infiltrasjonsanlegg er illustrert i figur 2. I sandfiltre er det ved ulike temperaturer (4, 8 og 12°C) vist en KOF-reduksjon på 60—80% (Stavn & Kristiansen, 1981).

Ved temperaturene 8 og 12°C var fjerningen av organisk stoff god, mens KOF alltid ble funnet å være høyere enn 50 mg O pr. liter ved 4°C (tilsvarer ca. 10 mg O/l BOF₅). I amerikanske undersøkelser med sandfilterkummer ble bare 50% av KOF

fjernet på grunn av den høye belastningen i slike anlegg, og på grunn av den lave temperaturen i anleggene om vinteren (Siegrist, 1980).

Et stadig tilbakevendende spørsmål er hvorvidt infiltrasjons- og sandfilteranlegg skal luftes. Dersom de opereres ved overflatebelastning under $100 \text{ liter/m}^2 \cdot \text{døgn}$ er det ikke nødvendig med tvangslufting. Ved høyere belastninger ($200\text{--}400 \text{ liter/m}^2 \cdot \text{døgn}$) har innblåsing av luft økt renseseffekten overfor organisk stoff betraktelig. I en sandfiltergrøft med gjen groingslag vil det stå vann over infiltrasjonsflaten eller i alle fall være vannmetning i denne flaten. Luftdiffusjonen ovenfra og ned i sandmediet vil da være tilnærmet lik null. Siden det er umettet jord under, vil luft diffundere via nedre luftører og inn i sanden. I et infiltrasjonsanlegg vil den omgivende jordluften sørge for luftutskifting i anlegget. Ved støtbelastning vil luft suges inn etter vannet etter gjennomstrømming av hver dosering inntil gjentetting oppstår. Fra dette kan en konkludere at infiltrasjonsanlegg ikke trenger luftører, i motsetning til sandfiltere som er tette på siden av impermeable jordmasser, fjell eller plast og følgelig trenger lufting av oppsamlingsrøret i bunnen.

Nitrogen

Nitrogen kan i enkelte tilfeller ha større eutrofierende virkning enn fosfor, og er i noen områder av mellom-Europa og USA en betydelig forurensningsfaktor i grunnvann. Ved den spredte bosetningen her i landet er det imidlertid et stort spørsmål om en i de kommende ti-år trenger å bekymre seg om fjerningen av nitrogen fra avløpsvann. Som vist i figur 2 vil reduserte nitrogenforbindelser omdannes

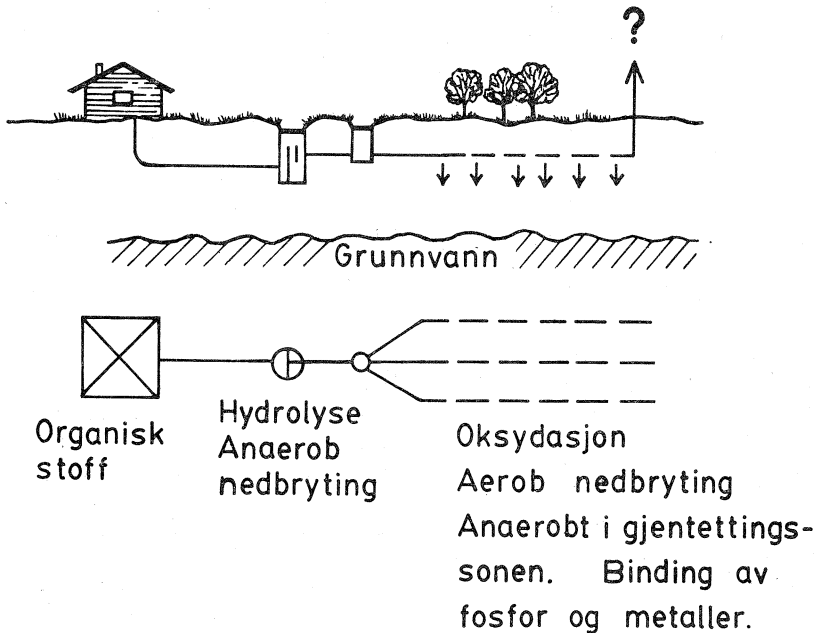
til nitrat i aerob jord. I jordrenseanlegg er det vanlig at ca. $50\text{--}80\%$ av nitrogenet omdannes til nitrat før det når resipienten. Resten lekker ut av anlegget i form av ammonium og organisk nitrogen.

Omfanget av nitrifikasjonen blir ofte brukt som indikator for graden av aerobitet i et infiltrasjons- eller sandfilteranlegg. En lav nitrifikasjon trenger ikke bare skyldes dårlig oksygentilgang. Den kan også skyldes lav temperatur da prosessen er svært temperaturavhengig. Vanligvis kan en anta at oksygentilgangen til anlegget er lav (f.eks. på grunn av høyt grunnvann eller høy overflatebelastning) om både nitrifikasjonen er dårlig og KOF i utløpet er over $50\text{--}80 \text{ mg O pr. liter}$. Generelt kan en ikke regne med særlig nitrogenrensing i dagens infiltrasjons- og sandfilteranlegg (Kristiansen, 1981).

Fosfor

Det meste av bindingskapasiteten for fosfat finnes i jordas finere fraksjoner, noe som er rimelig siden den aktive overflaten øker med avtakende partikkelstørrelse (Stuanes, 1981). Binding av avløpsvannets fosfater kan i grove trekk forklares som binding i to faser der den første fasen foregår raskt, men gir en svak binding (adsorpsjon). I den andre fasen skjer bindingen sakte, men gir samtidig sterkere fosfatbinding (spesifikk sorpsjon, utfelling, kompleksdannelse). Med tiden skjer en metting av jordens bindingssteder, og løselig fosfor blir transportert nedover i jordprofilen. I siste instans er hele jordmaterialet mettet og en får et gjennombrudd av fosfor. I praksis er det svært sjeldent målt direkte gjennombrudd i form av like høy fosforkonsentrasjon inn og ut av sandfiltergrøfter.

DET ORGANISKE STOFFETS SKJEBNE VED RENSING I JORD



Eks. Protein	{ Aminosyrer } { NH ₄ ⁺ }	CO ₂ , H ₂ O, NO ₃
Fett	{ Fettsyrer } { Glycerol }	CO ₂ , H ₂ O

Figur 2. Nedbryting av organisk materiale ved infiltrasjon.

Renseeffekten har stabilisert seg omkring 30—60%, noe som kan skyldes at utfelt fosfor går over i en nesten inaktiv form (mineraldannelse). For infiltrasjonsanlegg har en ikke data. Der er det imidlertid som regel et mye større jordvolum til fosforbinding enn hva som er tilfelle i en sandfiltergrøft, og ofte jord med gunstige bindingsegenskaper.

De fleste forholdene som påvirker adsorpsjon av fosfor virker også inn på utfellingsreaksjoner. Fosfatreaksjoner foregår først og fremst på leirmineraler, kalsiummineraler og jern og aluminium-oksyder og -hydroksyder. Den relative betydningen av disse er i stor grad pH-avhengig. Da pH i jordrenseanlegg er omkring nøytralt punktet, spiller alle de nevnte faktorene en viss rolle og viktigst regnes jern og aluminiumforbindelsene. For grundigere studier av disse forholdene henvises til Stuanes (1981).

Utvelging av en jordart kan gjøres med ulik grad av nøyaktighet. For hurtig og mer overfladisk vurdering kan en på stedet foreta en subjektiv vurdering ut fra jordartens opprinnelsesmateriale og plassering i jordprofilen. I jordsmonnet er det som regel høyere innhold av fosforbindende emner enn i undergrunnsjord. Er det mye finmateriale i jorden, og det i tillegg er skrifrig og fattig på kvarts er fosforbindingen bedre enn i en grov kvartssand.

Dersom en ønsker et mer objektivt mål for fosforbindingsegenskapene til et aktuelt sandtak eller et infiltrasjonsanlegg, kan en etter en spesifisert prosedyre slemme opp jord i en flaske med fosfatløsning og bestemme hvor mye fosfor som bindes til jorden. Ved NLH arbeides det nå med å finne forholdet mellom det som bindes på denne måten, og det som virkelig bindes i et infiltrasjonsanlegg. Kjenner

en forholdet (adsorpsjonsindeksen), så har en et objektivt mål på fosforbindingsevnen. I tillegg kan en utføre kolonneforsøk med det aktuelle jordmaterialet (dyr og tungvint metode) eller analysere for mengden av fosforbindende metaller. Det er også funnet god negativ korrelasjon mellom pH i jord og fosforbindingsevnen når en unntar svært kalkrike jordarter som har høy pH og binder mye fosfor.

Etter fastsettelse av en avskrivningstid for anlegget (20 år er vanlig) og en jorddybde, kan det lages diagrammer for arealberegning av jordrenseanlegg for fosforbinding. Slike diagrammer vil bli presentert i løpet av 1982 for aktuelle norske jordarter.

Bakterier, virus og parasitter

Bruk av jord som rensemedium og resipient for avløpsvann kan medføre en hygienisk risiko ved utnytting av nærliggende drikkevannskilder. I spredt bosetning kan det ofte være mange og dårlig sikrede drikkevannskilder. Det vil derfor være av stor betydning at det skjer en tilfredsstillende hygienisering av avløpsvannet før det når grunn- og overflatevann.

Hygieniske forhold ved rensing av avløpsvann i jord, er omfattende behandlet i litteraturen. En populær framstilling av emnet er gitt av Stenstrøm et al. 1980. Litteraturen viser entydig større spredning av organismer ved høy utgangskonsentrasjon av organismene i avløpsvannet, økende overflatebelastning på anlegget, lave temperaturer, grovere jordarter, høyt grunnvannspeil, dårlig utviklet gjentettingslag etc. For spesielt interesserte henvises til ovennevnte publikasjon.

De forsøkene som er gjort, viser at parasittære organismer holdes effektivt tilbake i sandfiltere, bakterier noe dårlig

gere og virus i svært liten grad (Ballangrud et al., 1981). Med hensyn til andre jordarter enn sand vil effektiviteten særlig avhenge av kornstørrelse og jordens kjemiske sammensetning. Veterinærhøgskolen som er vår faginstans på dette området vil senere foreta en nærmere hygienisk vurdering av jordreanseanlegg. Valg av avløpsløsning vil ofte være avhengig av hygieniske interesser (drikkevann, badevann etc.) i resipienten.

Valg av anleggstype

Utgangspunktet ved valg av jord som rensemedium må alltid være at infiltrasjon i naturlig jordsmonn gir den beste løsningen. Derfor må en som dagens retningslinjer beskriver alltid starte med å undersøke mulighetene for en slik løsning før en begynner å velge blant de alternative anleggstypene.

FELTUNDERSØKELSESPROSEDYRE

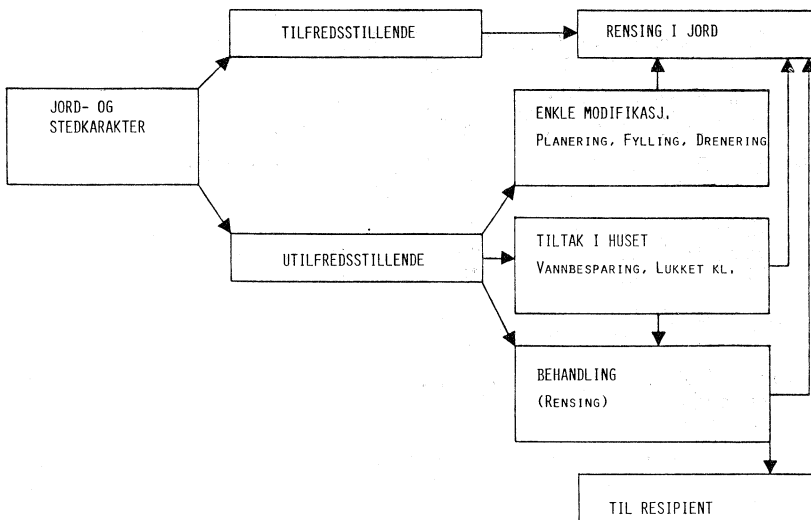
1. KONTAKT BYGGHERREN	Lokalisering og beskrivelse av tomta. Menge og type avløpsvann.
2. FORELØPIG VURDERING	Ressursinformasjon (kart, geologi, etc.). Finnes det andre anlegg i omgivelsene?
3. EGENTLIGE FELTUNDERSØKELSER	Topografi og andre landskapsmessige trekk. Beskrivelse av jordprofil og prøvetaking. Måling av jordens evne til å absorbere avløpsvann.
4. ANDRE STEDSEGENSKAPER	Herunder vurdering av resipienten.
5. SAMMENSTILLING AV DATA	Alle data stilles sammen i en standardisert form for videre vurdering av anleggstype.

Tabell 1. *Fremgangsmåte for innsamling av data til valg av anleggstype.*

I tabell 1 er vist en mulig fremgangsmåte for innsamling av data til vurdering av mulige anleggstyper.

I regi av Statens forurensningstilsyn (SFT) vil det i løpet av 1982 bli presentert detaljerte fremgangsmåter for innsamling og behandling av data av den typen som er vist i tabellen. Til nå har utvilsomt kornfordelingsanalysene spilt en alt for viktig rolle ved vurdering av jordsøgnethet som rensemedium for avløpsvann. Dette skyldes nok hovedsakelig at de er billige og enkle å utføre.

I enkelte homogene masser kan en kornfordelingsanalyse være tilstrekkelig eller til og med unødvendig. Er en derimot i tvil om jordens permeabilitet bør en eller annen form for direkte test av jordens hydrauliske egenskaper foretas. På grunn av arbeidsbehovet og mangelen på kvalifisert personell må disse testene gjøres enkle og svært standardiserte. Forsøk i felt med Mariotte-sylindere for kjøring av synketester med konstant vannnivå i testgropa, og med små sylindere for laboratorietesting har gitt lovende resulta-



Figur 3. Vurderingsskjema for valg av anleggs-løsning.

ter for å komme fram til sikrere og enklere vurderingsmåter for jords infiltrerbarhet enn den tradisjonelle synketesten (Jenssen, 1981).

For de kommende nye retningslinjene må det satses på å få flere personer med kompetanse innen denne delen av avløps-teknikken. Kurser som omfatter grunnundersøkelser og gir en økt forståelse av jords egenskaper som rensemedium må

gis høy prioritet slik at en vil være i stand til å foreta vurderinger som eksempelvis er vist i figur 3. En oppmyking av retningslinjene slik at flere anleggstyper og kombinasjoner av ulike typer kan skreddersys for hvert enkelt tilfelle er ønskelig. Det vil imidlertid stille økte krav til kunnskaper og kapasitet innen de kommunale tekniske etater og konsulentfirmaene i bransjen.

REFERANSER

- Ballangrud, P., O. Helle, A. Stavn & R. Kristiansen.* 1981. Fjerning av ulike organismetyper i jordrenseanlegg for avløpsvann. I. Effekter av ulike temperaturer og belastningsfrekvenser. I: Årsrapport for 1980. Forskningsprogrammet «Rensing av avløpsvann i jord — spredt bosetning», s. 39—59.
- Jenssen, P. D.* 1981. Prøving av metoder for måling av infiltrasjonsevne og permeabilitet i jord. I: som over, s. 1—17.

- Kristiansen, R.* 1981. The soil as a renovating medium — clogging of infiltrative surfaces. Proc. Intern. Conf. Alternative Low Cost Small Wastewater Treatment Systems. September 7—10, 1981. Oslo.
- Kristiansen, R.* 1981. Sand-filter trenches for purification of septic tank effluent: II. The fate of nitrogen. *J. Environ. Qual.* 10: 358—361.
- Kristiansen, R. & N. Skaarer.* 1979. BOV-vannets sammensetning og mengde. Undersøkelser i Danskerudfeltet på Ås. *VANN* 14: 151—156.
- Stavn, A. & R. Kristiansen.* 1981. Gjentetting og omsetning i sandsøyler tilført avløpsvann. I: Årsrapport for 1980. Forskningsprogrammet «Rensing av avløpsvann i jord — spredt bosetning» s. 18—37.
- Siegrist, R. L.* 1980. Greywater treatment by coarse media filtration of septic tank effluent. Report Small Scale Waste Management Project. Wisconsin—Madison.
- Stenström, T. A., S. Hoffner & U. von Bromssen.* 1980. Reduktion av bakterier och virus vid avloppsinfiltation i mark. En kunnskapssammanställning. Naturvårdsverket, Rapport 1329.
- Stuanes, A. O.* 1981. Fosforbinding i jord. En litteraturstudie til støtte for undersøkelser av fosforfjerning fra avløpsvann i jordrenseanlegg. Rapport NISK, Avd. for skogøkologi.