

AFKLARINGSPROJEKT OM NEDSIVNING AF HUSSPILDEVAND

Dansk Vand- og Spildevandsforenings forsknings- og udredningsprojekt nr. 1



DANVA
Dansk Vand- og
Spildevandsforening



Afklaringsprojekt om nedsivning af husspildevand

René K. Juhler, Ole Stig Jacobsen, Carsten Langtofte Larsen, Bertel Nilsson
og Peter van der Keur.

Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse, GEUS.

Redaktør: René K. Juhler

Forside: DANVA

Forside billede: René K. Juhler, GEUS, Peter Warnemoors, GEUS

Billederne er taget henholdsvis på Stævnss og i Strø Bjerger

Layout og grafisk produktion: DANVA

ISBN: 87-90455-44-4

Dansk Vand- og Spildevandsforening, DANVA

Danmarksvej 26, DK-8660 Skanderborg

Tlf.: +457021005. Fax: +4570210056

E-mail: danva@danva.dk

Hjemmeside: www.danva.dk

Pris for trykt udgave : 80,- kr. ekskl. moms

Bestillinger sendes til: danva@danva.dk

Rapporten kan downloades på www.danva.dk

eller på www.geus.dk

© Dansk Vand- og Spildevandsforening, DANVA 2004

SAMMENFATNING.....	6
<i>Formål</i>	6
<i>Konklusion og anbefalinger</i>	6
BAGGRUND FOR RAPPORTEN	10
RAPPORTENS OPBYGNING	13
HYDROLOGI OG DIMENSIONERING AF ANLÆG	14
<i>Generelt om nedsivningsanlæg</i>	14
<i>Dimensionering</i>	15
<i>Beskyttelseszoner i.f.t. vandindvindinger og vandløb</i>	19
MODELLERINGSASPEKTER	24
<i>Baggrund</i>	24
<i>Modellering</i>	25
<i>Anbefalinger i.f.t. modellering</i>	26
UORGANISKE KOMPONENTER	27
<i>Kvælstof og fosfor</i>	27
<i>Metaller</i>	28
ORGANISKE MIKROFORURENINGER	30
<i>Baggrund for udvælgelse af stoffer</i>	30
<i>Detergenter</i>	35
<i>Phenoler</i>	40
<i>Chlorphenoler</i>	40
<i>Hexylcinnamic aldehyd</i>	41
<i>Triclosan</i>	42
<i>Blødgørere</i>	43
<i>Fosfortrieste</i>	44
<i>Aromatiske kulbrinter</i>	44
<i>Lægemidler og hormonstoffer</i>	46
MIKROBIEL FORURENING	49
LITTERATUR	52

Sammenfatning

Formål

Rapporten identificerer potentielle risici, der kan være forbundet med nedsivning af husspildevand i det åbne land (nedsivningsanlæg < 30 PE). Som baggrund for vurderingen er der foretaget en litteraturgennemgang af eksisterende danske og internationale undersøgelser. Der lægges særlig vægt på de miljøfremmede stoffers koncentrationsniveau og mobilitet, men der udføres ikke egentlige modelleringer eller PEC beregninger (PEC = Predicted Environmental Concentration), idet sådanne beregninger ligger udenfor projektets rammer. I rapporten kan der således identificeres potentielle problemstoffer uden at disse nødvendigvis forekommer i koncentrationsniveauer der ligger over grænseværdier eller frembyder sundhedsfarer for mennesker eller miljø ved en evt. efterfølgende gennemregning. Rapportens konklusioner og anbefalinger skal således levere baggrunden for en diskussion af evt. behov for yderligere undersøgelser, og leverer ikke forudsigelser af koncentrationsniveauer, absolutte belastningsniveauer eller risici. Formålet er således at identificere eventuelle uklarheder med relevans for nedsivning af husspildevand fra mindre anlæg i det åbne land under hensyntagen til:

- a) stofspecifikke forhold
- b) geologisk specifikke forhold
- c) anlægsspecifikke forhold

Konklusion og anbefalinger

Hensigten med projektet var at afklare om det på baggrund af eksisterende danske og internationale undersøgelser ville være muligt at give anbefalinger eller opstille overordnede principper for nedsivning i områder med særlige drikkevandsinteresser. En af hovedkonklusionerne i rapporten er, at der i litteraturen ikke findes belæg for at drage entydige konklusioner omkring anvendeligheden af nedsivningsanlæg i det åbne land. Som konsekvens heraf giver projektet en vurdering af behovet for yderligere undersøgelser. Såvel anbefalingerne som rapportens øvrige dele er genereret med særlig henblik på at finde anvendelse i DANVA's rådgivning og oplysning af medlemmer og borgere der ønsker information om nedsivning af husspildevand.

Da grundvand og dermed drikkevandsressourcer i bynære områder ofte er forurenede eller truet af nedsivning er fremtidens drikkevandsressource i væsentlig grad afhængig af tilgængeligheden af rent grundvand og drikkevand i det åbne land. Det er derfor særligt relevant at sikre, at etablering af et større antal nedsivningsanlæg i det åbne land ikke medfører en forurening af de underliggende magasiner og drikkevandsressourcer.

Et korrekt etableret nedsivningsanlæg vil være en tilfredsstillende løsning i en lang række tilfælde. Problemet i denne sammenhæng er at præcisere begrebet ”korrekt etableret” idet dette skal omfatte dimensionering i.f.t. såvel spildevandsbelastning som forureningstrusler, under hensyntagen til udvikling over tid. I forhold til det sidste aspekt mangler der væsentlig viden om fundamentale parametre der danner baggrund for at en korrekt dimensionering og udformning. Designet af et nedsivningsanlæg vil altid være baseret på antagelser, beregninger og modeller. I de modeller og beregninger der p.t. kan anvendes til dimensionering og design af nedsivningsanlæg mangler der viden om såvel transport som omsætning af en række stoffer der potentielt er grundvandstruende (se f.eks. (Grathwohl *et al.* 2004)). Som det fremgår af afsnittet om organiske mikroforureninger har forhold som iltindhold og temperatur væsentlig effekt på omsætningen af en række af de højt prioriterede stoffer, og modelleringsbetragtninger påpeger vigtigheden af at afklare i hvilket omfang transporten forløber under mættede eller umættede forhold. Som det udtrykkes i rapporten ”Vandplan Sjælland” (side 68 i (Jensen & Ludvigsen 2001)):

”Det altoverskyggende problem ved nedsivning af spildevand er det faktum, at der findes så mange stoffer i de forskellige spildevandstyper, og at stoffernes skæbne i jord- og grundvandsmiljøet er så ringe beskrevet, og at en række stoffers koncentrationsniveau i de forskellige spildevandstyper ikke er fyldestgørende beskrevet endnu”

På baggrund af dette afklaringsprojekt kan der opstilles en række væsentlige, uafklarede punkter i forhold til den behandlede problematik er (ikke prioriteret rækkefølge):

1. Manglende data til karakterisering af nedsivningsrelaterede stoffers forekomster og koncentrationer i husspildevand
2. Generel manglende viden og baggrundsdata om nedbrydning af stofferne i umættet zone for en række potentielt grundvandstruende stoffer (eksempelvis TCPP, Triclosan)
3. Afklaring af potentielt nedsivningsrisiko fra komponenter i kosmetikprodukter og detergenter

4. Problematisk lokalisering og forudsigelse af spildevandsfaner, herunder kvantificering af fortyndingseffekter
5. Manglende anvendelse af modeller der kan beskrive stoftransporten under hensyntagen til stoffernes skæbne i nedsivningsanlæg: processer som sorption/nedbrydning/fordampning og strømningskarakteristik og modeller der omfatter såvel mættet som umættet zone og potentiel præferentiel strømning
6. Som følge af nedsivningsanlægs design og placering i jorden vil et større jordvolumen kunne gennemstrømmes af potentielt forurenende spildevand. Hvorvidt dette giver en større forureningsrisiko for både overfladevandssystemerne og grundvandet er ikke kendt og sådanne forhold skal dokumenteres bedre under og omkring nedsivningsanlæg
7. Drift og vedligeholdelse af anlæg: Dels kan der være forskelle i design af anlæg, dels ligger ansvaret for drift og vedligeholdelse hos "ikke-uddannet personel". Dette indebærer risiko for fejl, vanskelig kvalitetskontrol og risiko for at manglende funktion af anlægget ikke opdages. Dette kan medføre at betingelserne for nedsivningen ændres drastisk på lokal skala
8. I forhold til mikrobiologiske forureninger mangler der stadig viden om hvor store koncentrationer der tilføres de naturlige højtliggende magasiner og hvilken tilbageholdelse der vil være under forskellige geologiske forhold
9. Forskel på transport af opløste og bundne/mikrobielle forureninger medfører potentiel – risiko for hurtig transport til/i aquifer. Især hvor der ikke foretages klorering af drikkevandet kan dette medføre risiko for sygdomsoverførsel.

Det er i denne sammenhæng væsentligt at påpege, at ikke alle de ovenfor listede punkter har samme potentiale for at være problemområder. Som det fremgår af rapporten er det dog vanskeligt at sige noget entydigt om problemstillingerne da den nødvendige baggrund ikke er til stede p.t. På nuværende grundlag vil en del af de ovennævnte problemområder evt. kunne karakteriseres som mindre potentielt grundvandstruende. Eftersom et sikkert grundlag for en reel risikovurdering ikke er til stede skulle en sådan vurdering baseres på et ikke komplet vidensgrundlag, hvilket er problematisk. Konklusioner på nuværende grundlag vil således have karakter af "bedste bud". I betragtning af de mange nedsivningsanlæg, der kan etableres i det åbne land, sammenholdt med en potentiel mulighed for alvorlige konsekvens for grundvand og drikkevandsressourcen fordres en bedømmelse baseret på et bedre grundlag end det eksisterende. Konklusionen på rapportens gennemgang af emnet kommer således også frem til vidensbehov der som minimum skal dækkes:

1. Afklaring af risiko for forurening med organiske stoffer og polyfosfater. Baseres på beskrivelse af nedsivning af 4-5 prioriterede organiske mikroforureninger (detergenter, blødgørere, fosfortriester, samt udvalgte stoffer fra gruppen "hormonstoffer og lægemidler") samt polyfosfater. Basisdata til afklaring af skæbne under forhold der svarer til nedsivningsanlæg skal etableres og anvendes sammen med modeller der kan beskrive mættet/umættet vand- og stof transport
2. Afklaring af risiko ved transport af bakterier, vira og kolloid partikler (herunder bundet transport af stoffer)
3. Afklaring af fortyndingsproblematikken: Hvilke redskaber (geofysik m.m.) kan anvendes ved karakterisering af lokale hydrogeologiske forhold (afstandskrav kan indskrænkes fra 300 til 75m på baggrund af vurdering af lokale forhold) og fastlæggelse af spildevandsfaner samt beregning af stofkoncentrationer efter fortynding

Baggrund for rapporten

Folketinget vedtog i 1997 lov nr. 325 om ændring af miljøbeskyttelsesloven og lov om betalingsregler for spildevandsanlæg m.v. for at sikre en forbedret spildevandsrensning i det åbne land. Ud fra en opgørelse foretaget af Miljøstyrelsen (Bielecki & Plesner 2001) forventes ca. 90.000 ejendomme i det åbne land at skulle forbedre deres spildevandsrensning som følge af denne lovændring. I Miljøstyrelsens bekendtgørelse (nr. 501 af 21. juni 1999) er der lagt op til, at spildevand fra husstande m.m. i det åbne land skal nedsives. Præcis hvor mange der forventes at etablere nedsivningsanlæg er usikkert, men Miljøstyrelsen har tidligere anslået et antal på omkring 35.000 anlæg. Da mange aspekter omkring etablering af nedsivningsanlæg er relateret til kloakering kan det nævnes at der netop er afrapporteret en undersøgelse af kommunernes kloakfornyelse (Anon. 2004a). De bekendtgørelser og vejledninger, der findes for området kan i vid udstrækning hentes på Internettet, herunder miljøstyrelsens hjemmeside (www.mst.dk), hos DANVA (www.danva.dk) og Spildevandsteknisk forening (<http://sql.stf.dk/lovgivning.phtml>).

Inden der etableres et meget stort antal nedsivningsanlæg, er der behov for at sikre at den nødvendige viden er til stede for en vurdering af mulige miljømæssige konsekvenser, særligt i.f.t. de miljøfremmede stoffers omsætning og transport under nedsivningsanlæggene. I denne rapport gives dels en afklaring af usikkerheder omkring emnet baseret på tidligere danske rapporter, dels sættes fokus på området m.h.p. identifikation af eventuelle vidensbehov.

Som beskrevet i formålet anvendes eksisterende danske og internationale undersøgelser til at identificere potentielle risici, der kan være forbundet med nedsivning af husspildevand i det åbne land (nedsivningsanlæg < 30 PE). Særlig vægt lægges på de miljøfremmede stoffers koncentrationsniveau og mobilitet under hensyntagen til:

- a) stofspecifikke forhold
- b) geologisk specifikke forhold
- c) anlægsspecifikke forhold

Der forefindes i den danske såvel som den internationale litteratur en del studier der beskriver forhold omkring nedsivningsanlæg. Nærværende rapport tager afsæt i denne litteratur og indeholder derfor ikke en omfattende gennemgang af de enkelte anlæg eller

stofgrupper. Ud fra en undersøgelse af kemiske produkter der anvendes i husholdningen kan det antages at gråt spildevand potentielt kan indeholde op til 900 forskellige xenobiotiske forbindelser (Eriksson *et al.* 2002). Det ligger udenfor denne rapport's rammer at diskutere dette store antal potentielt forekommende forbindelser. Derfor er der ud fra eksisterende danske rapporter og supplerende viden indhentet ved litteratursøgninger identificeret en række potentielle problemområder. Det er disse udvalgte problemstillinger, der behandles i rapporten.

Ved vurderingen af mulighederne for nedsivning i forbindelse med spildevandsplanlægning i det åbne land skal der ifølge Miljøstyrelsens vejledning lægges særlig vægt på:

- hydrogeologiske forhold,
- jordbundens egnethed til nedsivning
- afstand til grundvandsspejl
- beskyttelseszoner i forhold til vandindvindinger

Ideelt skulle en sådan vurdering udføres stofs specifikt, idet de førnævnte punkter vil være af forskellig vigtighed for uens stoffer. I praksis er en sådan stofs specifik vurdering næppe realistisk som følge af det store antal potentielt forurenende stoffer, som kan findes i spildevand. Der er derfor behov for at betragte udvalgte stoffer og relatere dem til de opstillede fokuspunkter.

Der er i de seneste år udgivet rapporter med særlige relevans for nedsivning af spildevand. Publikationerne omfatter såvel danske (Jensen & Ludvigsen 2001; Anon.2002; Mikkelsen *et al.* 2003) (Anon.2003b), som udenlandske undersøgelser, se (Grathwohl & Halm 2003) og (Grathwohl *et al.* 2004) for en nyere gennemgang af relateret litteratur. Umiddelbart giver resultaterne fra de foreliggende undersøgelser ikke en entydig og tilstrækkelig dokumentation for, at der ikke er en potentiel risiko for forurening af grundvandet ved nedsivning. Derfor sammenstilles de danske publikationer i denne rapport og resultaterne perspektiveres under inddragelse af resultater fra internationale forskning. Fokus i sammenstillingen ligger på forhold relateret til nedsivning til grundvand. Det ligger udenfor projektets rammer at afklare aspekter omkring overfladeafstrømning og forurening af overfladevand. Det er dog relevant at nævne at der i regulative sammenhænge er sket en forstærket koblingen af grundvand og overfladevand som følge af Vandrammedirektivets vedtagelse.

Ud fra tidligere rapporter foreligger der ikke en entydig konklusion omkring nedsivningsløsningens egnethed i forhold til grundvandsbeskyttelse. Allerede i 1975 blev der iværksat en undersøgelse af et nedsivningsanlæg i Frederiks (Kristensen & Mikkelsen 1983). Disse resultater er siden suppleret med flere undersøgelser. På baggrund af en nyere rapport fra Miljøstyrelsens (Hasling *et al.* 2001) skriver Miljøministeren 6. maj 2002 til de danske kommuner at "Det er derfor min vurdering, at nedsivningsanlæg er en god og langsigtet løsning, forudsat at reglerne for etablering af nedsivningsanlæg følges" (Anon.2002). Rapportens konklusioner er senere blevet diskuteret af bl.a. DANVA og et notat udfærdiget af 4 hydrogeologer fra større danske vandforsyninger har bl.a. fremhævet at rapporten ikke besvarer spørgsmålet "om belastningen af især miljøfremmede stoffer fra nedsivningsanlæg udgør en trussel for grundvandet" (internt notat, DANVA). Notatet fremhæver især problemer omkring lokaliseringen af spildevandsfaner og mulige konsekvenser for rapportens konklusioner der bl.a. baseres på fortyndingsberegninger.

Det er blevet fremhævet at spildevandets bevægelse i jorden kan være vanskelig at fastlægge. En rapport udført af COWI for Miljøstyrelsen (Hasling *et al.* 2001) er således blevet fulgt op af en undersøgelse udført af Århus Amt (Anon.2003b), hvor der er lagt vægt på at "sikre kendskabet til spildevandets bevægelser under jorden". Trods disse tiltag til en udbygget beskrivelse af spildevandets bevægelse har Århus Amt rapporten ikke kunnet levere basis for entydige svar på spørgsmålet om risiko for forurening af grundvandet.

I en rapport fra Rambøll konkluderes at "nedsivningsanlæg i vandindvindingsområder ikke umiddelbart kan anbefales", og for øvrige områder fremhæves "beslaglæggelsen" af store arealer som værende en væsentlig ulempe ved etablering af mange nedsivningsanlæg på landsplan (Anon.2002). Fra Miljø & Ressourcer på DTU har lektor Anna Ledin for et par år siden fremført at "vores viden i dag er tilstrækkelig til at kunne forudse de fulde konsekvenser af spildevandsrensning via nedsivningsanlæg" (citater fra Stads- og Havneingeniøren 19-11-2002 s. 42). Der er således uklarhed om nedsivningsanlæggenes egnethed i.f.t. potentiel grundvandsforurening.

I denne rapport gennemgås de problemstillinger, som forekommer uafklarede ved gennemgang af de tidligere publicerede, danske rapporter.

Rapportens opbygning

I denne rapport tages udgangspunkt i den ovenfor nævnte litteratur. Ud over konklusionsafsnittet 1 og baggrundsafsnit 2 indeholder rapporten seks fagligt afgrænsede afsnit.

Indledningsvis beskrives særlige hydrologiske aspekter omkring nedsivningsanlæg i afsnit 3, herunder betydningen af anlæggenes design. I det efterfølgende afsnit 4 gives en introduktion til de modelleringstilgange der kan være relevante at anvende til en uddybning af nedsivningsrisikoen i forbindelse med nedsivningsanlæg. Som det fremgår af disse betragtninger om hydrogeologi og modellering fordrer en vurdering kendskab til såvel en række processer som adgang til beskrivende data.

Ud fra de hydrogeologiske, anlægsrelaterede og modelbaserede forudsætninger gives i de efterfølgende 4 afsnit en gennemgang af identificerede potentielle problemområder. I disse afsnit er fokus er lagt på en vurdering af hvorvidt processerne er kendte, og om det kan forventes at der foreligger de nødvendige data for en evt. mere fundamental vurdering af risikoen for en grundvandsforurening som følge af nedsivning af husspildevand. I afsnit 5 præsenteres forhold omkring nedsivning af uorganiske komponenter, herunder metaller samt N og P. I afsnit 6 beskrives forhold relateret til relevante organisk-kemiske komponenter og i afsnit 7 gennemgås aspekter af mikrobiel forurening. De faglige afsnit sammenstilles i afsnit 1.

Hydrologi og dimensionering af anlæg

Generelt om nedsivningsanlæg

Skønsmæssigt skal 90.000 ejendomme i det åbne land forbedre deres spildevandsforhold i løbet af de kommende år. Forbedringen opnås ved at etablere en form for spildevandsbehandling på ejendommen eller ved tilslutning til det kommunale kloaksystem. I tabel 3.1 er angivet 6 forskellige spildevandsløsninger der kan benyttes (uddybende materiale forefindes bl.a. i (Raahauge *et al.* 2001) og på DANVA's hjemmeside www.danva.dk/sw220.asp). Det ses at afhængig af hvilken type der vælges så vil spildevandet enten blive udledt til en recipient (typisk vandløb) eller infiltreret gennem nedsivningsanlæg eller pileanlæg med nedsivning (Gabriel *et al.* 2004). De forskellige anlægstypers evne til at reducere organisk stof, fosfor og kvælstof (nitrifikation) er meget forskellige (jf. tabel 3.1).

I Miljøstyrelsens "Vejledning til bekendtgørelse om spildevandstilladelser m.v. efter miljøbeskyttelseslovens kapitel 3 og 4 defineres begreberne husspildevand, sort og gråt spildevand således (Anon. 1999b):

"Husspildevand er efter bekendtgørelsens § 4, stk. 2, spildevand fra husholdninger, herunder afløb fra vandklosetter. Sanitært spildevand fra erhvervsvirksomheder, dvs. afløb fra baderum, toiletter og køkkener falder også ind under denne definition. I denne vejledning anvendes endvidere begreberne "sort" spildevand og "gråt" spildevand. Ved sort spildevand forstås alene spildevand fra vandklosetter, mens der ved gråt spildevand forstås spildevand fra bad, køkken, vask og øvrigt sanitært spildevand, der ikke er sort spildevand."

Det skal nævnes at regnvand fra befæstede arealer (især veje), tage og dræn ikke må tilsluttes nedsivningsanlæg og pileanlæg uden bund. Spildevand fra tage og veje nedsives i det åbne land efter regler beskrevet i spildevandsbekendtgørelsen (Anon.1999b). En opgørelse udført for de sjællandske amter viste at den spildevandsmængde der potentielt er til rådighed for nedsivning udgør i alt 85 mio. m³ pr. år, svarende til 11 mm pr. år (Jensen & Ludvigsen 2001).

Visse dele af dette spildevand (specielt fra trafikintensive veje) udgør en potentiel risiko for forurening af grundvandsressourcen efter nedsivning med f.eks. kulbrinter og vejsalt (klorid). Vejsalt kan medvirke til øget mobilitet af tungmetaller. Ingen af de to sidstnævnte spildevandsformer omtales nærmere i denne udredning da nærværende rapport udelukkende er rettet mod husspildevand der udledes i nedsivningsanlæg som gråt spildevand (dvs. afløb fra vaske, bad og køkken) og som sort spildevand (afløbet fra toiletter). Gråt spildevand er opgjort til at udgøre volumenmæssigt ca. 73 % af alt husspildevand (Hansen & Kjellerup 1994). Endelig har Miljøstyrelsen skønsmæssigt opgjort at ca. 70 % af landets eksisterende nedsivningsanlæg i områder uden kloakering (eksklusiv sommerhusområder og kolonihavearealer) ligger på forholdsvis tætte jorder.

Dimensionering

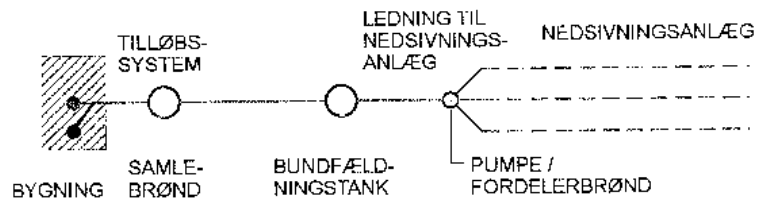
I et nedsivningsanlæg bortledes spildevandet ved at sive husspildevandet gennem den umættede zone under nedsivningsanlægget til grundvandszonen. I den umættede del af jordprofilen bliver en del af spildevandets indhold af forurenede stoffer fjernet ved nedbrydning af f.eks. mikroorganismer eller tilbageholdt ved sorption, typisk til lerminerale og organisk stof. Opbygning af anlæg er bl.a. beskrevet i Raahauge *et al.* (2001) og Gabriel *et al.* (2002).

Nedsivningsanlæg kan etableres i områder, hvor det vurderes at nedsivning kan ske uden risiko for forurening af grundvandet og grundvandsressourcer, der anvendes eller kan blive anvendt til drikkevandsforsyning. Ifølge Miljøstyrelsens vejledning (Anon.1999c) skal der følgende steder undgås placering af nedsivningsanlæg:

- *I terrænlavninger* og nedenfor stærkt hældende skrænter, hvor overfladisk afstrømning kan tilledes nedsivningsanlægget og dermed overbelaste anlægget.
- På jordbundstyper med dårlig infiltrationskapacitet. Et nedsivningsanlæg skal i døgngennemsnit kunne infiltrere 0,75 m³ husspildevand fra 0-5 personer (eller 1 boligenhed) og 4,5 m³ fra 26-30 personer fordelt på 9-10 boligenheder.
- *I områder med høj grundvandstand.* For at opnå en tilstrækkelig lang opholdstid i den umættede zone under nedsivningsanlægget skal bunden af anlægget så vidt muligt være beliggende 2,5 m og mindst 1 m over højeste grundvandsstand.

Da bunden af fordelerslaget i et nedsivningsanlæg skal være placeret i mindst 0,6 m dybde (frostfri dybde) må højeste grundvandstand altså ikke overstige 1,6 m under terrænoverfladen. Denne dybde vil på mange lerjorde ikke kunne opfyldes, hvorfor nedsivningsanlægget laves i en sandmile (et hævet anlæg) ovenpå jorden. Sivedrænene i sandmilen hæves så højt, at der er mindst en meter til højeste grundvandsstand. Et nedsivningsanlæg består udover selve nedsivningsanlægget også af et afløbsanlæg, som vist på figur 3.1. Afløbsanlægget udgøres af et tilløbssystem samt en bundfældningstank. Nedsivningsanlægget er opbygget af et fordelingssystem (evt. med et pumpestation) samt et flerstrengt sivedræn. For at opnå optimal drift af nedsivningsanlægget skal tilledningssystems rørsystem dimensioneres og udføres som beskrevet i Dansk Standard norm 432 "Norm for afløbsinstallationer".

Figur 3.1. Principskitse af et mindre afløbsanlæg med nedsivning (Anon.1999c)



Tabel 3.1. Mulige spildevandsløsninger i det åbne land (modificeret fra Hedeselskabet (Gabriel et al. 2002))

Spildevandsanlæg i det åbne land	Udledning / nedsivning	Renseklasse ¹⁾ , der kan opfyldes	Særlige eller kritiske forhold
Nedsivningsanlæg	Nedsivning	O, SO, OP, SOP	Ved lerholdige jord: Hvis jordpermeabilitet er for lav hæves drænrør/anlæg. Ved høj grundvandsstand: Sivedræn hæves mindst 1 meter over højeste grundvandstand Kræver velfungerende bundfældningstank Følsom for konstant overbelastning Nedsivning i OSD kritisk
Biologisk sandfilter	Udledning til dræn eller vandløb	O, SO	skal kombineres med andre anlægstyper hvis der er renskrav til fosfor (OP og SOP)
Rodzoneanlæg	Normalt udledning til dræn eller vandløb. (Sommetider nedsivning, hvis bundmembran er utæt)	O	Kræver velfungerende bundfældningstank Følsom for konstant overbelastning Etablering og opretholdelse af plantedække kan være problem Problemer med vand løber på overfladen af anlægget
Pilerenseanlæg	Nedsivning (åben bund) eller Ren fordampning (lukket bund)	O, SO, OP, SOP	For anlæg med åben bund må forventes samme afstandskrav som for nedsivningsanlæg Tungmetalholdig aske
Minirensanlæg	Udledning til dræn eller vandløb	O, SO, OP, SOP	Etablering af et minirensanlæg forudsætter at der indgås en serviceaftale om anlægget
Kloakering	Udledning til renseanlæg	O,SO, OP, SOP	Kloakering kan kun etableres, ejes og drives af kommunen eller et privat spildevandslaug, hvor flere grundejere kan etablere et fælles privat spildevandsanlæg Hvis et område udlægges til kloakering i spildevandsplanen, er grundejerne i området forpligtet til at slutte sig til systemet.

1) O = Reduktion af organisk stof, OP = Reduktion af organisk stof og fosfor; SO = Skærpet krav til reduktion af organisk stof samt nitrifikation; SOP = Skærpet krav til reduktion af organisk stof og fosfor og nitrifikation.

Størrelsen af et nedsivningsanlæg er afhængig af jordtypen, hvori spildevandet skal nedsives. Et nedsivningsanlæg til en husstand vil typisk være et såkaldt 5 PE anlæg (PE: personenhed), som er dimensioneret til 5 beboere i husstanden. Nedsivningsanlæg op til 30 PE, dvs. med en maksimal tilførsel på 1,8 kg B15 pr. døgn skal udføres efter Miljøstyrelsens vejledning (Anon. 1999c). Som tommelfingerregel skal der være fra 6 m² siveareal på sandjorde (jordtype A) til 9 m² siveareal på sand/siltjorde (Jordtype B) (Anon. 1999c). Med et typisk døgnforbrug i Danmark på 120 liter vand pr. person i hver enkelt husstand, svarer dette til at 120 l nedsives på 6-9 m² siveareal hvert døgn eller 13-20 mm hvert eneste døgn året rundt. Til sammenligning er nettonedbøren på Sjælland 200-300 mm pr. år (Henriksen & Sonnenborg 2003), hvilket betyder at der i gennemsnit nedsives mellem 15 og 36 gange mere end den klimatisk betingede nettoinfiltration på de lerede jorde på Sjælland. Her skal nævnes at nye forskningsresultater fra et kontrolleret feltforsøg i Københavnsområdet har vist, at blandt andet partikler (latexkugler) på størrelse med bakterier (1 µm), kunne nedsives gennem en 3 m tyk umættet zone efter 2-3 timer ved en nedsivningsrate på 7 mm/døgn (Amand *et al.* 2004). Da de eksperimentelle forsøgsbetingelser i store træk ligner meget nedsivningsbetingelserne i et nedsivningsanlæg er det ikke utænkeligt at vira og patogene bakterier i husspildevand kan spredes til det øvre grundvand inden for meget kort tid (timer, se i øvrigt afsnit 7).

I sagens natur er det væsentligt at nedsivningsanlæg dimensioneres og anvendes efter forskrifterne. Et eksempel på det modsatte haves fra en undersøgelse af et nedsivningsanlæg på et svensk museum dimensioneret til 5.000 gæster årligt (et groft overslag på 200 åbningsdage svarer til 25 besøgende pr dag), men et reelt besøgstal på 40.000 gæster årligt medførte naturligvis overbelastningsproblemer og manglende funktionalitet for anlægget (Dyck-Madsen *et al.* 1999).

Strømningsmønstre i morænelerjorde og grovsandede jorde er blevet undersøgt i flere danske undersøgelser og viser at transport primært foregår i mindre dele af det samlede poresystem (Petersen *et al.* 1995; Petersen *et al.* 1997). I denne forbindelse skal det nævnes at naturlige variationer i ler/sandfordelingen i den umættede zone under nedsivningsanlæggets bundlag og variabel forekomst af vandledende sprækker og bioporer (rod og regnormekanaler) således kan give et heterogent nedsivningsmønster. Som resultat vil nedsivningen ikke ske over en bred front men snarere i præferentielle strømningskanaler igen med en kortere opholdstid for husspildevandets miljøfremmede stoffer til følge. Desuden må små ujævnheder i nedsivningsanlæggets bund formodes at kunne give anledning til en afstrømning mod bundens lavninger hvorfra en præferentiel nedsivning kan finde sted.

Derved vil en mindre opholdstid i den umættede zone kunne tænkes at forekomme, så omsætningsprocesserne får kortere tid til at virke. Nogen steder kan man forestille sig egentlige kortslutninger af den umættede zone. På grund af jordsystemernes kompleksitet findes der i dag hverken egnede målemetoder eller et velfunderet teoretisk grundlag for en kvantitativ beskrivelse af præferentiel strømning.

Beskyttelseszoner i.f.t. vandindvindinger og vandløb

Beskyttelseszoners størrelse

Beskyttelse af indvindingsområder er reguleret af Vandforsyningsloven, Miljøbeskyttelsesloven, og indirekte af Landbrugsloven med tilknyttede retsakter. Kort fortalt er funktionerne i de tre lovgivninger således:

Vandforsyningsloven åbner mulighed for at indsatser omkring vandbeskyttelse kan finansieres som en udgift på line med andre driftsudgifter. Miljøbeskyttelsesloven giver mulighed for en regulering af arealanvendelsen. Der kan således laves et eksportativt indgreb overfor anvendelserne, men arealerne kan ikke eksproprieres på basis af Miljøbeskyttelsesloven. I indsatsområder hvor der er vedtaget en indsatsplan giver den nye landbrugslov mulighed for at vandforsyninger kan erhverve arealer til grundvandsbeskyttelse.

Kildepladszonen omkring vandforsyningsboringer – defineret i zoneringsvejledningen (Anon.2000b) – har til formål at beskytte indvindingen mod forurening fra de nærmeste omgivelser. Størrelsen af kildezonen er mindst 300 meter svarende til størrelsen af den hygiejniske sikkerhedszone, som amtet udpeger efter miljøbeskyttelsesloven §22. Afstanden fra nedsivningsanlæg til vandindvindingsboring, hvortil der stilles drikkevandskrav skal således mindst være 300 meter (hygiejnisk 300 meterzone) efter lovbestemte krav i spildevandsbekendtgørelsen (Anon.1999b). På baggrund af denne kan der normalt ikke tillades nedsivning af spildevand i disse områder. Dog er det således at hvis indvindingsboringen forsyner mindre end 10 husstande kan afstandskravet nedsættes til 75 meter såfremt de hydrogeologiske forhold sandsynliggør at nedsivningen vil kunne ske uden risiko for forurening af drikkevandsboringen. Tilsvarende er der for vandindvindingsanlæg uden krav til drikkevandskvalitet (f.eks. markvandingsboring) et krav til at der skal være mindst 150 meter. Afstandskravet kan dog på samme vis nedsættes til 75 meter hvis det kan sandsynliggøres at nedsivningen er uden risiko for forurening af drikkevandsboringerne.

Reglerne er fastsat for at beskytte indvindingen mod forurening med bakterier og virus. Endelig skal det nævnes at der er fastsat en fysisk sikringszone for alle indvindingsboringer – normalt med hegn omkring – hvor ingen sprøjtning med f.eks. pesticider eller anden anvendelse af kemikalier må finde sted. Ved indvindingstilladelser udstedt før 1980 kan den fysiske sikringszone dog være mindre. For at præcisere må der ikke ligge nedslivningsanlæg i zonen mellem 10 og 75 meter fra indvindingsboringer. Til gengæld er der for tiden ingen beskyttelsesmæssige begrænsninger på f.eks. sprøjtning med pesticider i denne zone.

Udstrækningen af kildezonen kan ændres på baggrund af konkrete, lokale, geologiske og forureningsmæssige forhold, som angivet ovenfor. Nedsættelsen til de ovenfor angivne 75 meter bør dog kun ske på baggrund af detailkortlægning. Zoneringsvejledningen angiver følgende om den faglige baggrund for udpeging af kildepladszoner og om konsekvenserne af denne:

”Særlig beskyttelse af kildepladszoner kan desuden begrundes med at store sænkninger af grundvandsspejlet på en kildeplads kan medføre en øget grundvandsdannelse og dermed øget risiko for forurening. Kort afstand og transporttid til indvindingsboringerne medfører at muligheden for at udføre eventuelle afværgeforanstaltninger er ringere. Derfor bør kildepladszonen også gennem regionsplanlægningen så vidt muligt friholdes for aktiviteter, der kan indebære en risiko for grundvandet”.

En arbejdsgruppe nedsat af Miljøministeren i 2003 til vurdering af effekten af større sprøjtrefrie zoner omkring vandindvindingsboringer (”300 meter udvalget”) har blandt meget andet forholdt sig til størrelse, form og placering af beskyttelseszoner primært med beskyttelse mod pesticidforurening af drikkevandsboringer (Ammitsøe *et al.* 2003). Udvalget anbefaler følgende i forhold til vurdering af fremtidige sprøjtrefrie zoner omkring vandindvindingsboringer:

- For det første bør der gives hjemmel til at udvide den fysiske beskyttelseszone og/eller etablering af sprøjtrefrie zoner omkring nuværende og fremtidige indvindingsboringer på baggrund af en konkret risikovurdering.
- For det andet anbefales det at den konkrete størrelse og udformning af eventuelle beskyttelseszoner afhænger af de lokale forhold og fastlægges efter en konkret vurdering.

Udvalget påpeger endvidere at disse anbefalinger er et supplement til dels eksisterende zoner, dels generelle beskyttelsesforanstaltninger som godkendelsesordningen for pesticider og dels til en evt. fremtidig udlægning af beskyttelseszoner baseret på en udpegning af særligt pesticidesårbare arealer. I fuld analogi til pesticidproblematikken kan samme argumentation benyttes i forhold til størrelse, form og placering af beskyttelseszoner fri for nuværende og fremtidige nedsivningsanlæg i det åbne land.

Udvaskningen af stoffer fra husspildevandet til grundvandszonen vil generelt betragtes foregå ved en forholdsvis konstant udsivning og kildestyrke umiddelbart under nedsivningsanlæg (dvs. uden udpræget pulserende udvaskning), da tilledningen fra helårsbeboelser er stort set konstant året rundt. Dette er en generalisering, idet der kan forekomme såvel kvalitative som kvantitative forskelle i de indeholdte forurenende stoffer (se *Pantsar-Kallio et al.* 1999 og afsnit 6). Der må formodes at en variation i den udvaskede stofmængde må finde sted og kan primært tilskrives grundvandsspejlets dybdemæssige variation med årstiden (størst umættet zone i sommerperioden) og varierende jordtemperatur som funktion af dybden i forskellige måneder (*Aslyng* 1976). Alt andet lige må det forventes at nedbrydningen af husspildevandet favoriseres i sommerperioden da dels transportvejen gennem den umættede zone er længst dels er jordtemperaturen i samme periode er højest.

Det kan overvejes om en pulserende nedsivning ville kunne give anledning til en forøget forureningsrisiko for vandindvindingsboringer. Med udgangspunkt i beregningseksempler fra 300 meter udvalgets rapport (*Ammitsøe et al.* 2003) er det vist at en pulserende udvaskning vil øge forureningsrisikoen af en indvindingsboring afhængig af afstanden mellem nedsivningsstedet og boringen, idet en lille afstand giver en kort opholdstid for et nedsivende stof med en forøget forureningsrisiko til følge. Et større udvaskningsareal medfører en længerevarende puls (og en lidt højere spidskoncentration, idet fortyndingen/opblandingen i indvindingsboringen er mindre.) En mere koncentreret og tidsmæssigt afgrænset udvaskning vil gøre pulsen mere udtalt. Disse generelle betragtninger har kun begrænset relevans for nedsivningsanlæg så længe der er krav om at sivearealet er fastsat til 6-9 m² pr. beboer i en husstand (jf. tidligere i dette kapitel).

Afstandskravet til beliggenheden af nedsivningsanlæg i forhold til overfladevandssystemer er som følger: Afstanden fra nedsivningsanlæg til vandløb skal være mindst 5 meter. Hvis anlægget placeres nærmere et vandløb end 25 meter, skal der gives en udledningstilladelse til vandløbet i stedet for en nedsivningstilladelse jf. bekendtgørelse om spildevandstilladelser.

Set i lyset af at der specielt i de perioder af året hvor grundvandsspejlet står højt og hvor den horisontale strømning i de øvre jordlag vil være dominerende (specielt i moræneler) så er det meget sandsynligt at husspildevandet fra nedsivningsanlæg placeret i en afstand på indtil 5 meter fra et vandløb vil forurene dette. Dette understøttes godt af at det tidligere er vurderet, at for 27 % af de vandløbsstrækninger, hvor målsætningen ikke er opfyldt skyldes dette udledninger fra spredte bebyggelser (dvs. primært nedsivningsanlæg) (Laursen *et al.* 2000).

Horisontal strømning

Lokal nedsivning af spildevand gennem et nedsivningsanlæg på lerjorde vil resultere i en potentialekegle i omkringliggende øvre grundvandsmagasiner og morænelerslag under nedsivningsanlægget med en resulterende horisontal potentialegradient, der vil initiere en horisontal grundvandsstrømning gennem de øverste jordlag (få meter). Ved markforsøg er det på lerjorde vist at de øvre jordlag typisk er faktor 100-1000 mere permeable end underliggende jordlag (Nilsson *et al.* 2001; Harrar & Nielsson 2001). Derved sker der vandindvindingsboringer og en betydelig horisontal transport af nedsivende spildevand, der risikerer at forurene overfladevands- og drænsystemer. Stof fra spildevandet spredes yderligere ved først at strømme i større horisontale afstande end under normale gradient forhold og yderligere ved en øget kontakt med de vertikale spredningsveje gennem sprækker og bioporer mod grundvandszonen. Alt i alt vil et større jordvolumen kunne gennemstrømmes af potentielt forurenende spildevand. Hvorvidt dette giver en større forureningsrisiko for både overfladevandssystemerne og grundvandet er ikke kendt og behøver bedre dokumenteret under og omkring nedsivningsanlæg.

Lokalisering af forureningsfaner

Lokalisering af spildevandsfanen i grundvandszonen er vanskeligt viser flere undersøgelser. En undersøgelse udført af Århus amt på sandede jorde viste at en afgrænsning af spildevandsfanen med et monitoringsnet af boringer nedstrøms udløbet fra nedsivningsanlægget ikke kunne udføres med særlig stor præcision (Anon.2003b). Først da amtet selv tilsatte en 200 mg/l bromid traceropløsning direkte i trixtanken og efterfølgende fulgte tracerens spredning i jorden kom der mere klare observationer på hvor langt og hvor hurtigt en spildevandsfane må formodes at spredes i vandmiljøet. Til nogen overraskelse tog det op til 3 uger for traceren at sive gennem en 1-1,5 meter umættet zone i en sandet jord. Det er i samme projekt forsøgt uden held at anvende georadar til lokalisering af forureningsfanen.

Udbredelsen af en saltvandstracer infiltreret i sprækket moræneler er undersøgt ved et forskningsprojekt i Flakkebjerg under anvendelse af den geoelektriske profileringsmetode (MEP), (Hartelius 1999). Infiltrationen af bromidopløsning på 10000 mg/l foregik gennem en 2,5 m dyb infiltrationskasse. MEP målinger blev holdt op mod resultaterne af et monitoringsnet af et større antal boringer, hvor bromidfanen kunne lokaliseres.

Selvom infiltrationsdybde (2,5 m) er væsentlig dybere end dybden hvor spildevand fra nedsivningsanlæg siver ned (ca. 0,6 meters dybde) så åbnede undersøgelsen på Flakkebjerg mulighed for at MEP metoden har en fremtidig mulighed for monitorering af forureningsfanens udbredelse fra et nedsivningsanlæg på lerjord. Antagelig har metoden tilsvarende potentiale på sandjord. Det foreslås således at etablere et elektrodenet på jordoverfladen forud for etablering af ny nedsivningsanlæg og foretage måling med MEP metoden før start af nedsivningen og efterfølgende med passende mellemrum. Det er forskellen i geoelektrisk modstandsopmålinger der benyttes til vurdering af en eventuel spredning af husspildevand i de øvre jordlag. Sidstnævnte er dog så vidt vides ikke dokumenteret ved feltforsøg. Det skal nævnes at MEP metoden tillige benyttes i Sverige til sporing af forureningsfaner fra forurenede grunde (Dahlin *et al.* 2002). Endelig skal nævnes at amerikanske undersøgelser gennem anvendelse af forskellige typer af tracer og monitoringsprogrammer har haft succes med sporing af spildevandsfaner (Krueger *et al.* 2003). (Harden *et al.* 2003; Kampbell *et al.* 2003)

Modelleringsaspekter

Baggrund

Nedsivning af husspildevand i det åbne land gennem nedsivningsanlæg og videre gennem den umættede zone til grundvandet er betinget af jordens fysiske og geokemiske forhold og deres komplekse interaktioner. Jordsystemet er en kompliceret helhed sammensat af en heterogen blanding af partikler, væske og gasser. Den faste fase er karakteriseret ved teksturen, dvs. procent sand, silt, ler, kolloider og organisk materiale. Den organiske del af jordens sammensætning består af levende organismer, planter og planterester. Interaktionen mellem disse komponenter og deres betydning for nedbrydning af miljøfremmede stoffer er ikke vel beskrevet og forstået (se f.eks. (Grathwohl *et al.* 2004)). Forureninger opløst i den vandige fase transporteres ved 3 mekanismer: advektion, molekylær diffusion og mekanisk dispersion. Advektion er beskrevet ved porevandshastigheden i den umættede del af jorden, hvorimod diffusion og dispersion beskrives ved Ficks lov og kombineres til hydrodynamisk dispersion. Imidlertid foregår ikke al transport af miljøfremmede stoffer i den opløste fase fordi stoffer kan sorberes til f.eks. kolloider og transporteres ad den vej. Meget lidt vides omkring de geokemiske og jordfysiske forhold der styrer dannelse, mobilisering og transport af uorganiske og organiske kolloider (Grathwohl *et al.* 2004). Endvidere vil forurenede stoffer på vej fra nedsivningsanlægget ned gennem jorden undergå komplekse fysiske, kemiske og biologiske transformationer som igen er stærkt påvirket af bl.a. bionedbrydelighed, biotilgængelighed, stofkoncentrationen, temperatur, vandindhold og iltindholdet (Grathwohl & Halm 2003). Endelig er en korrekt beskrivelse af denne dynamik vanskeliggjort på grund af jordens heterogene egenskaber som medfører en høj rumlig og tidlig variabilitet af vigtige parametre (Sovik & Aagaard 2003). Derfor er viden omkring alle disse processer en forudsætning for en pålidelig vurdering af miljøfremmede stoffers skæbne på vej til grundvandsressourcer.

Modellering

Den eneste måde at integrere helheden af disse sammenhænge er ved at opstille modeller, der beskriver disse processer under visse forenkledede forudsætninger. En model er en beskrivelse af det system der skal undersøges hvor der enten gøres brug af empiriske sammenhænge uden en procesmæssig forståelse eller hvor det forsøges at beskrive systemet på matematisk – fysisk vis med inddragelse af procesviden af såvel hydrauliske som geokemiske og biologiske forhold. I det procesbaserede modeller er bedre egnet til opskalering fra lokale forhold til større rumlige skalaer fokuseres i dette afsnit på denne klasse af modeller og mere specifikt på en todimensional model der inkorporerer vigtige hydrauliske og geokemiske processer. Et krav til en egnet model er at sorption og nedbrydning kan beskrives på forskellige trin af kompleksitet. Bionedbrydning er en vigtig mekanisme til at fjerne spildevandsstoffer før de når grundvandet og dette er igen en funktion af opholdstiden af stofferne i den bioaktive zone. Der findes en lang række modeller der inkluderer en del af de processer nævnt under baggrund (se (Simunek *et al.* 2003) for et overblik) hvor dog mange kræver meget detaljerede input data. I dette afsnit fokuseres på HYDRUS 2-D (Simunek *et al.* 1996) herefter kaldt H2D som et værktøj til en vurdering af konsekvensen af brug af nedsivningsanlæg.

Modellen H2D simulerer vand- og stof transport i et 2 dimensional domæne og er beskrevet i detaljer (Simunek *et al.* 1996). Fordelen ved at bruge en 2-D model i denne sammenhæng frem for 1-D modeller som anvendes i national og EU pesticid registrerings proceduren (Boesten *et al.* 2000) er muligheden for at belyse randbetingelsernes indflydelse på stoftransport eksplicit. Beliggenheden af nedsivningsanlæg i forhold til vandindvindingsboringer og vandløb kan direkte tages med i modelopsætningen og miljøfremmede stoffers udbredelse samt spildevandsfanen i såvel horisontal som vertikal retning kan beregnes og visualiseres. H2D har været anvendt i mange studier angående vand- og stoftransport i den umættede zone, f.eks. (De Vos *et al.* 2002) brugte H2D til en analyse af vandkvaliteten i forhold til chlorid koncentrationen i Holland og (Henry *et al.* 2001) simulerede koncentrations afhængige effekter af mobile organiske opløsninger.

Jord hydrauliske parametre specificeres for vandtransport delen og her anvendes van Genuchten-Mualem parameterisering (Mualem 1976; van Genuchten 1980) for retentionskurven og den umættede ledningsevne funktion.

Parametre der indgår er beskrevet i tabel 4.1. De udvalgte parametre der skal specificeres for enhver simuleret stof angives i tabel 4.2.

Tabel 4.1: udvalgte hydrauliske og stoftransport parameter til H2D

Parameter symbol	Beskrivelse	
z_s	Mættet vandindhold	L^3/L^3
z_r	Residual vandindhold	L^3/L^3
∇	vG fitting parameter	L^{-1}
n	vG fitting parameter	-
K_s	Mættet hydraulisk ledningsevne	$L T^{-1}$
L	vG fitting parameter	-
D_L	Longitudinal dispersivitet	L
D_T	Transversal dispersivitet	L

Tabel 4.2: udvalgte stofparametre til H2D

Parameter symbol	Beskrivelse	
K_f	Sorptions isotherm coefficient	$M^{-1}L^3$
n	Sorptions isotherm exponent	-
HENRY	Ligevægts fordelingskonstant mellem væske & gas fase	$M^{-1}L^3$
SINKL	1. ordens nedbrydningskoefficient for væskefase	T^{-1}
SINKS	1. ordens nedbrydningskoefficient for partikelfase	T^{-1}
SINKG	1. ordens nedbrydningskoefficient for gasfase	T^{-1}
ALPHA	1. ordens transfer koefficient for ikke ligevægt sorption	T^{-1}

Anbefalinger i.f.t. modellering

Der er et fortsat vidensbehov for bestemmelsen af stofs specifikke egenskaber som nedbrydning og sorption under vekslende geokemiske forhold for de særligt relevante forbindelser i spildevand for bl.a. brug i modelstudier. Ligeledes er der behov for at afdække betydningen af koncentrationen af stofferne i en spildevandsblanding samt fortyndingseffekten for de enkelte nedsivnings anlægstyper i en modelmæssig sammenhæng. Modellens domæne omfatter både umættet og mættet strømning hvorfor en vurdering af spildevandets udbredelse under indflydelse af varierende randbetingelser vil være mulig.

Uorganiske komponenter

Kvælstof og fosfor

Almindeligt husspildevand indeholder generelt en del uorganiske stoffer, som kommer dels fra køkken og dels fra toilet. Sulfat og chlorid kommer hovedsagelig fra husholdning og urin og ligger i almindeligt spildevand på henholdsvis 80 mg SO₄ /l og 200 mg Cl/l. Indholdene er meget varierende men er for begge parametre højere end infiltrerende vand fra ikke kystnære arealer. Indholdet af nitrat, ammonium og total kvælstof ligger almindeligvis på henholdsvis <1 mg N /l, 80 – 120 mg N /l og 90 – 190 mg N /l. Phosphat målt som Total-P ligger normalt mellem 15 og 50 mg P /l.

Omregnet til person ækvivalenter svarer det til en årlig belastning på 0,9 kg P / PE og 4,2 g N / pe. Sammenlignes dette med udsivningen fra almindelig landbrugsjord vil denne ligge på 20 – 80 kg N /ha/år og 1 –5 kg P /ha /år. Ved en infiltration (grundvandsdannelse) på mellem 200 og 500 mm /år giver dette gennemsnitskoncentrationer på 10 og 50 mg N /l og 0,1 og 1 mg P / l.

Som det fremgår er spildevandskoncentrationerne noget højere end udsivning fra dyrket jord. Nedsivningsanlæggene har en 300 meter afstandsgrænse til offentlig vandforsyning hvilket generelt vil betyde at anlæg op til 30 PE vil give en teoretisk årlig belastning på 4,5 kg N /ha og 0,8 kg P /ha. Dette er for kvælstof meget mindre end belastningen fra dyrkede arealer mens phosphat belastningen er større. Samtidig vides det at transporten af phosphat i grundvand kan være betydelig da den kan foregår ved partikulær transport (Stollenwerk 1996). Dette er som andre kolloid transportmekanismer ikke undersøgt tilstrækkelig. Belastningen fra spildevand i områder med naturarealer er for begge stoffer højere end det naturlige bidrag.

Metaller

I litteraturen findes meget begrænsede oplysninger om forekomsten af metaller og andre uorganiske forbindelser i gråt spildevand. Det gælder dog generelt, at den foreliggende litteratur primært omhandler forekomster og fjernelse af de uorganiske komponenter i spildevand der behandles i egentlige renseanlæg (Some & Lagerkvist 2002; Karvelas *et al.* 2003).

En litteratursøgning med søgeprofilen "heavy metals" "waste water" infiltration fate – storm –solid –mining –smelter -nuclear' har ikke afsløret rapporter, der underbygger antagelse om at grundvandsforurening med tungmetaller fra nedsivning af husspildevand udgør et problem. Generelt er koncentrationen af tungmetaller i husspildevand lav (Eriksson *et al.* 2002) og som hovedproces tilbageholdes disse i jordmatricen ved nedsivning. Disse betragtninger er i overensstemmelse med erfaringerne fra det danske grundvandsovervågningsprogram og også i overensstemmelse med erfaringer fra større danske tungmetallforureninger som for eksempel den meget omfattende forurening med arsen og bly fra produktionen af superfosfat på gødningsfabrikken i Mundelstrup igennem mere end 100 år (Frandsen, A 1988, Anon. 1989 & 1992).

I forhold til rapporten "Miljøkonsekvenser ved nedsivning af spildevand rensat i økologiske renseanlæg sammenlignet med traditionel nedsivning" (Hasling *et al.* 2001) kan det bemærkes at der i rapporten angives at vandprøver er håndteret i henhold Dansk Standard DS 259. Denne standard foreskriver at prøver skal filtreres gennem membranfiltre med en porestørrelse på 0.45µm. Rapportens analyseresultater for tungmetaller i referenceboringerne, der antages at være ikke forurenede, er højere end 90 % percentilen af resultaterne fra grundvandsovervågningen. Dette er overraskende og kan skyldes ufuldstændig filtrering. Den store og usystematiske variation i resultaterne peger i samme retning. Hvis en ufuldstændig filtrering har medført at partikler er tilstede i prøven vil salpetersyreoplukning (som også foretages efter DS259) yderligere forøge variationen i resultaterne. Dertil kommer at analyserne er udført med en forholdsvis høj detektionsgrænse i forhold til det normalt forventede indhold i ikke forurenede grundvand.

Generelt er koncentrationen af tungmetaller i grundvand styret af ligevægtsprocesser mellem vandfasen og jordmatricen langs strømningsbanen. Nedsivning kan tilføre grundvandet vandopløselige organiske komplekser og industrielt fremstillede kompleksdannere som f.eks. EDTA og NTA.

Kompleksdannelse med tungmetaller kan have til følge at tungmetallerne i nedsivningsvandet får en forøget mobilitet. Dette kan medføre dels at tungmetallerne tilbageholdes dårligere og dermed får en større udbredelse, dels at der sker en forøget udvaskning af tungmetaller fra jordmatrixen eller fra tidlige tilført, men bundet forurening.

I Vandplan Sjælland (Jensen & Ludvigsen 2001) er der fundet betænkeligt høje koncentrationer af tungmetallerne bly, kobber og zink. De ovennævnte komplekseringsproblemer er belyst ved beregninger med programmet MINTEQ. Det konkluderes at metallerne ikke udgør en risiko ved nedsivning, såfremt der ikke foretages samlet nedsivning af henholdsvis tagvand og husspildevand med komplekserende forbindelser. I projektets undersøgelser er der ikke fundet grundlag for at anfægte de anførte konklusioner.

For at perspektivere metalforekomsterne i nedsivningssammenhænge kan erfaringerne fra Vandmiljøplanens Grundvandsovervågningsprogram inddrages. I denne overvågning ses der overskridelser af grænseværdien ved afgang fra vandværk for et mindre antal tungmetaller. Grænseværdien for arsen overskrides i alle analyser i 6% af borerne, mens der ses overskridelser for alle analyser i 1 % af borerne for nikkel og mindre end 1 % af borerne for zink, bly, bor og antimon. I 16 % af borerne er der mindst en analyse, der overskrider grænseværdien for arsen, 6% for nikkel og zink, 1 % for bly og mindre end 1 % for selen, kviksølv, kobber, cadmium og bor. I områder hvor koncentrationen af et eller flere uorganiske sporstoffer, herunder tungmetaller, konstant eller lejlighedsvis overskrider grænseværdien for drikkevand udgør enhver yderligere tilledning af samme stof eller stoffer en uacceptabel forringelse af grundvandskvaliteten.

Sammenfattende viser en række undersøgelser at der kan påvises udledninger med et vist tungmetalindhold, men at disse generelt og alment ikke anses for problematiske, antageligt af den simple årsag at der (endnu) ikke er identificeret noget tilfælde af egentlig grundvandsforurening med uorganiske sporstoffer, herunder tungmetaller, som stammer fra udledninger af spildevand.

Organiske mikroforureninger

Baggrund for udvælgelse af stoffer

Ved at betragte de produkter, som anvendes i husholdningen har et omfattende studie identificeret 900 stoffer som potentielt forekommende i gråt spildevand (Eriksson *et al.* 2002). Indhold af organiske miljøfremmede stoffer i spildevand er undersøgt i en række danske undersøgelser og en sammenfatning af en del af disse data foreligger (Arnbjerg-Nielsen *et al.* 2002).

Som følge af de mange typer af spildevand har disse undersøgelser forskellig relevans for nedsivningsproblematikken. I den danske såvel som den internationale litteratur er aspekter af nedbrydning og transport tillige behandlet med meget varieret detaljeringsgrad. Da mange stoffer potentielt kan forekomme i spildevand er det kun en mindre del af disse, der er undersøgt. Gennemgangen i denne rapport er som nævnt begrænset til allerede identificerede potentielle problemstoffer ud fra tidligere danske publikationer om nedsivningsanlæg. Ideelt skal risikoen for forurening ved nedsivning også relateres til stoffer som er mindre kendte (evt. "fremtidige") og forbindelser som endnu ikke er erkendt som potentielt grundvandstruende. En sådan vurdering vil i sagens natur være meget omfattende. En amerikansk publikation har dog angrebet den "umulige" opgave og lister en række "oversete potentielle problemstoffer" (Erickson 2002).

En del litteratur omhandler analyser af spildevand fra husholdninger (Hagebro & Andersen 1990; Paxeus *et al.* 1992; Paxeus 1996; Wilkie *et al.* 1996; Jepsen & Grüttner H. 1997; Mattson *et al.* 2004) og en gennemgang af denne litteratur vurderer antallet af analyserede stoffer (organiske såvel som uorganiske) til at være 500 (Eriksson *et al.* 2002). Som følge af det meget store antal stoffer der kan relateres til spildevandet er der i denne rapport fokuseret på forbindelser der er fremhævet som mulige problemstoffer i andre rapporter og litteraturkilder omhandlende mindre nedsivningsanlæg.

Flere processer har betydning for et stofs skæbne efter det er kommet ind i et nedsivningsanlæg. Desto flere af disse faktorer der kan beskrives og modelleres, jo bedre beskrivelse og baggrund for risiko vurdering vil man alt andet lige kunne forvente.

Det er naturligvis væsentligt at anvende modeller som på tilfredsstillende vis beskriver de virkelige forhold – men det er af lige så stor vigtighed at etablere gode input data for modellerne. I forhold til de organiske mikroforureninger er der flere mulige former for forsvinding fra nedsivningsanlægget, primært: udvaskning, fordampning, (evt. reversibel) sorption, akkumulering (inkorporering i mineraler og organiske fraktioner), og nedbrydning (biotisk/abiotisk). Disse mekanismer danner grundlaget for en række modeller.

En række studier har søgt at afklare hvilke forhold der er væsentlige i.f.t. risiko for forurening af grundvand og drikkevand. Forureninger med organiske stoffer er en velkendt problemstilling i forhold til grundvand og drikkevand (Nygård *et al.* 2003), og datablade for mange af stofferne kan findes på NOVA 2003 programmets hjemmeside (http://ovs.dmu.dk/2NOVA_2003_ov./4datablade). En generel introduktion til stofferne kan findes i (Helweg *et al.* 2000) og i rapporten fra Vandplan Sjælland findes en litteraturgennemgang af en række relevante stoffer (Jensen & Ludvigsen 2001). De organiske mikroforureninger transporteres i væsentlig grad på opløst form, og en række modeller er opstillet til beskrivelse af nedsivningsrisikoen i forbindelse med en sådan transport (Se særskilte afsnit 3 om hydrologi og 4 om modellering samt (Enfield & Yates 1990)). Som det fremgår af modelleringsafsnittet er de væsentlige variable i denne beskrivelse af nedsivningsrisikoen: koncentration, opløselighed, fordampning, sorption og nedbrydning via mikrobielle og abiotiske processer.

Disse processer kan påvirke hinanden, eksempelvis kan graden af sorption være af afgørende betydning for biotilgængeligheden og dermed den biologisk relaterede nedbrydning (Semple *et al.* 2003). Enhver beskrivelse af forureningerne vil være behæftet med en fejlmargen, ikke mindst som følge af såvel tidlig som rummelig variation i input parametrene. Vurderingen af usikkerhedsaspekterne og dermed konklusionerne ville blive styrket hvis usikkerheden på såvel parametre som modeller blev angivet kvantitativt, men ofte findes sådanne værdier ikke i litteraturen (Refsgaard *et al.* 2004).

Da mange af de fundamentale processer har en tidlig udstrækning er opholdstiden i nedsivningsanlægget og den efterfølgende transporttid frem til aquiferen af stor betydning. Stoffernes skæbne i jord er således også kontrolleret af en række faktorer som jord type (mineraler og organisk stof – såvel koncentration som beskaffenhed), jordens pore størrelser og hydrologi samt stoffernes fysiske-kemiske egenskaber (polaritet, vandopløselighed, hydrofobicitet, lipofile egenskaber og molekylær struktur) (Reid *et al.* 2000).

Hvis opholdstiden er lang kan der fremkomme ældningseffekter, som manifesterer sig som en nedsat tilgængelighed af stofferne (Hatzinger & Alexander 1995). Forsvinding og nedbrydning af stofferne er desuden afhængig af det mikrobielle samfund i nedsivningsanlægget, både hvad angår diversitet og aktivitet (Guthrie & Pfaender 1998; Nannipieri *et al.* 2003). I overensstemmelse med dette har en laboratorieundersøgelse vist at opholdstiden kan have væsentlig effekt på kvaliteten af gråt spildevand (Dixon *et al.* 1999). En kort opbevaring af gråt spildevand (~ 1 døgn) havde en fremmede effekt på kvaliteten af spildevandet, mens længere opholdstider (>2 døgn) medførte forringelse af spildevandets kvalitet som følge af at den indeholdte ilt er blev forbrugt.

Disse forskellige aspekter indgår helt eller delvist i de modeller, der kan anvendes til vurderingen af udvaskningen fra nedsivningsanlæg. Ikke alle processer indgår med samme vægtning, og i forhold til modellering af udvaskning fra nedsivningsanlæg kan en række væsentlige parametre udvælges (se afsnit 4 om modellering):

1. Parametre relateret til hydraulik og stoftransport (direkte bestemt i laboratoriet eller estimeret fra tekstur), herunder dispersivitets og diffusions koefficienter.
2. Sorptionskoefficienter
3. Nedbrydningskoefficienter og forsvindingstider

En væsentlig del af litteraturen beskæftiger sig med indhold af xenobioter i spildevand før og efter et renseanlæg. Disse undersøgelser er ofte baseret på blandet spildevand fra husholdning, toilet og industri. Desuden kan fjernelsen i et nedsivningsanlæg ikke umiddelbart sammenlignes med forholdene i et rensningsanlæg, idet der er væsentlige forskelle i fjernelsesmekanismer som sorption, fordampning, advektion og biotransformation (Byrns 2001). Ofte er denne type data dog de eneste kilder til beskrivelse af f.eks. nedbrydning og sorption, men modelberegningerne skal i sådanne tilfælde tolkes med særligt forbehold.

Problematikken omkring nedsivningsanlæg adskiller sig fra klassiske studier af fladeforureninger som f.eks. pesticidforureninger, idet stofferne f.eks. kan introduceres til miljøet i de dybere jordlag. På denne måde minder problematikken mere om forureninger der stammer fra nedgravede punktkilder. Den omsætning som kunne finde sted i de øverste jordlag forekommer således ikke altid i forbindelse med nedsivningsanlæg. Dette forhold er især væsentligt at bemærke når litteraturværdier for omsætning og sorption eftersøges. For stoffer, hvor omsætning og sorption er væsentlige i A-horisonten kan litteraturværdier således variere betydeligt fra de aktuelle forhold i et nedsivningsanlæg.

Dette er især væsentligt når modeller og parametre skal anvendes til at estimere risikoen for at et stof fra et nedslivningsanlæg kan medføre forurening af en aquifer.

For end del stoffer kan transporten tænkes at foregå som partikeltransport, hvor stofferne f.eks. bindes til kolloider eller mindre partikler. Denne form for transport er i vid udstrækning analog til transport af mikrober (se afsnit 7), om end der er aspekter omkring sorption/desorption som yderligere komplicerer denne transportmekanisme for organiske mikroforureninger. Anlæggenes filterevne og hydrologiske karakteristika er af særlig relevans for denne type transport.

Stofkoncentrationer af bl.a. organiske mikroforureninger i spildevand fra husholdning er tidligere beskrevet i danske og udenlandske undersøgelser (Jepsen & Grüttner H. 1997). Det er væsentligt at bemærke, at såvel sammensætning af spildevandet som koncentrationen af stofferne kan variere i forhold til anlægstypen. Generelt vil opblandings- og fortyndings effekten være mindre i små anlæg set i forhold til anlæg der modtager spildevand fra et stort antal husstande (Boutrup & Plesner 2001; Anon.2003b), se i øvrigt afsnit 3 ang. hydrologiske aspekter af pulseksponeringer. En undersøgelse af spildevand fra husholdninger i Australien viste at indholdet af forurenende komponenter varierer som funktion af flere forhold: beboernes livsstil, dag i ugen (arbejdsdag/weekend), vejrforhold og tid på døgnet (Pantsar-Kallio *et al.* 1999). Eksempelvis var indhold af total fosfor og total nitrogen højt i weekenden, sandsynligvis som følge af aktiviteter som madlavning, rengøring og tøjvask. På hverdage kunne der til gengæld detekteres højere indhold af metaller.

Sammenholdt med aspekterne omkring fortynding demonstrerer denne undersøgelse, at sammensætningen af spildevandet i et nedslivningsanlæg kan forventes at være varierende med hensyn til såvel sammensætningen som koncentration. Et af de væsentlige spørgsmål i forhold til de foreliggende rapporter er, i hvilken grad de stoffer der forlader nedslivningsanlægget vil omdannes og fortyndes under den fortsatte transport mod grundvandet - og dermed hvilke koncentrationer og totalbelastninger der kan forventes at nå frem til grundvandet. I COWI rapporten fra Miljøstyrelsen (Hasling *et al.* 2001) identificeres de højeste koncentrationer for stofferne nonylphenol, LAS og DEP, og det konkluderes at kun for de anioniske detergenter (herunder LAS) er der koncentrationer der overskrider drikkevandskravet. I forhold til LAS er det netop fortyndingseffekten som diskuteres i COWI rapporten.

Konklusionerne er senere blevet kritiseret af hydrogeologer ved 4 større danske vandforsyninger (Internt dokument, DANVA), og dette illustrerer vigtigheden af såvel hydrologi som stofkarakterisering i forhold til risikovurderingen.

Som nævnt fokuseres der i denne rapport på spildevand der nedsives fra beboelse og de væsentligste potentielle problemstoffer identificeres på baggrund af fra tidligere undersøgelser, primært (Hasling *et al.* 2001), (Anon.2003b) og Desuden findes en større dansk undersøgelse af miljøfremmede stoffer i husholdningsspildevand (Jepsen & Grüttner H. 1997) og en karakterisering af gråt spildevand (Eriksson *et al.* 2002). På denne baggrund kan en række organiske forbindelser identificeres som særligt relevante:

Stof	gruppe/beskrives i	Kilde
Nonylphenol	detergent & hormonstoffer	(Jensen & Ludvigsen 2001)
LAS	detergent	(Jensen & Ludvigsen 2001) (Hasling <i>et al.</i> 2001)
DEHP	blødgører	(Jensen & Ludvigsen 2001) (Anon.2003b)
Phenol	phenoler	(Jensen & Ludvigsen 2001) (Anon.2003b)
m-/p-cresol	phenoler	(Jensen & Ludvigsen 2001) (Anon.2003b)
Pentachlorphenol	chlorphenol	(Jensen & Ludvigsen 2001)
Hexylcinnamic aldehyd	duftstof	(Jensen & Ludvigsen 2001)
Triclosan	baktericid	(Jensen & Ludvigsen 2001)
Phthalater	blødgører	(Jensen & Ludvigsen 2001)
dibutylphthalat, DBP	blødgører	(Jensen & Ludvigsen 2001) (Anon.2003b)
diethylphthalat, DEP	blødgører	(Jensen & Ludvigsen 2001)
Octylphenol	phenol	(Jensen & Ludvigsen 2001)
TCPP	fosfortriestre	(Anon.2003b)
Phenantren	PAH	(Anon.2003b)
dimethylnaphthalener	PAH	(Anon.2003b)
4-chlor-3-methylphenol	chlorphenol	(Anon.2003b)
Anthracen	PAH	(Anon.2003b)
Triphenylphosphat	fosfortriestre	(Anon.2003b)
Bisphenol A	hormonstoffer	(Anon.2003b)
Toluen	Aromatiske kulbrinter	(Anon.2003b)

Detergenter

Som forventet indeholder spildevand fra husholdninger detergenter. Undersøgelser har vist indhold af såvel anioniske som kationiske detergenter og som lineære alkylbenzen sulfonater (LAS) (Jepsen & Grüttner H. 1997). En omfattende gennemgang af indholdsstoffer i rensningsmidler og deres potentielle miljøeffekter er publiceret (Damborg & Thygesen 1991a; Damborg & Thygesen 1991b; Davis *et al.* 1992). En meget væsentlig del af disse stoffer er detergenter som LAS, nonylphenol ethoxylater, alkohol sulfater, alkohol ethoxylat sulfater, carboxylater (sæber), cocamid diethanolamin (DEA) og alkylpolyglycosider (APG). Undersøgelser af slam har vist at de non-ioniske detergenter generelt findes i koncentrationer 5-10 gange lavere end de anioniske detergenter (Kuhnt 1993) og nonylphenoldiethoxylater (NP2EO) findes i koncentrationer der er mindst 50 gange lavere end LAS koncentrationerne (Madsen *et al.* 1998). Omsætning af nonylphenol, nonylphenol diethoxylat og LAS i spildevand er bl.a. studeret i et forsøg ved Roskilde (Fauser *et al.* 2001; Fauser *et al.* 2003) og en oversigtsartikel omhandlende bionedbrydeligheden af detergenter foreligger (Scott & Jones 2000a).

I forhold til nedsivningsaspektet er det væsentligt, at selv små koncentrationer af detergenter kan påvirke væsentlige faktorer som jordens fysiske, kemiske og biologiske egenskaber (Kuhnt 1993). Dette kan potentielt påvirke nedsivningspotentialer for såvel detergenterne som andre forureningskomponenter i spildevandet. Det skal nævnes at forekomst af detergenter også kan fremme bionedbrydningen af andre forureninger som f.eks. phenantren (Jahan *et al.* 1997; Jahan *et al.* 1999). En række af de modelrelaterede parametre forefindes i litteraturen, eksempelvis er sorptionskoefficienter K_d og halveringstider publiceret for en række detergenter og nedbrydningsprodukter (Fauser *et al.* 2003). Som forfatterne anfører er disse værdier dog ofte fremkommet under forhold som kun delvist er sammenlignelige med de reelle betingelser i f.eks. slambehandlingsanlæg.

Nonylphenol

I "Vandplan Sjælland" rapporten om nedsivningsanlæg identificeres nonylphenol som et af de væsentligste problemstoffer i forhold til nedsivningsanlæg (Jensen & Ludvigsen 2001). Som det anføres i rapporten blev nonylphenol ikke konstateret i en undersøgelse af gråt spildevand fra Bo90 i København (reference til Eriksson 2001 i (Jensen & Ludvigsen 2001)),

men som anført i oversigten i "Vandplan Sjælland" (Jensen & Ludvigsen 2001) er nonylphenol og simple ethoxylater fundet i andre undersøgelser af husspildevand, bl.a. en dansk undersøgelse (Jepsen & Grüttner H. 1997) og en svensk undersøgelse (Anon.1990). Også i den tekniske rapport fra Århus amt blev der fundet nonylphenol i alle 18 undersøgte prøver fra bundfældningstanke (Anon.2003b). I undersøgelsen var koncentrationerne af nonylphenol (median 6,3µg/l, maks. 100µg/l) og monoethoxylater (median 8,3µg/l, maks. 330µg/l). I COWI rapporten til Miljøstyrelsen (Hasling *et al.* 2001) anføres at den største påvirkning af grundvandet i.f.t. almindelig nedsivning kan tillægges detergenter og blødgørere (DEP).

Nonylphenol og de simple ethoxylater fremkommer primært som et resultat af nedbrydning af højere nonylphenol polyethoxylater med 5 til 20 ethoxylat grupper. Disse forbindelser forekommer hyppigt i vaskemidler, rengøringsmidler og andre overflade aktive produkter. Nonylphenoler (NP), og ethoxylat forbindelser (NPEOx) primært nonylphenolmonoethoxylater (NP1EO) og nonylphenoldiethoxylater (NP2EO) består hver af fra 8-12 isomerer. I de seneste år har der været stor fokus på hormonlignende stoffers forekomst i miljøet, og nonylphenolerne er en af de grupper, som har været diskuteret i denne sammenhæng. Som følge heraf er der et ret omfattende materiale omkring effekter og forekomster i bl.a. slam og det akvatiske miljø. Kilderne omfatter såvel danske publikationer (Anon.2000a; Fauser *et al.* 2001; Christiansen *et al.* 2004) som international litteratur (Davis *et al.* 1992 og referencer heri). I relation til problematikken omkring udbringning af slam er der publiceret en Dansk undersøgelse, hvor der ikke kunne påvise forhøjet indhold af nonylphenoler efter udbringning af moderate mængder slam (Vikelse *et al.* 2002).

Generelt er detergenterne nedbrydelige under aerobe forhold, men som anført i "Vandplan Sjælland" (Jensen & Ludvigsen 2001) er det problematisk at nedbrydningen kun er delvis, d.v.s. stofferne mineraliseres ikke, hvilket medfører dannelse af nedbrydningsprodukter. Studier af nedbrydning under anaerobe forhold forefindes, (Ejlertsson *et al.* 1999). Under anaerobe forhold er nedbrydningen af nonylphenol nedsat, et forhold som også gælder andre detergenter (LAS, se senere). Faktorer som redoxforhold og opholdstid i filtret er således væsentlige i forhold til bionedbrydeligheden.

En omfattende sammenstilling af data med relevans for alkylphenolerne i spildevand er publiceret (Christiansen *et al.* 2004), men litteraturreferencer med oplysninger om detergenteres omsætning og transport i nedsivningsanlæg er sparsomme.

En dansk undersøgelse af rensning af gråt spildevand med sandfilter konkluderede at sandfilteranlæg ikke er egnede til rensning af gråt spildevand (Andersson & Dalsgaard 2004). Om end der er forskel på nedsivningsanlæg og sandfiltre er det dog væsentligt at bemærke at manglende effektivitet overfor anioniske detergenter var en væsentlig årsag til at teknologien blev karakteriseret som uegnet i det ovennævnte projekt.

Den internationale litteratur bygger primært på omsætning i rensningsanlæg, herunder fjernelse i biologiske filtre og slam. En spansk undersøgelse viste at i udløbsvandet fra et større renseanlæg var der væsentlige indhold af nonylphenol (NP), nonylphenol carboxylat (NPEC) og nonylphenol ethoxylater (NPEOx). Det blev endvidere konkluderet at disse stoffer var væsentlige i forhold til spildevandets toksicitet (Farre *et al.* 2002). I et amerikansk studie af spildevandsrelaterede forureninger var 4-nonylphenol et af de hyppigst detekterede stoffer (Kolpin *et al.* 2002; Barnes *et al.* 2002). Fjernelsen i renseanlæg er baseret på såvel mikrobiel nedbrydning som fjernelse af slam. I en optimering af et større renseanlæg (80.000 PE) har det vist sig muligt at fjerne op mod 80% af NP og NPDE gennem biologisk nedbrydning (Fauser *et al.* 2003), så kun en mindre del skulle fjernes med slam. Den hurtige biologiske omsætning i renseanlægget var baseret en mikroflora som var specielt adapteret til forholdene i det biologiske filter, så som temperatur, flow, stof koncentrationer o.l. Den beskrevne biologiske nedbrydning kan således ikke sidestilles med den omsætning der kan forventes at forekomme i et nedsivningsanlæg. Generelt skal aspektet omkring hurtig mikrobiel nedbrydning som følge af adapterede mikroorganismer erindres, når det overvejes at anvende data fra renseanlæg til beskrivelse af forhold i nedsivningsanlæg.

For at modellere udvaskning af stofferne kræves en del basisdata (som beskrevet i afsnit 4). I litteraturen forefindes data af denne type for nonylphenol, eksempelvis en laboratorieundersøgelse af sorption og nedbrydning i sediment fra en australsk aquifer (Ying *et al.* 2003), og eksperimentelle data for nedbrydning af NP2EO i jord og slambehandlet jord er publiceret (Gejlsbjerg *et al.* 2003) ligesom indholdet af nonylphenol er karakteriseret i slambehandlet jord (Vikelse *et al.* 2002). Med forbehold for de forskelle der ligger i matrix og hydrologi foreligger der således data, som kan anvendes til en initial modellering af udvaskningsrisikoen for nonylphenol, mens data for ethoxylaterne ikke er fyldestgørende.

Et særligt problem opstår når sorption/desorptions mekanismer skal beskrives i grænseflader mellem mættet og umættet transport (Klenk & Grathwohl 2002), forhold som kan være væsentlige i.f.t. nedsivningsanlæg,

hvor grænsen mellem den mættede og umættede zone er varierende. Enkelte studier har undersøgt sorption/desorptions kinetik i detaljer (Miller *et al.* 1994; Kibbey & Hayes 1998a; Kibbey & Hayes 1998b; Eastoe & Dalton 2000; Klenk & Grathwohl 2002; Svitova *et al.* 2003). Dog er der igen tale om undersøgelser udført i matricer som kun i begrænset omfang kan relateres til nedsivningsanlæg, danske jorde og aquifer materiale. Generelt er der således et vidensbehov og mangel på data til beskrivelse af disse processer i naturlige systemer.

Det er kendt at såvel renseseffektiviteten som mikrobiel nedbrydningseffektivitet varierer fra stof til stof. Men det er også påvist at effektiviteten af en mikrobiel baseret rensning kan variere med årstiderne, sandsynligvis som følge af temperaturforskelle. Dette er påvist for nonylphenol forbindelserne NP, NPI EO og NP2EO (Ahel *et al.* 1994). Denne effekt kan potentielt have en forøget effekt ved mindre nedsivningsanlæg som ikke er temperaturregulerede (litteratur der beskriver temperaturforhold i nedsivningsanlæg som funktion af årstiden har ikke kunnet tilvejebringes (se afsnit 3 hydrogeologi ang. temperaturforhold)).

LAS

LAS er en betegnelse for en gruppe alkylarylsulfonater. Disse anioniske tensider anvendes bredt i vaske og rengøringsmidler. I Århus Amt undersøgelsen (Anon.2003b) blev LAS fundet i 17 ud af 18 analyserede bundfældningstanke (median 3200µg/l, maks. 21000µg/l). I "Vandplan Sjælland" (Jensen & Ludvigsen 2001) medtages LAS med 2. prioritet, bl.a. som følge af potentiel risiko for bioakkumulering og giftighed overfor vandlevende organismer.

Nedbrydning af LAS er opsummeret i en rapport udfærdiget af Hedeselskabet for Miljøstyrelsen (Anon.2000a) og en nyere publikation beskriver den biologiske nedbrydning af LAS og phenol ethoxylater (Scott & Jones 2000b). LAS skæbne i jord er beskrevet i en række studier (Krueger *et al.* 1998; Fytianos *et al.* 1998) og transport i en spildevandsforurenede aquifer er beskrevet (Kuchler & Schnaak 1997; Krueger *et al.* 2003).

Der findes publicerede data der beskriver sorption af LAS til jord, men en del af denne litteratur omhandler jorde, som ikke er relevante i.f.t. nedsivningsanlæg, eksempelvis forsøg fra det nordlige Grækenland (Fytianos *et al.* 1998).

Et studie af transport i sandjorde var i stand til at detektere LAS i en dybde af 35 m hvilket demonstrerer stoffernes evne til at udvaske. Den laveste retention blev observeret for kortkædede LAS homologer (Kuchler & Schnaak 1997).

En del litteratur omhandler omsætningen af LAS i renseanlæg og indholdet i slam fra renseanlæg (Holt *et al.* 1995; Waters & Feijte 1995; Jensen 1999; Fauser *et al.* 2003; Petersen *et al.* 2003; Temmink & Klapwijk 2004). Eksempelvis viste en undersøgelse af et renseanlæg at kun 1% af den tilførte LAS kunne genfindes i udledning vandet, 84% blev fjernet gennem biologisk nedbrydning og 15% kunne genfindes i slam (Fauser *et al.* 2003). Dette er i overensstemmelse med andre studier, hvor LAS fjernes effektivt i større rensningsanlæg (Waters & Feijte 1995; Prats *et al.* 1997). En væsentlig del af litteraturen omhandler mulighederne for LAS forureninger som følge af udbringning af slam (Klopper-Sams *et al.* 1996). Forekomst af LAS i 8 forskellige jorde fra Roskildeområdet er publiceret, herunder undersøgelser af jorde der har været behandlet med slam (Carlsen *et al.* 2002).

En diskussion af nedbrydningsrater i felt og laboratorieforsøg foreligger og det pointeres at sorptions og koncentrations aspekter kan påvirke nedbrydningsraterne (Gejlsbjerg *et al.* 2003). I udgangspunkt har LAS et meget lavt nedbrydningspotentiale under anaerobe forhold, idet det initiale trin i nedbrydningen kræver molekylær oxygen (Larson *et al.* 1993). Til gengæld anses LAS for værende let nedbrydeligt under aerobe forhold, men det er påvist at denne nedbrydning er temperaturafhængig (Litz *et al.* 1987). For LAS er forhold omkring temperatur og iltindhold således af afgørende betydning for udvaskningspotentialet. Forholdene i slam og slambehandlet jord er ikke identiske med de forhold, som kan forventes at forekomme i nedsivningsanlæg, men data som forefindes for dette område kan anvendes i en initial modellering af udvaskningspotentialet for LAS. Der er dog behov for at etablere et datasæt for nedbrydning og transport under forhold der er beskrivende for nedsivningsanlæg og udledningkoncentrationer der kan forventes i et mindre anlæg.

Kationiske detergenter

Eksempler på disse forbindelser er DTDMAC (dodecyl-(ethyl-benzyl)-dimethylammoniumchlorid, CAS nr. 61789-80-9), DSDMAC (distearyldimethyl ammoniumchlorid CAS nr. 107-64-2) og DHTDMAC (di (hardened tallow) ammoniumchlorid). I 1993 blev der indgået en aftale med "Brancheforeningen for sæbe, kosmetik og teknisk kemiske produkter" om en reduktion i anvendelsen af disse stoffer. Et klart billede af stoffernes forekomst i miljøet, herunder udledninger med husspildevand, foreligger ikke.

Dette kan til dels forklares i analysetekniske vanskeligheder (Favrebo *et al.* 2003) sammenholdt med uklarheder om stoffernes nedbrydning (Boethling 1984; Scott & Jones 2000a). Der foreligger en model for nedbrydningen under aerobe forhold (van Ginkel 1995). Da nedbrydningen synes at afhænge af en initial oxidation der kræver molekylær oxygen, forekommer anaerob nedbrydning at være mindre relevant (Scott & Jones 2000a). Dette forhold er således analogt til nedbrydning af andre detergenter som LAS og alkylphenol ethoxylater. Set i forhold til den miljørelaterede risiko der er forbundet med anioniske detergenter konkluderer Scott og Jones at "cationic surfactants are known to be much more toxic and at present there is a lack of data on the degradation of cationics and their fate in the environment" (Scott & Jones 2000a). Der er således et vidensbehov for disse stoffer, også i forhold til nedsivningsanlæg.

Phenoler

Phenoler blev fundet i alle spildevandsprøver i Århus Amt undersøgelsen (Anon.2003b), med de højeste koncentrationer for p-cresol (median 385µg/l, maks. 1700µg/l) og phenol (median 135µg/l, maks. 880µg/l). I "Vandplan Sjælland" (Jensen & Ludvigsen 2001) gives phenol og cresol høj prioritet som følge af stor potentiel mobilitet (høj vandopløselighed og ringe adsorptionsevne). I en undersøgelse af cresol forbindelser blev bl.a. transport af phenolforbindelser gennem en dansk lerjord beskrevet (Broholm *et al.* 1999). Den reelle mulighed for nedsivning af phenol underbygges af observationer i det nationale program for grundvandsovervågning, hvor der i 16% af 1099 undersøgte GRUMO indtag blev konstateret indhold af phenoler (Nyegård *et al.* 2003), og heraf var 1,4% af de målte indhold over grænseværdien for drikkevand. Tilsvarende blev der i kontrollen af 1278 vandværksboringer fundet indhold i 8%. Dette illustrerer, at hvis phenol introduceres via nedsivningsanlæg er der en potentiel risiko for nedsivning.

Chlorphenoler

I Århus Amt rapporten (Anon.2003b) fandtes chlorphenoler i alle otte undersøgte anlæg. I 18 ud af 19 spildevandsprøver var der indhold af chlorphenoler over detektionsgrænsen, den hyppigste var 4-chlor-3-methylphenol (indhold i 17 af 18 bundfældningstanke, median koncentration på 31µg/l, maks. 0,67µg/l). Forureninger med chlorphenoler er har været et kendt problem gennem forholdsvis lang periode (Ahlborg *et al.* 1980; CHENG *et al.* 1983). Den nuværende forskning er især rettet mod studier af nedbrydning via udvalgte nedbryder organismer (Vroumsia *et al.* 1999; Pascal-Lorber *et al.* 2004) og forskellige rensemetodiker som ozonering af vand (Benitez *et al.* 2000; Pera-Titus *et al.* 2004) og bioremediering af forurennet jord (Allard & Neilson 1997).

Stofgruppen optræder også i grundvandsovervågningen hvor små 2% af de 1103 undersøgte indtag har indhold af chlorphenoler (Nygård *et al.* 2003), hvilket dokumenterer et potentiale for nedsivning. Beskrivelse af nedbrydning (Banerje *et al.* 1984) og data for nedbrydningsrater for nogle chlorphenoler forefindes i litteraturen, bl.a. som resultat af bioremedieringsforsøgene (Antizar-Ladislao & Galil 2003) og laboratorieforsøg til beskrivelse af sorption på aquifer materiale (Schellenberg *et al.* 1984; Nielsen *et al.* 1996). Toksiske effekter af chlorphenol i slam er ligeledes publiceret (Wylie *et al.* 1990).

I en spansk undersøgelse kunne der påvises væsentlige indhold af chlorphenoler i udløbsvandet fra et større rensningsanlæg (Farre *et al.* 2002). En undersøgelse af gråt spildevand (Eriksson *et al.* 2002) påviste ikke indhold af 4-chlor-3-methylphenol, og generelt forventes kilderne til forureninger med chlorphenoler at være industrielle processer eller nedgravede depoter så et indhold i nedsivningsanlæg ville være minimalt. Dog er der eksempler på nedsivningsrelevante påvisninger af stofgruppen og evt. kan der være tale om produkter der dannes ved omsætning af andre stoffer under tilstedeværelsen af chlorholdige forbindelser som f.eks. vaskemidler (Eriksson *et al.* 2002). På denne baggrund bør mulige kilder til chlorerede phenoler i gråt spildevand nærmere eftersøges og inddrages i en vurdering af den potentielle risiko for nedsivning til grundvand.

Hexylcinnamic aldehyd

Hexylcinnamic aldehyd (2-(Phenylmetylen)-1-octanal, CAS no. 101-86-0) er et duftstof der bl.a. anvendes i rengøringsprodukter og kosmetik. I rapporten fra Vandplan Sjælland (Jensen & Ludvigsen 2001) kategoriseres stoffet som potentielt kritisk i husspildevand/gråt spildevand (Jensen & Ludvigsen 2001). Baggrunden er kategoriseringen som særligt miljøfarlig som følge af toksicitet, ringe nedbrydelighed og stor bioakkumulerbarhed (Jensen & Ludvigsen 2001). Stoffet er identificeret som potentiel komponent i gråt spildevand i en undersøgelse af spildevand fra en boligforening på Nørrebro, København (reference til Erikson *et al.* 2001 i Jensen & Ludvigsen 2001). På trods af at stoffet forekommer hyppigt i rengøringsprodukter (Rastogi 2002) og kosmetiske produkter (Rastogi *et al.* 1996) er indhold og omsætning af hexylcinnamic aldehyd i husspildevand ikke velbeskrevet i litteraturen. Den overvejende del af litteraturen retter sig således mod allergiaspekter i forbindelse med stoffets anvendelse (Anon.1999a).

Sådanne rengørings- og kosmetikrelaterede forbindelser må forventes at forekomme hyppigt i husspildevand og der er således et behov for at identificere potentielle nedsivningsproblemer indenfor gruppen. En afklaring kan eksempelvis tage afsæt i eksisterende oversigter over stoffer i kosmetikprodukter og rengøringsprodukter (Rastogi *et al.* 1996, Rastogi 2002).

Triclosan

Triclosan (2,4,4'-trichloro, 2'-hydroxy-phenylether, CAS no. 3380-34-5) er et hyppigt anvendt antibakterielt stof, og en lang række produkter der anvendes i husholdningen indeholder triclosan. Nogle data foreligger for triclosan, bl.a. oplysninger om $\log K_{ow}$ på 4.8 (Lopez-Avila & Hites 1980). En massebalance udført på et tysk renseanlæg angiver at ca. 30% bindes i slam mens 5% genfindes ved renseanlæggets udløb. Dette indikerer at godt halvdelen forsvinder gennem hel eller delvis nedbrydning eller irreversibel binding (Bester 2003). Den tyske og en tilsvarende schweizisk undersøgelse (Singer *et al.* 2004) har dog ikke kunnet afklare forholdene omkring forsvinding og nedbrydning. En række svenske undersøgelser af stoffets forekomst og omsætning i renseanlæg foreligger (Paxeus 1996) (Adolfsson-Erici *et al.* 2002b; Adolfsson-Erici *et al.* 2003), ligesom andre internationale publikationer relateret til spildevandsbehandling (McAvoy *et al.* 2002; Federle *et al.* 2002; Lindstrom *et al.* 2004) og overfladevand (Sabaliunas *et al.* 2003; Morrall *et al.* 2004). I nogle af undersøgelseerne synes triclosan at være ret stabilt overfor mikrobiel omsætning. En engelsk undersøgelse har dog vist at op til 95% af triclosan kan fjernes i rensningsanlæg med aktivt slam og tricklingfilter (Sabaliunas *et al.* 2003). I denne sammenhæng skal det bemærkes at der er væsentlige forskelle på nedsivningsanlæg og egentlige renseanlæg, hvor slam behandles og fjernes fra spildevandet inden udledning (dette aspekt er selvsagt også relevant for øvrige sorberende stoffer, som helt eller delvist fjernes sammen med slammet i slambehandlingsanlæg o.l.). Den foreliggende litteratur afklarer således ikke hvordan Triclosan nedbrydes, og der er ikke fundet data der beskriver sorptionsforhold og nedbrydningsrater i nedsivningsanlæg.

Blødgørere

Til gruppen af blødgørere hører phthalater, og med udgangspunkt i de tidligere publicerede rapporter er dibutylphthalat (DBP), diethylphthalat (DEP) og di-(2-ethylhexyl)-phthalat (DEHP) særlig relevant i forhold til nedsivningsanlæg.

I Århus Amt undersøgelsen (Anon.2003b) blev DEHP fundet i alle 18 spildevandsprøver (median 19µg/l, maks. 70µg/l) og i 17 blev der påvist Di-n-Buthylphthalat (median 2,8µg/l, maks. 9,8µg/l). I COWI rapporten til Miljøstyrelsen anføres at den største påvirkning af grundvandet i.f.t. almindelig nedsivning kan tillægges blødgørere (DEP) og detergenter (Hasling *et al.* 2001).

Der foreligger en lidt ældre rapport om forbruget af phthalater (Axelsen & Schaldemose 1984), der er udført nedbrydningsforsøg (Kjærsgaard *et al.* 1998), massestrømsanalyser (Hoffmann 1996) og foretaget toksikologiske vurderinger (Nielsen & Larsen 1996). Omsætningen af phthalater i slam er beskrevet i flere studier (Gavala *et al.* 2003) og det er væsentligt at bemærke, at data fra rensningsanlæg typisk er relateret til omsætning i slam under anaerobe forhold. I relation til slam er der publiceret en Dansk undersøgelse af slambehandlet jord, hvor der ikke blev fundet forhøjet indhold af phthalater efter udbringning af moderate mængder slam (Vikelse *et al.* 2002).

I forhold til en del af de øvrige organiske mikroforureninger har phthalaterne en lav vandopløselighed. Stoffernes transport og biotilgængeligheden vil således være påvirket af indholdet af øvrigt organisk materiale i nedsivningsanlægget. Effekten af phthalaternes koncentration og forekomsten af opløst organisk materiale i topjord er belyst (Fauser & Thomsen 2002).

De generelle forhold omkring nedbrydning af DEHP er opsummeret i en rapport udfærdiget af Hedeselskabet for Miljøstyrelsen (Anon.2000a). Under aerobe forhold nedbrydes DEHP (Madsen *et al.* 1999) men ligesom for LAS og nonylphenol er nedbrydningen af DEHP væsentligt reduceret under anaerobe forhold (Petersen *et al.* 2003). Under sådanne anaerobe forhold nedbrydes DEP og DBP hurtigere end DEHP hvor langsom nedbrydning forekommer under methanogene forhold (Gavala *et al.* 2003). I en undersøgelse af udvaskningsrisiko som følge af slamspredning på marker konkluderes således, at der under anaerobe forhold er en risiko for udvaskning af en signifikant andel af den indeholdte DEHP (Madsen *et al.* 1999).

For stofferne i denne gruppe er iltforholdene i nedsivningsanlægget således af afgørende betydning for udvaskningsrisikoen. I en undersøgelse af et renseanlæg var DEHP den hyppigst forekommende af de undersøgte phthalater, og op mod 70% af den tilladte DEHP kunne omdannes som følge af mikrobiel nedbrydning (Fauser *et al.* 2003). I alternerende renseanlæg med biologisk kvælstof og fosforfjernelse er iltforholdene meget anderledes pga. den meget store iltindtrængning og den kontinuerte konjugering/dekonjugering af slamflokkene under de aerobe perioder. Som følge af vigtigheden af iltforholdene for omsætningen kan sådanne undersøgelsesresultater altså ikke umiddelbart overføres til forhold i nedsivningsanlæg.

Fosfortriestre

TCPP (tris-(2-chloro-1-methylethyl) phosphat, CAS No. 13674-84-5) og triphenylphosphat er fosfortriestre, som bl.a. anvendes som brandhæmmer, og en dansk kortlægningsundersøgelse foreligger (Kemmllein *et al.* 2003). I en undersøgelse af en række produkter var TCPP den hyppigst afgivne organofosfat flammehæmmer forbindelse fra polyuretan skum (Kemmllein *et al.* 2003). Øvrige dokumenter om forekomst og sundhedsrisiko m.m. for brændhæmmere foreligger (Anon.2003a; Anon.2003c). Studier af TCPP nedbrydning har endvidere indikeret at stoffet kan være svært nedbrydeligt (Kawagoshi *et al.* 2002). I Århus Amt undersøgelsen (Anon.2003b) blev TCPP fundet i alle 18 prøver fra bundfældningstanke (median 1,9µg/l, maks. 41µg/l) og i 17 blev der påvist triphenylphosphat (median 0,22µg/l, maks. 6,6µg/l). Generelt er det dog uklart, hvilke nedsivningsrisici der knytter sig til TCPP fra nedsivningsanlæg. En egentlig gennemregning baseret på modellering og evt. etablering af basisdata er derfor relevant.

Aromatiske kulbrinter

Toluen

Forureninger med toluen har været et erkendt miljøproblem gennem længere tid, og litteraturen omfatter en del nedbrydningsstudier, herunder et nedbrydningsstudie ved en losseplads i Vejen (Baun *et al.* 2003). Toluen anvendes som råvare ved fremstilling af benzen og en lang række andre kemikalier (f.eks. benzoesyre, nitrotoluener, tolyldiisocyanater samt farvestoffer, lægemidler, tilsætningsstoffer til levnedsmidler, plast osv.). Som følge af stoffets opløsningssevne kan det være til stede i forbrugerprodukter, herunder aerosoler til brug i husholdningen, malinger, lakker, klæbestoffer og lim.

I forhold til anvendelsen foreligger der et forslag til europaparlamentets og rådets direktiv om begrænsninger for markedsføring og anvendelse af toluen og trichlorbenzen (Anon.2004b).

I forbindelse med transport af toluen og analoge forbindelser er der udført modelstudier af hydrogeologiske effekter på nedbrydningsrater (Stenback *et al.*). I grundvandsovervågningen er der fund af toluen i 20% af 1081 undersøgte indtag (Nyegård *et al.* 2003), hvilket demonstrerer potentialet for nedsivning. Da en undersøgelse udført af Århus Amt (Anon.2003b) endvidere finder indhold af toluen i alle 19 undersøgte bundfældningstanke i et koncentrations niveau fra 1 til 320 µg/l vil det være ønskeligt med en større klarhed over den potentielle trussel for toluen forurening ved nedsivning af husspildevand.

PAH

De menneskeligt forårsagede forekomster af polycykliske aromatiske hydrocarboner (PAH'er) fremkommer som produktet af en ufuldstændig forbrænding af organisk stof (Suess 1976). En opgørelse over forekomst af PAH'er i tilløb til danske, svenske og norske rensesanlæg foreligger (Jepsen & Grüttner H. 1997). Nedbrydning af PAH'er er opsummeret i en rapport udfærdiget af Hedeselskabet for Miljøstyrelsen (Anon.2000a), diskuteret i rapporten "Vandplan Sjælland" (Jensen & Ludvigsen 2001), og i den internationale litteratur (Chang *et al.* 2003). Transport af PAH'er er bl.a. undersøgt i en leret dansk jord i søjleforsøg (Broholm *et al.* 1999) samt ved et feltinfiltrationsforsøg (Broholm *et al.* 2000).

I undersøgelsen fra Århus Amt (Anon.2003b) blev PAH'er fundet i alle 19 prøver fra trekammer tanke, og i 18 prøver fra hustanke var der fundet såvel phenantren (median 0,054µg/l, maks. 0,34µg/l) som dimethylnaphthalener (median 0,054µg/l, maks. 0,34µg/l). I "Vandplan Sjælland" (Jensen & Ludvigsen 2001) identificeres PAH'er primært i vejvand, og det skønnes ikke at stofgruppen udgør en risiko mht. nedsivning til grundvandet. På baggrund af de foreliggende undersøgelser synes PAH'erne at udgøre en mindre risikogruppe i forhold til grundvandsforurening fra nedsivningsanlæg.

Lægemedler og hormonstoffer

I rapporten "Vandplan Sjælland" nævnes at det kan være relevant at inddrage medicinrester og hormonstoffer i vurderingen af den potentielle grundvandstrussel ved nedsivning af spildevand (Jensen & Ludvigsen 2001). Overordnet er der en ret begrænset viden om disse stoffers skæbne i miljøet og forekomsten i husspildevand er ikke veldokumenteret. Den foreliggende litteratur er i overvejende grad rettet mod forekomster i slam og spildevand på større renselanlæg.

Lægemedler

Forekomsten af farmaceutiske stoffer i miljøet som helhed er blevet opsummeret af en gruppe danske forskere (Halling-Sorensen *et al.* 1998) og forekomst af hormonforstyrrende stoffer og lægemidler i spildevand er undersøgt i tre danske renselanlæg (Kjølholdt *et al.* 2003). Desuden foreligger en nyere litteraturudredning om forbrug, eksponeringsveje og udbredelse af human medicin i miljøet (Stuer-Lauridsen *et al.* 2002). Overordnet er de væsentligste lægemidler i slam relateret til grupperne: Midler til hjerte-kar-sygdomme, p-piller og andre hormonstoffer, antibiotika, astmamidler og cancer midler. Generelt gælder det at den væsentligste information om medicinal forbindelser og hormonstoffer stammer fra undersøgelser af slam i renselanlæg som modtager spildevand fra såvel husstande som industri (Ternes 1998; Hirsch *et al.* 1999; Stumpf *et al.* 1999; Webb *et al.* 2003; Pawlowski *et al.* 2004; Stackelberg *et al.* 2004; Kolpin *et al.* 2004). Umiddelbart kunne det forventes at den væsentligste forurening med lægemidler ville knytte sig til større anlæg som også modtager udledning af spildevand fra hospitaler. Potentielt kan stofferne dog også tænkes at forekomme i spildevand fra i mindre anlæg og i husspildevand der udledes til nedsivningsanlæg. Eksempelvis kunne de potente stoffer som anvendes til cancer behandling forekomme i husspildevand som følge af behandling i hjemmet eller tidlig udskrivelse fra hospitaler. Et andet problem i forhold til datamaterialet for lægemidler er, at der er stor forskel på, om det er lægemidlerne eller de biologisk aktive stoffer der er testet, idet stoffernes fysiske kemiske egenskaber typisk ændres væsentligt som følge af omsætning og udskillelsesprocesser i kroppen. Lægemedler og hormonstoffer er således en kompleks og bredspektret gruppe af stoffer i forhold til nedsivningsrisiko.

I begrænset omfang kan der også være tale om at veterinære lægemidler til anvendelse på husdyr vil optræde i husspildevand, evt. som følge af fejlagtig bortskaffelse.

Der er endvidere et grænseområde til stoffer der anvendes i dyreplejeprodukter (Nylén *et al.* 2004). Generelt er omfanget miljøpåvirkninger fra veterinære lægemidler et mindre veldokumenteret område. Mens der findes generelle oversigter over veterinære lægemidlers anvendelse i Danmark (Nielsen *et al.* 2004) og forekomst i miljøet (Boxall *et al.* 2003b) og forhold omkring sorption (Tolls 2001; Boxall *et al.* 2003a) og persistens (Gavalchin & Katz 2004) af en række veterinære lægemidler i jord vil det formodentligt være en mere omfattende opgave at etablere en datasamling for sådanne stoffers forekomst i nedsivningsanlæg.

Stoffer med hormoneffekter

Det er påvist at en del af de organiske mikroforureninger har hormonforstyrrende effekter, eksempelvis nonylphenol og bisphenol-A. Det er desuden vist at en række af disse stoffer er stabile i rensningsanlæg og overfladevand (Stephanou & Giger 1982; Korner *et al.* 2000). EU har publiceret en liste over 118 stoffer, der anses for at være hormonforstyrrende eller potentielt hormonforstyrrende <http://www.mst.dk/kemi/01110400.htm> og i litteraturen findes en del oversigtspublikationer der beskriver de enkelte stoffer og den viden der eksisterer om deres skæbne i miljøet (Sonnenschein & Soto 1998; Sumpter 1998; Ying *et al.* 2002).

I en tysk undersøgelse af østrogenaktive forbindelser (Korner *et al.* 2000) identificeredes stofferne 4-t-octylphenol, 4-nonylphenol, bisphenol-A, 2-hydroxybiphenyl, and 4-chloro-3-methylphenol som primære komponenter i indløbsvandet. Da kun 60% af spildevandet kom fra husholdning kan konklusionen ikke umiddelbart overføres til problematikken omkring nedsivningsanlæg, men resultatet perspektiverer en dansk undersøgelse af gråt spildevand hvor nonylphenol tillægges højeste prioritet m.h.t. risikoen for miljøet (Eriksson *et al.* 2002) som fremført i "Vandplan Sjælland" (Jensen & Ludvigsen 2001).

I undersøgelsen fra Århus Amt (Anon.2003b) blev bisphenol fundet i 18 ud af 19 prøver fra bundfældningstanke (median 1,6µg/l, maks. 4,9µg/l). I en undersøgelse af feminisering af fisk (Christiansen *et al.* 2004) opsummeres viden om en lang række stoffer med endokrineffekt m.h.t. forekomst og omsætning i slam. Det konkluderes at de naturlige steroider 17 β-estradiol og estron samt det syntetiske østrogen ethinylestradiol er de væsentligste forbindelser i forhold til feminisering af fisk, hvorimod forbindelser som alkylphenoler og bisphenol A er af mindre betydning i denne sammenhæng. Den danske undersøgelse konkluderer at "Anvendelse af lavteknologi renseanlæg i såkaldt åben land kan resultere i relativt høje lokale koncentrationer af østrogener/østrogene stoffer i den akvatiske recipient" (Christiansen *et al.* 2004). Rapporten fremfører endvidere at

"Forskellige drift forhold i renselanlæggene som vand- og slamtilbageholdelsestid, temperatur og belastningsgraden vil have en vigtig betydning for anlæggets effektivitet og dermed på fjernelsen af østrogener og xenoøstrogener. Der gives dog kun lidt information om driftforholdene i de undersøgelser af renselanlæg, som foreligger". En beregning af indtag og koncentrationsniveauer vil evt. vise, at der ikke umiddelbart er risiko for humane effekter som følge af indtagelse af hormonstoffer i drikkevand. Omvendt set bør usikkerheden om skæbne og forekomster i nedsivningsanlæg dog afklares for at sikre en beskyttelse af såvel grundvandet som drikkevandsressourcen før et større antal nedsivningsanlæg etableres i det åbne land. Det er således relevant at afklare om der er en potentiel nedsivningsrisiko forbundet med naturlige steroider. Desuden må potentialet for forurening med organiske mikroforureninger som nonylphenol og bisphenol-A som følge af "anvendelse af lavteknologi renselanlæg i såkaldt åben land" afklares, og nedsivningsrisikoen for udvalgte lægemidler undersøges i et afklaringsstudie.

Mikrobiel forurening

Grundvandet i Danmark udgør mere end 99 % af den danske vandforsyning. Der har gennem de senere år været fokus på forurening med pesticider og opløsningsmidler som en potentiel fare for vandkvaliteten. Et andet og ældre problem som ikke har haft samme bevågenhed er forurening med mikroorganismer, herunder bakterier. Aspekter omkring mikrobiel forurening blev diskuteret i den tidlige "Frederiks undersøgelse" (Kristensen & Mikkelsen 1983), og indgik også i rapporten fra "Vandplan Sjælland" (Jensen & Ludvigsen 2001) og Miljøstyrelsen (Hasling *et al.* 2001). Desuden foreligger en undersøgelse af forekomsten af mikroorganismer i tre danske renseanlæg (Mølgaard *et al.* 2003).

I de seneste år har der været adskillige tilfælde af bakteriel forurening, hvor borgerne har måtte koge drikkevandet. Samstemmende hermed viser tilskudsordningen fra Vandfonden (2000), som gav tilskud til afhjælpning af problemer for mindre vandværker, at ud af 233 projekter for tilslutning til andet vandværk var årsagen i 101 tilfælde indholdet af bakterier. Kilderne til disse bakterie forureninger er ikke kortlagt, og der er et meget begrænset kendskab til hvordan transport af potentielt patogene bakterier forløber i geologiske aflejringer. Samtidig synes planen for renoveringen af det ældre danske kloaksystem ikke at kunne opnås inden år 2008 som hidtidig planlagt, hvorfor man må forvente, at der stadig vil findes mange utætte ledningsstrækninger i Danmark. Det er p.t. ikke fuldt ud kendt hvor stort problemet med utætte kloakledninger er, men at biofilm kan danne 'beskyttende' lag er kendt. Det kan dog formodes at bakterier og vira kan passere utæthederne og transporteres mod grundvandet. Andre dele af Danmark er stadig ikke kloakeret, men baseret på blandt andet sivebrønde og sivedræn. Derfor udledes mekanisk rensede spildevand fra mere end en kvart million personer til vandmiljøet enten til markdræn eller til sivedræn/-brønde. Der er derfor en potentiel risiko for at urensede og mekanisk rensede spildevand til stadighed siver ned i grundvandet.

Mikroorganismer, som stammer fra spildevand, kan udgøre en endog meget stor andel af de patogene organismer man finder i højtliggende grundvand. En opgørelse fra US-EPA estimerer at mere end 1 million tilfælde af infektion per år skyldes mikrobielt inficeret grundvand af fækal eller spildvandsoprindelse (Macler & Merkle 2000). Den viden der i dag foreligger omkring bakterier og grundvand er yderst begrænset også på internationalt plan.

Specielt den del der beskriver de risici der er forbundet med spildevandspåvirkning af det højtliggende grundvand, der hyppigt også er drikkevandskilde for mindre samfund og enkelhusstandsforbrug. Den fokus der gennem det sidste årti har været på opløsningsmidler og pesticider har afsløret en lang række forhold, der lader sig overføre til partikler som bakterier og virus.

Transport af bakterier og virus herunder patogener kan foregå over større distancer (km). Transport af bakterier i sedimenter er styret af en lang række faktorer som geokemi, flowhastigheder, porestruktur, samt overfladeegenskaber på såvel sedimenter som bakterier. De fleste studier af bakterietransport er udført i kunstige porøse medier eller i homogeniserede naturlige sedimenter fra mættede og umættede zone (Simoni *et al.* 1998; Jewett *et al.* 1999; Jin *et al.* 2000; Brinch *et al.* 2004). Resultaterne fra sådanne undersøgelser antydede at organismerne ikke blev transporteret til dybere geologiske lag. Imidlertid sker transport af partikler og kolloider hyppigt ved præferentiel strømning gennem sprækker og kanaler og ikke ved simpel piston flow gennem matrix. Nyere undersøgelser har da også vist at transporten af bakterier er betydeligt større ved præferentiel transport (Ashley & Dabrowski 1995; Natsch *et al.* 1996; de Jonge *et al.* 1998; Camesano & Logan 1998; Conboy & Goss 2000; Gagliardi & Karns 2000; Jacobsen 2001; Anon. 2002; Adolfsson-Erici *et al.* 2002a; Fauser *et al.* 2003). Derimod vides meget lidt om transport og overlevelse af fækale/humane mikroorganismer når disse introduceres under topjorden som det sker ved utætte kloakledninger og infiltrationsanlæg. Kun ganske få oplysninger findes (Burke 1993).

Den umættede zone er normalt gennemsat af sprækker, kanaler og forkastninger samt andre inhomogeniteter, som er forårsaget af istryk, udtørring opfrysning og aflejningsmønstre. Præferentiel flow vil normalt være affødt af disse mekaniske forhold, samt menneskelige aktiviteter, og vil være mest fremherskende i lerede og kalkrige sedimenter (Flury *et al.* 1994; Pons *et al.* 2000). Analyser i sandet ler har vist at sprækker vil indeholde ganske mange flere bakterier end matrixjorden, men også at der er meget store variationer (Vinther *et al.* 2001).

Da de hydrauliske forhold varierer over tid på det samme sted varierer også substrat-tilgængeligheden til de naturlige populationer af bakterier som er associeret til poreoverfladerne. Eksempelvis har produktionen af exopolymerer hos *Arthrobacter sp.* vist sig at ændre de hydrauliske egenskaber i sandede jordsøjler, (Vandevivere & Baveye 1992), og derfor viser de hydrauliske forhold i porerne cykliske fluktuationer fra hydraulisk aktive til cloggede forhold.

Tilbageholdelsen af bakterier er omvendt proportional med vandindholdet (*Jewett et al. 1999*). Kraftig regn eller anden høj infiltration vil bevirke en forøget transport af mikroorganismer, også af de der under low-flow perioder er clogget eller adhæderet til sedimentoverflader. Også den mindre ionstyrke vil bevirke en mindre adhæsiøsevne hos mikroorganismene og det vil derfor være i disse situationer der kan ske en transport af patogener til grundvandet.

I den mættede zone vil partikeltransporten følge den advektive transport i grundvandet. Ifølge kollisionsteorien vil low-flow og høj ionstyrke tilbageholde bakterier (*Camesano & Logan 1998; Li & Logan 1999*). Harvey viste at organismernes fysiologiske tilstand har indflydelse på organismernes densitet og adhæsiøsevne og der er derfor ikke tale om en passiv transport med grundvandet (*Harvey et al. 1997*). Nogle bakterier er i stand til aktivt at ændre deres adhæsiøsevne og dermed deres tilbageholdelse i sedimenterne (*Camesano & Logan 1998*).

Ganske få undersøgelser giver et bud på hvor langt bakterier kan transporteres. En rapport fra Florida viste at man nedstrøms et infiltrationsanlæg kunne finde patogene bakterier mere end 500 meter fra introduktion. I Maryland viste en undersøgelse at *Enteric* virus i højtliggende grundvandsboringer kunne stamme fra kilder mere end 700 meter opstrøms boringen og at sand aquifere må anses for mest følsomme for transport af virus. I litteraturen nævnes mange eksempler på patogen overlevelse i grundvand og deraf følgende infektion og dødsfald ved indtagelse af drikkevand (*Blanks et al. 2001; Guan & Holley 2003*). En opgørelse fra 17 stater i USA viste at i perioden 1993-94 var der 30 epidemier forårsaget af infektion fra vand som berørte mere end 400 000 mennesker (*Kramer et al. 1996*). Af de 30 tilfælde var 67 % forårsaget af grundvand, 23 % fra overfladevand samt 10 % fra andre vandkilder. Hvor grundvand var årsag var det kun 27 % der skyldtes forsyningssystemet mens resten stammede fra indkomne kilder (boring og reservoir). Blandt de hyppigst forekommende infektioner var *Giardia*, *Chyptosporidium*, *Campylobacter*, *Shigella* og *Vibrio*.

Det kan derfor med sikkerhed siges at mange indikatorer peger på at mikroorganismer kan transporteres i grundvandsreservoirerne over ganske lange strækninger langt over de 300 meter som er kriteriet for nedsivningsanlæg placering i forhold til indvinding af grundvand. Det er også givet at en lang række patogene organismer har en endog lang overlevelse i det naturlige underjordiske miljø. Men der mangler stadig viden om hvor store koncentrationer der tilføres de naturlige højtliggende magasiner og hvilken tilbageholdelse der vil være under forskellige geologiske forhold. Endelig bør man kende tærskelværdier for indgift (mængden af organismer nødvendig for infektion) for at vurdere de forekommende koncentrationer af organismer i indvindingsvand.

Litteratur

- Anon. Avloppsvatten från hushåll. 1990. Stockholm Vatten.
- Anon. Fragrance allergy in consumers - a review of the problem. 0017/98. 1999a. The Scientific Committee on Cosmetic Products and non-Food Products Intended for Consumers - SCCNFP.
- Anon. Miljø- og Energiministeriets Bekendtgørelse om spildevandstilladelser m.v. efter miljøbeskyttelseslovens kapitel 3 og 4 - bek. nr. 501 af 21. juni, kaldet "spildevandsbekendtgørelsen". 1999b.
- Anon. Miljøstyrelsens vejledning nr. 2 af 1999 om nedsivningsanlæg op til 30 PE. 1999c.
- Anon. Undersøgelse af kommunernes kloakfornyelse. 2004a. København, Miljøstyrelsen & Kommunernes Landsforening. Miljøprojekt, 919.
- Anon. Undersøgelser- og monitoringsprogram for omsætningen af miljøfremmede stoffer i slammineraliseringsanlæg og slamlager. 22. 2000a. København, Miljøstyrelsen. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen.
- Anon. Zonering. Vejledning nr.3, Miljøstyrelsen. 2000b.
- Anon. Fordele og ulemper ved løsninger til spildevandsrensning i det åbne land. 0262929. 21-10-2002. Odense, Rambøll.
- Anon. Afgivelse og vurdering af stoffer fra udvalgte elektriske og elektroniske produkter. 32. 2003a. København, Miljøstyrelsen. Kortlægning.
- Anon. Miljøfremmede stoffer under nedsivningsanlæg. 2003b. Højbjerg, Århus Amt.
- Anon. Summaries of EU Risk Assessments carried out for flame-retardants and status of EU Risk Assessments underway. 2003c. Brussels, EFRA - European Flame Retardants Association. CEFIC - the European Chemical Industry Council.
- Anon. Forslag til Europa-parlamentets og Rådets direktiv om begrænsninger for markedsføring og anvendelse af toluen og trichlorbenzen (28. ændring af Rådets direktiv 76/769/EØF) - 28.4.2004 -KOM(2004) 320 endelig - 2004/0111 (COD). 2004b. Europa-parlamentets og Rådet, Bruxelles.
- Anon. Undersøgelse af forurenede industrigrund, Affaldsdepot 751-101, Sortevej, Mundelstrup, Århus Amt, Miljøkontoret, 1989, Århus.
- Anon. Mundelstrup St.by - om oprydningen af en forurenede landsby. Århus Amt, Miljøkontoret 1992, Århus.
- Aamand, J., Jacobsen, O. S., and Nielsson, Bertel. Glyphosat - Avedørerapport. in prep. 2004. København, GEUS.

- Adolfsson-Erici, Margaretha, Johansson, C, and Pettersson, Maria. Screening av triclosan i reningsverk och recipienter. 219 0013. 2003. Naturvårdsverket. Redovisning från nationell miljöövervakning.
- Adolfsson-Erici, M., Pettersson, M., Parkkonen, J. & Sturve, J. 2002b. Triclosan, a commonly used bactericide found in human milk and in the aquatic environment in Sweden. *Chemosphere*, **46**, 1485-1489.
- Adolfsson-Erici, M., Pettersson, M., Parkkonen, J. & Sturve, J. 2002a. Triclosan, a commonly used bactericide found in human milk and in the aquatic environment in Sweden. *Chemosphere*, **46**, 1485-1489.
- Ahel, M., Giger, W. & Koch, M. 1994. Behaviour of alkylphenol polyethoxylate surfactants in the aquatic environment--I. Occurrence and transformation in sewage treatment. *Water Research*, **28**, 1131-1142.
- Ahlborg, U.G., Thunberg, T.M. & Spencer, H.C. 1980. Chlorinated phenols: Occurrence, toxicity, metabolism, and environmental impact. *CRC CRITICAL REV. TOXICOL.*, **7**, 1-35.
- Allard, A.S. & Neilson, A.H. 1997. Bioremediation of organic waste sites: A critical review of microbiological aspects. *International Biodeterioration & Biodegradation*, **39**, 253-285.
- Ammitsøe, C, Brandt, G, Edmund, G, Nilsson, S, Nygaard, E, Simonsen, K, Soelberg, B, and Vangsgård, C. Notat fra arbejdsgruppe til vurdering af større sprøjtefri zoner omkring vandindvindingsboringer - 300 meter-udvalgets rapport - 1. December. 2003. København, Miljøstyrelsen, GEUS, Dansk Vand- og Spildevandsforening og Foreningen af vandværker i Danmark.
- Andersson, M. and Dalsgaard, A. Demonstrationsprojekt med genanvendelse af gråt spildevand fra en større gråvandsproducent - Vestbadet I/S. 46. 2004. København, Miljøstyrelsen. Økologisk byfornyelse og spildevandsrensning.
- Antizar-Ladislao, B. & Galil, N.I. 2003. Simulation of bioremediation of chlorophenols in a sandy aquifer. *Water Research*, **37**, 238-244.
- Arnbjerg-Nielsen, K., Hvitved-Jacobsen, T., Ledin, Anna, Auffarth, Karina, Mikkelsen, P. S., Baun, A, and Kjølholt, J. Bearbejdning af målinger af regnbetingede udledninger af Npo og miljøfremmede stoffer fra fællessystemer i forbindelse med NOVA 2003. 701. 2002. Miljøstyrelsen. Miljøprojekt.
- Ashley, R.M. & Dabrowski, W. 1995. Dry and storm weather transport of coliforms and faecal streptococci in combined sewage. *Water Science And Technology*, **31**, 311-320.
- Aslyng, H. 1976. *Klima, jord og planter*. DSR forlag, Kongelige Veterinære Landbohøjskole, København.
- Axelsen, J. and Schaldemose, A. Brugen af ftalater i Danmark. 1984. København, Miljøstyrelsen. Farlige stoffer; Miljørapport.

- Banerje, S., Howard, P. H., Rosenberg, A. M., Dombrowski, A. E., Sikka, H. & Tullis, D. L. 1984. Development of a general model for biodegradation and its application to chlorophenols and related compounds. *Environmental Science & Technology*, **18**, 146-422.
- Barnes, K. K., Kolpin, D. W., Meyer, M. T., Thurman, E. M., Furlong, E. T., Zaugg, S. D., and Barber, L. B. Water-Quality Data for Pharmaceuticals, Hormones, and Other Organic Wastewater Contaminants in U.S. Streams, 1999-2000. 02-94. 2002. Iowa City, Iowa, USGS. Open-File Report.
- Baun, A., Reitzel, L. A., Ledin, A., Christensen, T. H. & Bjerg, P. L. 2003. Natural attenuation of xenobiotic organic compounds in a landfill leachate plume (Vejen, Denmark). *Journal of Contaminant Hydrology*, **65**, 269-291.
- Benitez, F. J., Beltran-Heredia, J., Acero, J. L. & Rubio, F. J. 2000. Contribution of free radicals to chlorophenols decomposition by several advanced oxidation processes. *Chemosphere*, **41**, 1271-1277.
- Bester, K. 2003. Triclosan in a sewage treatment process--balances and monitoring data. *Water Research*, **37**, 3891-3896.
- Bielecki, J. & Plesner, V. 2001. Spildevandsrensning i det åbne land. *Stads- og havneingeniøren*, **6-7**, 40-45.
- Blanks, WSL, Klohe, CA, and Battigelli, DA. Occurrence and distribution of enteric viruses in shallow ground water and factors affecting well vulnerability to microbial contamination in Worcester and Wicomico counties, Maryland. 01-4147. 2001. Baltimore, Maryland, U.S. Geological Survey & Maryland Department of the Environment. Water-Resources Investigation Report.
- Boesten, J. J. T. I., Businelli, M, Delmas, A, Gottesbüren, B, Hanze, K, Jarvis, T, Jones, R, Klein, M, van der Linden, T, Rekolainen, S, Ressler, H, Roquero, C, Maier, W-M, Styczen, M, Thorsen, M, Travis, K, and Vancloster, M. FOCUS groundwater scenarios in the EU pesticide registration process. 2000. EC document. Report of the FOCUS Groundwater Scenarios Working Group.
- Boethling, R. S. 1984. Environmental fate and toxicity in wastewater treatment of quaternary ammonium surfactants. *Water Research*, **18**, 1061-1076.
- Boutrup, S. and Plesner, T. Miljøfremmede stoffer i Århus Amt 1998-2001. Spildevand, overfladisk afstrømning fra befæstede arealer og atmosfærisk deposition. 2001. Højbjerg, Århus Amt, Natur- og Miljøkontoret. TEKNISK RAPPORT.
- Boxall, A. B. A., Fogg, L. A., Kay, P., Blackwell, P. A., Pemberton, E. J. & Croxford, A. 2003a. Veterinary medicines in the environment. *Critical Reviews in Environmental Contamination and Toxicology*, **180**, 1-92.

- Boxall,A.B.A., Kolpin,D.W., Halling-Sorensen,B. & Tolls,J. 2003b. Are Veterinary Medicines Causing Environmental Risks? *Environmental Science and Technology*, **37**, 286A-294A.
- Brinch, UC, Jørgensen, C, Ponzoda, O, and Langenhoff, A. (in prep) Influence of *fla*-mutations on the transport of bacteria in soils with different surface properties. 2004.
- Broholm,K., Nilsson,B., Sidle,R.C. & Arvin,E. 2000. Transport and biodegradation of creosote compounds in clayey till, a field experiment. *Journal of Contaminant Hydrology*, **41**, 239-260.
- Broholm,K., Jorgensen,P.R., Hansen,A.B., Arvin,E. & Hansen,M. 1999. Transport of creosote compounds in a large, intact, macroporous clayey till column. *Journal of Contaminant Hydrology*, **39**, 309-329.
- Burke, P. Preventing Waterborne Disease - A Focus on EPA's Research. EPA/640/K-93/001. 1993. Washington DC, US-EPA. US-EPA Report.
- Byrns,G. 2001. The fate of xenobiotic organic compounds in wastewater treatment plants. *Water Research*, **35**, 2523-2533.
- Camesano,T.A.& Logan,B.E. 1998. Influence of fluid velocity and cell concentration on the transport of motile and nonmotile bacteria in porous media. *Environmental Science & Technology*, **32**, 1699-1708.
- Carlsen,L., Metzson,M.B. & Kjelsmark,J. 2002. Linear alkylbenzene sulfonates (LAS) in the terrestrial environment. *The Science of the total environment*, **290**, 225-230.
- Chang,B.V., Chang,S.W. & Yuan,S.Y. 2003. Anaerobic degradation of polycyclic aromatic hydrocarbons in sludge. *Advances in Environmental Research*, **7**, 623-628.
- CHENG,H.H., Haider,K. & Harper,S.S. 1983. Catechol and chlorocatechols in soil: Degradation and extractability. *Soil Biology and Biochemistry*, **15**, 311-317.
- Christiansen, L. B., Winther-Nielsen, M., and Helweg, C. Feminisation of fish - The effect of estrogenic compounds and their fate in sewage treatment plants and nature. 729. 2004. Copenhagen, Miljøstyrelsen. Miljøprojekt.
- Conboy,M.J.& Goss,M.J. 2000. Natural protection of groundwater against bacteria of fecal origin. *Journal of Contaminant Hydrology*, **43**, 1-24.
- Dahlin,T., Bernstone,C. & Loke,M.H. 2002. A 3-D resistivity investigation of a contaminated site at Lernacken, Sweden. *Geophysics*, **67**, 1692-1700.
- Damborg, A. and Thygesen, N. Overfladeaktive stoffer - spredning og effekter i miljøet. 109. 1991b. København, Miljøstyrelsen. Miljøprojekt.
- Damborg, A. and Thygesen, N. Overfladeaktive stoffer - spredning og effekter i miljøet. 166. 1991a. København, Miljøstyrelsen. Miljøprojekt.
- Davis, G. A., Dickey, P., Duxbury, D, Griffith, B., Oakley, B., and Cornell, K. Household cleaners: environmental evaluation and proposed standards for general purpose

household cleaners

- University of Tennessee, Centre for Clean Products and Clean Technologies. 1992.
- University of Tennessee, Centre for Clean Products and Clean Technologies.
- de Jonge,H., Jacobsen,O.H., de Jonge,L.W. & Moldrup,P. 1998. Colloid-Facilitated Transport of Pesticide in Undisturbed Soil Columns. *Physics and Chemistry of The Earth*, **23**, 187-191.
- De Vos,J.A., Raats,P.A.C. & Feddes,R.A. 2002. Chloride transport in a recently reclaimed Dutch polder. *Journal of hydrology*, **257**, 59-77.
- Dixon,A., Butler,D., Fewkes,A. & Robinson,M. 1999. Measurement and modelling of quality changes in stored untreated grey water. *Urban Water*, **1**, 293-306.
- Dyck-Madsen, S., Gabriel, S., and Hoffmann, B. Alternative spildevandssystemer - 10 illustrerede eksempler fra Sverige. Det Økologiske Råd, København. Elektronisk udgave kan downloades fra: <http://www.er.dtu.dk/publications/fulltext/1999/imt1999-127.htm>. 1999. <http://www.imt.dtu.dk/publications/fulltext/1999/imt1999-127-f.pdf>, Det Økologiske Råd, København.
- Eastoe,J.& Dalton,J.S. 2000. Dynamic surface tension and adsorption mechanisms of surfactants at the air-water interface. *Advances in Colloid and Interface Science*, **85**, 103-144.
- Ejlertsson,J., Nilsson,M.L., Kylin,H., Bergman,A., Karlson,L., Oquist,M. & Svensson,B.H. 1999. Anaerobic degradation of nonylphenol mono- and diethoxylates in digester sludge, landfilled municipal solid waste, and landfilled sludge. *Environmental Science & Technology*, **33**, 301-306.
- Enfield,C.G.& Yates,S.R. 1990. Organic chemical transport to groundwater. In: Pesticides in the soil environment; processes, impacts, and modelling (ed H.H.CHENG), pp. 271-302. Soil Society of America, Madison, WI, United States.
- Erickson,B.E. 2002. Analyzing the ignored environmental contaminants. *Environmental Science & Technology*, **1**, 140A-145A.
- Eriksson,E., Auffarth,K., Henze,M. & Ledin,A. 2002. Characteristics of grey wastewater. *Urban Water*, **4**, 85-104.
- Farre,M., Kloter,G., Petrovic,M., Alonso,M.C., de Alda,M.J.L. & Barcelo,D. 2002. Identification of toxic compounds in wastewater treatment plants during a field experiment. *Analytica Chimica Acta*, **456**, 19-30.
- Fauser, Patrik, Sørensen, P. B., Carlsen, L., and Vikelse, Jørgen. Phthalates and nonylphenols and LAS in Roskilde wastewater treatment plant. Fate modelling based on measured concentrations in wastewater and sludge. 354. 2001. Roskilde, National Environmental Research Institute. NERI technical report.

- Fauser,P.& Thomsen,M. 2002. Sensitivity analysis of calculated exposure concentrations and dissipation of DEHP in a topsoil compartment: The influence of the third phase effect and Dissolved Organic Matter (DOM). *The Science of the total environment*, **296**, 89-103.
- Fauser,P., Vikelsoe,J., Sorensen,P.B. & Carlsen,L. 2003. Phthalates, nonylphenols and LAS in an alternately operated wastewater treatment plant -fate modelling based on measured concentrations in wastewater and sludge. *Water Research*, **37**, 1288-1295.
- Favrebo, A., Gron, C., and Hansen, N. Metodeafprøvning af metode til analyse af kationiske detergenter. 827. 2003. Miljøprojekt.
- Federle,T.W., Kaiser,S.K. & Nuck,B.A. 2002. Fate and effects of triclosan in activated sludge. *Environmental Toxicology And Chemistry*, **21**, 1330-1337.
- Flury,M., Fluhler,H., Jury,W.A. & Leuenberger,J. 1994. Susceptibility of soils to preferential flow of water - a field-study. *Water Resources Research*, **30**, 1945-1954.
- Frandsen, A. 1988. *Mundelstrup Gødningsfabrik - og egnen omkring den 1871-1925*. Erhvervshistorisk årbog, Århus
http://www.lokalhistorieiaarhus.dk/tilst200aar/industri/Mundelstrup_Gdningsfbrik.pdf
- Fytianos,K., Voudrias,E. & Papamichali,A. 1998. Behaviour and fate of linear alkylbenzene sulfonate in different soils. *Chemosphere*, **36**, 2741-2746.
- Gabriel,S., Duus,P. & Bantz,B. 2002. Spildevand i det åbne land. *Vækst*, indstik.
- Gabriel, S, Hansen, JL, and Petersen, COR. Dimensionering, etablering og monitorering af pileanlæg uden bund. 51. 2004. København, Hedeselskabet, Miljøstyrelsen. Økologisk byfornyelse og spildevandsrensning.
- Gagliardi,J.V.& Karns,J.S. 2000. Leaching of Escherichia coli O157 : H7 in diverse soils under various agricultural management practices. *Applied and Environmental Microbiology*, **66**, 877-883.
- Gavala,H.N., Alatrisme-Mondragon,F., Iranpour,R. & Ahring,B.K. 2003. Biodegradation of phthalate esters during the mesophilic anaerobic digestion of sludge. *Chemosphere*, **52**, 673-682.
- Gavalchin,J.& Katz,S.E. 2004. The persistence of fecal-borne antibiotics in soil. *Journal of AOAC International*, **77**, 481-485.
- Gejlsbjerg,B., Madsen,T. & Thorup Andersen,T. 2003. Comparison of biodegradation of surfactants in soils and sludge-soil mixtures by use of ¹⁴C-labelled compounds and automated respirometry. *Chemosphere*, **50**, 321-331.
- Grathwohl, P. and Halm, D. Guideline for Groundwater Risk Assessment at Contaminated Sites. (GRACOS). 2003. <http://www.uni-tuebingen.de/gracos/>. EU EVK1-CT-1999-00029 project.
- Grathwohl, P., Halm, D., Appel, E, Hoffmann, V., Roesler, W., van der Zee, S. E. A. T. M., Schulin, R., Stoll, T., Hepperle, E., Gupta, S., Vogel, T., Totsche, K. U., Barcelo, D,

Eljarrat, E., Petrovic, M., Magiera, T., Czaplicka, M., Jones, K., Jauzein, M., Walther, W., and Konrad, C. Integrated Soil and Water Protection: risks from diffuse pollution (SOWA). 2004. <http://www.uni-tuebingen.de/sowa/>. EU EVK1-CT-2002-80022 project.

Guan, T.Y. & Holley, R.A. 2003. Pathogen survival in swine manure environments and transmission of human enteric illness: A review. *Journal of Environmental Quality*, **32**, 383-392.

Guthrie, E.A. & Pfaender, F.K. 1998. Reduced pyrene bioavailability in microbially active soils. *Environmental Science & Technology*, **32**, 501-508.

Hagebro, C. and Andersen, T. Miljøfremmende, organiske stoffer i kommunalt spildevand, and Cowi consult. 127. 1990. Miljø- og Energiministeriet. Miljøprojekt.

Halling-Sorensen, B., Nors Nielsen, S., Lanzky, P.F., Ingerslev, F., Holten Lutzhoft, H.C. & Jorgensen, S.E. 1998. Occurrence, fate and effects of pharmaceutical substances in the environment- A review. *Chemosphere*, **36**, 357-393.

Hansen, S. & Kjellerup, M. 1994. *Vandbesparende foranstaltninger*. Teknisk Forlag.

Harden, H.S., Chanton, J.P., Rose, J.B., John, D.E. & Hooks, M.E. 2003. Comparison of sulfur hexafluoride, fluorescein and rhodamine dyes and the bacteriophage PRD-1 in tracing subsurface flow. *Journal of hydrology*, **277**, 100-115.

Harrar, W. & Nielsson, B. 2001. 3D strømning og transport i sprækket moræneler. *Vand og Jord*, **4**.

Hartelius, S. En geoelektrisk undersøgelse af sprækket moræneler under infiltration af saltvand. Februar. 1999. Københavns Universitet, Geologisk Institut. speciale.

Harvey, R.W., Metge, D.W., Kinner, N. & Mayberry, N. 1997. Physiological considerations in applying laboratory-determined buoyant densities to predictions of bacterial and protozoan transport in groundwater: Results of in-situ and laboratory tests. *Environmental Science & Technology*, **31**, 289-295.

Hasling, A. B., Kjølholdt, J., & Jørgensen, K. R. Miljøkonsekvenser ved nedsivning af spildevand renses i økologiske renseanlæg sammenlignet med traditionel nedsivning. 11. 2001. Copenhagen, Miljøstyrelsen (Danish EPA). Økologisk byfornyelse og spildevandsrensning.

Hatzinger, P.B. & Alexander, M. 1995. Effect of aging of chemicals in soil on their biodegradability and extractability. *Environmental Science and Technology*, **29**, 537-545.

Helweg, A., Bjerg, P., Carlsen, L., Engvild, K.C., Jensen, B., Løkke, H., Madsen, T., Pedersen, F., Rasmussen, L. & Albrechtsen, H.J. 2000. *Kemiske stoffer i miljøet*. G.E.C. Gads Forlag, København.

Henriksen, HJ and Sonnenborg, A. Ferskvandets kredsløb. Temarapport. 2003. København, GEUS. NOVA 2003.

- Henry,E.J., Smith,J.E. & Warrick,A.W. 2001. Surfactant effects on unsaturated flow in porous media with hysteresis: horizontal column experiments and numerical modelling. *Journal of hydrology*, **245**, 73-88.
- Hirsch,R., Ternes,T., Haberer,K. & Kratz,K.L. 1999. Occurrence of antibiotics in the aquatic environment. *The Science of the total environment*, **225**, 109-118.
- Hoffmann, L. Massestrømsanalyse for phthalater - Forbrug, bortskaffelse og udslip til omgivelserne i Danmark. 320. 1996. København, Miljøstyrelsen. Miljøprojekt.
- Holt,M.S., Waters,J., Comber,M.H.I., Armitage,R., Morris,G. & Newbery,C. 1995. AIS/CESIO environmental surfactant monitoring programme. SDIA sewage treatment pilot study on linear alkylbenzene sulphonate (LAS). *Water Research*, **29**, 2063-2070.
- Jacobsen, OS. Leaching and transport of bacteria in unsaturated soils. 220. 2001. Amsterdam. Proc. ISME-9, august.
- Jahan,K., Ahmed,T. & Maier,W.J. 1997. Factors affecting the nonionic surfactant-enhanced biodegradation of phenanthrene. *Water Environment Research*, **69**, 317-325.
- Jahan,K., Ahmed,T. & Maier,W.J. 1999. Modeling the influence of nonionic surfactants on biodegradation of phenanthrene. *Water Research*, **33**, 2181-2193.
- Jensen, F. T. and Ludvigsen, L. Miljømæssige konsekvenser for grundvandet ved nedsivning af tagvand, vejvand, gråt og sort spildevand. 2001. Roskilde Amt. Vandplan Sjælland.
- Jensen,J. 1999. Fate and effects of linear alkylbenzene sulphonates (LAS) in the terrestrial environment. *The Science of the total environment*, **226**, 93-111.
- Jepsen, S.-E. and Grüttner H. Miljøfremmede stoffer i husholdningsspildevand - Måleprogram for udvalgte stoffer. 357. 1997. Copenhagen, mst. Miljøprojekt.
- Jewett,D.G., Logan,B.E., Arnold,R.G. & Bales,R.C. 1999. Transport of *Pseudomonas fluorescens* strain P17 through quartz sand columns as a function of water content. *Journal of Contaminant Hydrology*, **36**, 73-89.
- Jin,Y., Chu,Y.J. & Li,Y.S. 2000. Virus removal and transport in saturated and unsaturated sand columns. *Journal of Contaminant Hydrology*, **43**, 111-128.
- Kampbell,D.H., An,Y.J., Jewell,K.P. & Masoner,J.R. 2003. Groundwater quality surrounding Lake Texoma during short-term drought conditions. *Environmental Pollution*, **125**, 183-191.
- Karvelas,M., Katsoyiannis,A. & Samara,C. 2003. Occurrence and fate of heavy metals in the wastewater treatment process. *Chemosphere*, **53**, 1201-1210.
- Kawagoshi,Y., Nakamura,S. & Fukunaga,I. 2002. Degradation of organophosphoric esters in leachate from a sea-based solid waste disposal site. *Chemosphere*, **48**, 219-225.

- Kemmlin, S., Hahn, O. & Jann, O. 2003. Emissions of organophosphate and brominated flame-retardants from selected consumer products and building materials. *Atmospheric Environment*, **37**, 5485-5493.
- Kibbey, T.C.G. & Hayes, K.F. 1998a. A Predictive Numerical Thermodynamic Model of Mixed Nonionic Surfactant Sorption in Natural Systems: 1. Model Formulation and Sensitivity Analysis. *Journal of Colloid and Interface Science*, **197**, 198-209.
- Kibbey, T.C.G. & Hayes, K.F. 1998b. A Predictive Numerical Thermodynamic Model of Mixed Nonionic Surfactant Sorption in Natural Systems: 2. Application to Broadly Distributed Mixtures. *Journal of Colloid and Interface Science*, **197**, 210-220.
- Kjærsgaard, M., Ringsted, J. P., Albrechtsen, H. J., and Bjerg, P. L. Naturlig nedbrydning af miljøfremmede stoffer i jord og grundvand. 408. 1998. København, Miljø- og Energiministeriet, Miljøstyrelsen. Miljøprojekt.
- Kjølholdt, J., Nielsen, P., and Stuer-Lauridsen, F. Hormonforstyrrende stoffer og lægemidler i spildevand. 799. 2003. København, Miljøministeriet, Miljøstyrelsen. Miljøprojekt.
- Klenk, I.D. & Grathwohl, P. 2002. Transverse vertical dispersion in groundwater and the capillary fringe. *Journal of Contaminant Hydrology*, **58**, 111-128.
- Kloepper-Sams, P., Torfs, F., Feijtel, T. & Gooch, J. 1996. Effects assessments for surfactants in sludge-amended soils: a literature review and perspectives for terrestrial risk assessment. *Science of the Total Environment*, **185**, 171-185.
- Kolpin, D.W., Furlong, E.T., Thurman, E.M., Zaugg, S.D., Barber, L.B. & Buxton, H.T. 2002. Pharmaceuticals, Hormones, and Other Organic Wastewater Contaminants in U.S. Streams, 1999-2000: A National Reconnaissance. *Environmental Science and Technology*, **36**, 1202-1211.
- Kolpin, D.W., Skopec, M., Meyer, M.T., Furlong, E.T. & Zaugg, S.D. 2004. Urban contribution of pharmaceuticals and other organic wastewater contaminants to streams during differing flow conditions. *Science of the Total Environment*, **In Press, Corrected Proof**.
- Korner, W., Bolz, U., Muth, W., Hiller, G., Schuller, W., Hanf, V. & Hagenmaier, H. 2000. Input/output balance of estrogenic active compounds in a major municipal sewage plant in Germany. *Chemosphere*, **40**, 1131-1142.
- Kramer, M.H., Herwaldt, B.L., Craun, G.F., Calderon, R.L. & Juranek, D.D. 1996. Waterborne disease: 1993 and 1994. *Journal American Water Works Association*, **88**, 66-80.
- Kristensen, K. K. and Mikkelsen, T. Frederiksundersøgelse. 52. 1983. København, Miljøministeriet, Miljøstyrelsen. Miljøprojekter.

- Krueger,C.J., Barber,L.B., Metge,D.W. & Field,J.A. 2003. Fate and Transport of Linear Alkylbenzenesulfonate in a Sewage-Contaminated Aquifer: A Comparison of Natural-Gradient Pulsed Tracer Tests. *Environmental Science and Technology*, **32**, 1134-1142.
- Krueger,C.J., Radakovich,K.M., Sawyer,T.E., Barber,L.B., Smith,R.L. & Field,J.A. 1998. Biodegradation of the Surfactant Linear Alkylbenzenesulfonate in Sewage-Contaminated Groundwater: A Comparison of Column Experiments and Field Tracer Tests. *Environmental Science and Technology*, **32**, 3954-3961.
- Kuchler,T.& Schnaak,W. 1997. Behaviour of Linear Alkylbenzene Sulphonates (LAS) in sandy soils with low amounts of organic matter. *Chemosphere*, **35**, 153-167.
- Kuhnt,G. 1993. Behaviour and fate of surfactants in soil. *Environmental Toxicology And Chemistry*, **12**, 1813-1820.
- Larson,R.J., Rothgeb,T.M., Shimp,R.J., Ward,T.E. & Ventullo,R.M. 1993. Kinetic and practical significance of biodegradation of linear alkylbenzene sulfonates in the environment. *Journal of the American Oil Chemists' Society*, **70**, 645-657.
- Laursen, K, Jensen, JS, Pedersen, S, Wallach, T, Plesner, V, Andersen, JH, and Bielecki, J. **Punktkilder 1999**. 16. 2000. København, Miljøstyrelsen, Miljø- og Energiministeriet. Orientering fra miljøstyrelsen.
- Li,Q.& Logan,B.E. 1999. Enhancing bacterial transport for bioaugmentation of aquifers using low ionic strength solutions and surfactants. *Water Research*, **33**, 1090-1100.
- Lindstrom,A., Buerge,I.J., Poiger,T., Bergqvist,P.-A., Muller,M.D. & Buser,H.R. 2004. Occurrence and Environmental Behaviour of the Bactericide Triclosan and Its Methyl Derivative in Surface Waters and in Wastewater. *Environmental Science & Technology*, **36**, 2329.
- Litz,N., Doering,H.W., Thiele,M. & Blume,H.P. 1987. The behaviour of linear alkylbenzenesulfonate in different soils: A comparison between field and laboratory studies. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, **14**, 103-116.
- Lopez-Avila,A.& Hites,R.A. 1980. Organic compounds in an industrial wastewater. Their transport into sediments. *Environmental Science & Technology*, **14**, 1382-1390.
- Macler,B.A.& Merkle,J.C. 2000. Current knowledge on groundwater microbial pathogens and their control. *Hydrogeology Journal*, **8**, 29-40.
- Madsen,P.L., Thyme,J.B., Henriksen,K., Moldrup,P. & Roslev,P. 1999. Kinetics of di-(2-ethylhexyl)phthalate mineralization in sludge-amended soil. *Environmental Science and Technology*, **33**, 2601-2606.
- Madsen, T., Winther-Nielsen, M, and Samsøe-Petersen, L. Effects of organic chemicals in sludge applied to soil. 432. 1998. Copenhagen, Ministry of Environment and Energy, Denmark. Environmental Project.

- Mattson, J., Avergård, I. & Robinson, P. 2004. Priority pollutants, heavy metals and main constituents in the domestic sewage from two residential areas in Gothenburg. **47** (1991), pp. 204-211 [In Swedish]. *Vatten*, **47**, 204-211.
- McAvoy, D.C., Jacob, M., Hauk, A. & Eckhoff, W.S. 2002. Measurement of triclosan in wastewater treatment systems. *Environmental Science & Technology*, **21**, 1323-1329.
- Mikkelsen, S. P., Hoffmann, B., Smith, M., Nielsen, S. B., Gabriel, S., Hauger, M. B., Elle, M., and Henze, M. Vurdering af bæredygtig spildevandshåndtering i kloakløse bebyggelser. 28. 2003. København, Miljøstyrelsen. Økologisk byfornyelse og spildevandsrensning.
- Miller, R., Joos, P. & Fainerman, V.B. 1994. Dynamic surface and interfacial tensions of surfactant and polymer solutions. *Advances in Colloid and Interface Science*, **49**, 249-302.
- Morrall, D., McAvoy, D., Schatowitz, B., Inauen, J., Jacob, M., Hauk, A. & Eckhoff, W. 2004. A field study of triclosan loss rates in river water (Cibolo Creek, TX). *Chemosphere*, **54**, 653-660.
- Mualem, Y. 1976. (1976). A new model for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media. *Water Resources Research*, **12**, 513-522.
- Mølgaard, K., Kjølholt, J. & Nielsen, P. Smitstoffer i spildevand. 800. 2003. København, Miljøstyrelsen. Miljøprojekt.
- Nannipieri, P., Ascher, J., Ceccherini, M.T., Landi, L., Pietramellara, G. & Renella, G. 2003. Microbial diversity and soil functions. *European Journal of Soil Science*, **54**, 655-670.
- Natsch, A., Keel, C., Troxler, J., Zala, M., VonAlbertini, N. & Defago, G. 1996. Importance of preferential flow and soil management in vertical transport of a biocontrol strain of *Pseudomonas fluorescens* in structured field soil. *Applied and Environmental Microbiology*, **62**, 33-40.
- Nielsen, E. and Larsen, P. B. Toxicological Evaluation and Limit Values for DEHP and Phthalates, other than DEHP. 6. 1996. Miljøstyrelsen. Orientering fra Miljøstyrelsen, Environmental review.
- Nielsen, P.H., Bierg, P.L., Nielsen, P., Smith, P. & Christensen, T.H. 1996. In situ and laboratory determined first-order degradation rate constants of specific organic compounds in an aerobic aquifer. *Environmental Science and Technology*, **30**, 31-37.
- Nielsen, S. N., Halling-Sorensen, B., and Jensen, J. Environmental Assessment of Veterinary Medicinal Products in Denmark. 659. 2004. København, Miljøstyrelsen. Miljøprojekt.

- Nilsson,B., Sidle,R.C., Klint,K.E., Boggild,C.E. & Broholm,K. 2001. Mass transport and scale-dependent hydraulic tests in a heterogeneous glacial till-sandy aquifer system. *Journal of hydrology*, **243**, 162-179.
- Nyegård,P., Larsen,C.L., Juhler,R.K., Brüsich,W., Henriksen,H.J. & Rasmussen,P. 2003. *Grundvandsovervågning 2003*. Miljøministeriet, Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse, GEUS, København.
- Nylén, D., Borling, P., and Sørensen, H. Kortlægning af kemiske stoffer i dyreplejeprodukter. 2004. København, Miljøstyrelsen. Kortlægningsundersøgelser.
- Pantsar-Kallio,M., Mujunen,S.P., Hatzimihalis,G., Koutoufides,P., Minkinen,P., Wilkie,P.J. & Connor,M.A. 1999. Multivariate data analysis of key pollutants in sewage samples: a case study. *Analytica Chimica Acta*, **393**, 181-191.
- Pascal-Lorber,S., Rathahao,E., Cravedi,J.-P. & Laurent,F. 2004. Metabolic fate of [14C]-2,4-dichlorophenol in macrophytes. *Chemosphere*, **56**, 275-284.
- Pawlowski,S., Ternes,T.A., Bonerz,M., Rastall,A.C., Erdinger,L. & Braunbeck,T. 2004. Estrogenicity of solid phase-extracted water samples from two municipal sewage treatment plant effluents and river Rhine water using the yeast estrogen screen. *Toxicology in Vitro*, **18**, 129-138.
- Paxeus,N., Robinson,P. & Balmer,P. 1992. Study of organic pollutants in municipal wastewater in Goteborg, Sweden. *Water Science And Technology*, **26**, 249-256.
- Paxeus,N. 1996. Organic pollutants in the effluents of large wastewater treatment plants in Sweden. *Water Research*, **30**, 1115-1122.
- Pera-Titus,M., Garcia-Molina,V., Banos,M.A., Gimenez,J. & Esplugas,S. 2004. Degradation of chlorophenols by means of advanced oxidation processes: a general review. *Applied Catalysis B: Environmental*, **47**, 219-256.
- Petersen,C.T., Hansen,S. & Jensen,H.E. 1995. Strømningsmønstre og stoftransport i jord. *Vand og Jord*, **2**, 47-51.
- Petersen,C.T., Hansen,S. & Jensen,H.E. 1997. Depth distribution of preferential flow patterns in a sandy loam soil as affected by tillage. *Hydrology and Earth Systems Sciences*, **4**, 769-776.
- Petersen,S.O., Henriksen,K., Mortensen,G.K., Krogh,P.H., Brandt,K.K., Sorensen,J., Madsen,T., Petersen,J. & Gron,C. 2003. Recycling of sewage sludge and household compost to arable land: fate and effects of organic contaminants, and impact on soil fertility. *Soil and Tillage Research*, **72**, 139-152.
- Pons,Y., Capillon,A. & Cheverry,C. 2000. Water movement and stability of profiles in drained, clayey and swelling soils: at saturation, the structural stability determines the profile porosity. *European Journal of Agronomy*, **12**, 269-279.

Prats,D., Ruiz,F., Vazquez,B. & Rodriguez-Pastor,M. 1997. Removal of anionic and nonionic surfactants in a wastewater treatment plant with anaerobic digestion. A comparative study. *Water Research*, **31**, 1925-1930.

Raahauge, D., Schrøder-Thomsen, K., Kaas, E. K., Jensen, L., Bruus, A., Carstens, H., and Lund, K. Rensning af spildevand i det åbne land - oversigt over løsningsmuligheder. 2001. Dansk Afløbs- og Spildevandsforening.

Rastogi, S. C. Indholdet af udvalgte duftstoffer i rengøringsprodukter og andre forbrugerprodukter. 8. 2002. København, Miljøstyrelsen. Kortlægning.

Rastogi,S.C., Johansen,J.D. & Menne,T. 1996. Natural ingredients based cosmetics - Content of selected fragrance sensitizers. *Contact Dermatitis*, **34**, 423-426.

Refsgaard, J. C, van der Sluijs, J. P., Brown, J., and van der Keur, P. A framework for dealing with uncertainty due to model structure error. Submitted. to. *Advances in Water Resources* . 2004.

Reid,B.J., Jones,K.C. & Semple,K.T. 2000. Bioavailability of persistent organic pollutants in soils and sediments--a perspective on mechanisms, consequences and assessment. *Environmental Pollution*, **108**, 103-112.

Sabaliunas,D., Webb,S.F., Hauk,A., Jacob,M. & Eckhoff,W.S. 2003. Environmental fate of Triclosan in the River Aire Basin, UK. *Water Research*, **37**, 3145-3154.

Schellenberg,K., Leuenberger,C. & Schwarzenberg,R.P. 1984. Sorption of chlorinated phenols by natural sediments and aquifer materials. *ENVIRON.SCI.TECHNOL.*, **18**, 652-657.

Scott,M.J.& Jones,M.N. 2000b. The biodegradation of surfactants in the environment. *Biochimica et Biophysica Acta (BBA) - Biomembranes*, **1508**, 235-251.

Scott,M.J.& Jones,M.N. 2000a. The biodegradation of surfactants in the environment. *Biochimica et Biophysica Acta (BBA) - Biomembranes*, **1508**, 235-251.

Semple,K.T., Morriss,A.W.J. & Paton,G.I. 2003. Bioavailability of hydrophobic organic contaminants in soils: fundamental concepts and techniques for analysis. *European Journal of Soil Science*, **54**, 809-818.

Simoni,S.F., Harms,H., Bosma,T.N.P. & Zehnder,A.J.B. 1998. Population heterogeneity affects transport of bacteria through sand columns at low flow rates. *Environmental Science & Technology*, **32**, 2100-2105.

Simunek,J., Jarvis,N.J., van Genuchten,M.T. & Gardenas,A. 2003. Review and comparison of models for describing non-equilibrium and preferential flow and transport in the vadose zone. *Journal of hydrology*, **272**, 14-35.

Simunek,J., Sejna,M. & van Genuchten,M.T. 1996. *The HYDRUS-2D Software package for Simulating Water Flow and Solute Transport in Two-dimensional Variably Saturated*

- Media*. International Groundwater Modeling Center, Colorado School of Mines, Golden, CO.
- Singer, H., Muller, S., Tixier, C. & Pillonel, L. 2004. Triclosan: Occurrence and fate of a widely used biocide in the aquatic environment: Field measurements in wastewater treatment plants, surface waters, and lake sediments. *Environmental Science & Technology*, **36**, 4998-5004.
- Sonnenschein, C. & Soto, A.M. 1998. An updated review of environmental estrogen and androgen mimics and antagonists. *The Journal of Steroid Biochemistry and Molecular Biology*, **65**, 143-150.
- Sorme, L. & Lagerkvist, R. 2002. Sources of heavy metals in urban wastewater in Stockholm. *The Science of the total environment*, **298**, 131-145.
- Sovik, A.K. & Aagaard, P. 2003. Spatial variability of a solid porous framework with regard to chemical and physical properties. *Geoderma*, **113**, 47-76.
- Stackelberg, P.E., Furlong, E.T., Meyer, M.T., Zaugg, S.D., Henderson, A.K. & Reissman, D.B. 2004. Persistence of pharmaceutical compounds and other organic wastewater contaminants in a conventional drinking-water-treatment plant. *Science of the Total Environment*, **In Press, Corrected Proof**.
- Stenback, G.A., Ong, S.K., Rogers, S.W. & Kjartanson, B.H. Impact of transverse and longitudinal dispersion on first-order degradation rate constant estimation. *Journal of Contaminant Hydrology*, **In Press, Corrected Proof**.
- Stephanou, E. & Giger, W. 1982. Persistent organic chemicals in sewage effluent. 2. Quantitative determination of nonylphenol and nonylphenol ethoxylates by glass capillary gas. *Environmental Science and Technology*, **16**, 800-805.
- Stollenwerk, K.G. 1996. Simulation of phosphate transport in sewage-contaminated groundwater, Cape Cod, Massachusetts. *Applied Geochemistry*, **11**, 317-324.
- Stuer-Lauridsen, F., Hansen, L., Birkved, M., Kjølholt, J., & Mikkelsen, S. Litteraturudredning vedrørende human medicin i miljøet. 661. 2002. København, Miljøstyrelsen. Miljøprojekt
- Stumpf, M., Ternes, T.A., Wilken, R.D., Silvana, V.R. & Baumann, W. 1999. Polar drug residues in sewage and natural waters in the state of Rio de Janeiro, Brazil. *The Science of the total environment*, **225**, 135-141.
- Suess, M.J. 1976. The environmental load and cycle of polycyclic aromatic hydrocarbons*1. *The Science of the total environment*, **6**, 239-250.
- Sumpter, J.P. 1998. Xenoendocrine disrupters -- environmental impacts. *Toxicology Letters*, **102-103**, 337-342.

- Svitova, T.F., Wetherbee, M.J. & Radke, C.J. 2003. Dynamics of surfactant sorption at the air/water interface: continuous-flow tensiometry. *Journal of Colloid and Interface Science*, **261**, 170-179.
- Temmink, H. & Klapwijk, B. 2004. Fate of linear alkylbenzene sulfonate (LAS) in activated sludge plants. *Water Research*, **38**, 903-912.
- Ternes, T.A. 1998. Occurrence of drugs in German sewage treatment plants and rivers 1. *Water Research*, **32**, 3245-3260.
- Tolls, J. 2001. Sorption of Veterinary Pharmaceuticals in Soils: A Review. *Environmental Science and Technology*, **35**, 3397-3406.
- van Genuchten, M.T. 1980. A closed form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Science Society Of America Journal*, **44**, 892-898.
- van Ginkel, G. 1995. Biodegradability of cationic surfactants. In: Biodegradability of Surfactants (eds D.Karsa & M.Porter), pp. 183-203. Kluwer Academic Publishers Group, Dordrecht.
- Vandevivere, P. & Baveye, P. 1992. Effect of bacterial extracellular polymers on the saturated hydraulic conductivity of sand columns. *Applied and Environmental Microbiology*, **58**, 1690-1698.
- Vikelsee, J., Thomsen, M. & Carlsen, L. 2002. Phthalates and nonylphenols in profiles of differently dressed soils. *The Science of the total environment*, **296**, 105-116.
- Vinther, F.P., Elsgaard, L. & Jacobsen, O.S. 2001. Heterogeneity of bacterial populations and pesticide degradation potentials in the unsaturated zone of loamy and sandy soils. *Biology and Fertility of Soils*, **33**, 514-520.
- Vroumsia, T., Steiman, R., Seigle-Murandi, F. & Benoit-Guyod, J.-L. 1999. Effects of culture parameters on the degradation of 2,4-dichlorophenoxyacetic acid (2,4-D) and 2,4-dichlorophenol (2,4-DCP) by selected fungi. *Chemosphere*, **39**, 1397-1405.
- Waters, J. & Feijte, T.C.J. 1995. AIS+/CESIO+ Environmental surfactant monitoring programme: Outcome of five national pilot studies on linear alkylbenzene sulphonate (LAS). *Chemosphere*, **30**, 1939-1956.
- Webb, S., Ternes, T., Gibert, M. & Olejniczak, K. 2003. Indirect human exposure to pharmaceuticals via drinking water. *Toxicology Letters*, **142**, 157-167.
- Wilkie, P.J., Hatzimihalis, G., Koutoufides, P. & Connor, M.A. 1996. The contribution of domestic sources to levels of key organic and inorganic pollutants in sewage: the case of Melbourne, Australia. *Water Science And Technology*, **34**, 63-70.
- Wylie, G.D., Finger, S.E. & Crawford, R.W. 1990. Toxicity of municipal wastewater effluents contaminated by pentachlorophenol in Southwest Missouri. *Environmental Pollution*, **64**, 43-53.

- Ying,G.G., Kookana,R.S. & Dillon,P. 2003. Sorption and degradation of selected five endocrine disrupting chemicals in aquifer material. *Water Research*, **37**, 3785-3791.
- Ying,G.G., Williams,B. & Kookana,R. 2002. Environmental fate of alkylphenols and alkylphenol ethoxylates--a review. *Environment International*, **28**, 215-226.