

Miljøprojekt Nr. 685 2002

Udsivning af spildevand fra afløbssystemer

Jes Vollertsen, Katrin Vorkamp og Thorkild Hvitved-Jacobsen
Aalborg Universitet, Afdeling for Miljøteknik;

Niels Aagaard Jensen
NIRAS

Miljøstyrelsen vil, når lejligheden gives, offentliggøre rapporter og indlæg vedrørende forsknings- og udviklingsprojekter inden for miljøsektoren, finansieret af Miljøstyrelsens undersøgelsesbevilling.

Det skal bemærkes, at en sådan offentliggørelse ikke nødvendigvis betyder, at det pågældende indlæg giver udtryk for Miljøstyrelsens synspunkter.

Offentliggørelsen betyder imidlertid, at Miljøstyrelsen finder, at indholdet udgør et væsentligt indlæg i debatten omkring den danske miljøpolitik.

Indhold

INDHOLD	3
FORORD	5
SAMMENFATNING OG KONKLUSIONER	7
SUMMARY AND CONCLUSIONS	10
1 INDLEDNING	13
1.1 BAGGRUND	13
1.2 FORMÅL	13
1.3 AKTIVITETER OG METODER	14
2 PROJEKTERING OG UDFØRELSE AF AFLØBSSYSTEMER	15
2.1 TIDLIGERE PRAKSIS	15
2.2 NUVÆRENDE PRAKSIS VED NYANLÆG	16
2.2.1 Ledningsgrav	16
2.2.2 Tæthedsprøvning	18
2.3 NUVÆRENDE PRAKSIS VED SANERING	18
2.4 PRIVATE LEDNINGER	19
3 LITTERATURGennemgang	21
3.1 SAMMENHÆNGE MELLEM INDSIVNING OG UDSIVNING	21
3.2 KONSTATEREDE UDSIVNINGER	24
3.3 DETEKTIONSMETODER OG INDIKATORER FOR UDSIVNING	26
3.3.1 TV-inspektion	26
3.3.2 Sporstofmålinger	27
3.3.3 Geofysiske og geologiske metoder	28
3.4 MILJØFREMMEDE STOFFER I SPILDEVAND	30
3.5 STOFTRANSPORT OG –TILBAGEHOLDELSE I SAND OG JORD	31
3.5.1 Tilclogningsprocessen	31
3.5.2 Transport af miljøfremmede stoffer, bakterier og virus	34
3.6 OMSÆTNING I JORD AF UDSIVENDE STOF	37
3.7 FOREKOMST AF FORURENING I JORD OG GRUNDEVAND	38
3.8 SAMMENFATNING	41
4 METODER	43
4.1 FORSØGSOPSTILLING OG MATERIALER	43
4.1.1 Beskrivelse af oplandet for pilotforsøgene	43
4.1.2 Udformning af opstilling F1	44
4.1.3 Udformning af opstilling F2	47
4.1.4 Sand- og jordmaterialer	48
4.2 FORSØGSMETODIK	49
4.2.1 Drift af opstilling F1	49
4.2.2 Drift af opstilling F2	50
4.3 FELTUNDERSØGELSE	51
4.4 ANALYSER	52
4.4.1 Biologiske analyser	52
4.4.2 Kemiske analyser	53
5 RESULTATER OG DISKUSSION	54

5.1	VANDFØRING FRA LÆKAGER	54
5.1.1	<i>Udsivningens afhængighed af sandtypen</i>	54
5.1.2	<i>Udsivningens afhængighed af den underliggende jordtype</i>	55
5.1.3	<i>Udsivningens afhængighed den biologiske aktivitet</i>	55
5.1.4	<i>Simulering af regnhændelser</i>	56
5.1.5	<i>Simulering af kloakspuling</i>	58
5.1.6	<i>Simulering af variation i grundvandsspejl</i>	58
5.1.7	<i>Betydningen af skadetype og skadeareal.</i>	59
5.1.8	<i>Sammensætningen af materialet i og omkring lækagen</i>	60
5.1.9	<i>Sammenfatning vedr. vandtransport ud af en lækage</i>	61
5.2	STOFTRANSPORT FRA LÆKAGER	61
5.2.1	<i>E. coli</i>	61
5.2.2	<i>Kvælstof</i>	63
5.2.3	<i>COD</i>	66
5.2.4	<i>Miljøfremmede stoffer</i>	67
5.2.5	<i>Sammenfatning vedr. stoftransport ud af en lækage</i>	67
5.3	FELTFORSØG	68
6	VURDERING AF RISIKO FOR GRUNDVANDSFORURENING	71
6.1	VURDERING AF UDSIVENDE VANDMÆNGDER	72
6.2	VURDERING AF UDSIVENDE STOFMÆNGDER	73
6.3	VURDERING AF SAMLET RISIKO FOR GRUNDVANDET	73
7	KONKLUSION	76
8	REFERENCER	78
	Bilag A, Jord- og sand materialer	89
	Bilag B, Pakningsgrad og vandindhold af søjlerne	91
	Bilag C, Analysemetoder	95

Forord

Nærværende rapport udgør slutrapporten for projektet ”Udsivning af spildevand fra afløbssystemer”, der blev gennemført fra 01.06.2000 til 31.07.2001.

I projektet er der gennemført en systematisk undersøgelse af udsivning af spildevand fra lækager i afløbssystemet. Undersøgelsen er baseret på et litteraturstudie samt forsøg i pilotskala med tilhørende laboratorieanalyser. Endvidere er der gennemført en enkelt feltundersøgelse i forbindelse med renovering af en utæt afløbsledning. I litteraturudredningen er der sammendraget og systematiseret dansk og international viden om udsivningens årsager, omfang og effekter. Forsøgene har bidraget til at øge kendskabet til de styrende processer og fænomener samt udsivningens omfang og konsekvenser.

Undersøgelsen er gennemført som et samarbejdsprojekt mellem Miljøstyrelsen og de følgende institutioner:

- Afdeling for Miljøteknik, Aalborg Universitet (AAU)
Projektledelse, litteraturstudie, forsøg, rapportering
- NIRAS
Bidrag til initieringsfasen, litteraturstudiet og hovedrapporten

Projektgruppen bestod, i alfabetisk rækkefølge, af

Thorkild Hvitved-Jacobsen, AAU (projektleder)
Niels Aagaard Jensen, NIRAS
Jes Vollertsen, AAU
Katrin Vorkamp, AAU

Miljøstyrelsens projektansvarlige har været

Vibeke Plesner, Spildevands- og Vandforsyningskontoret

Projektets styregruppe bestod, i alfabetisk rækkefølge, af

Thorkild Hvitved-Jacobsen, AAU, Afdeling for Miljøteknik
Niels Aagaard Jensen, NIRAS
Mogens Kaasgaard, Miljøstyrelsen, Spildevands- og Vandforsyningskontoret
Klaus Kolind-Hansen, Aalborg Kommune, Vandforsyningen
Peter Steen Mikkelsen, Miljø & Ressourcer DTU (Spildevandskomiteen)
Bjarne Nielsen, Aalborg Kommune, Spildevandsafdelingen
Claus Møller Pedersen, Århus Kommune, Miljøkontoret (DANAS)
Vibeke Plesner, Miljøstyrelsen, Spildevands- og Vandforsyningskontoret

Projektet er blevet diskuteret på møder ved Aalborg Universitet (9. august 2000) og hos Miljøstyrelsen (14. november 2000, 12. marts 2001).

Endvidere ønsker projektgruppen at rette en tak til:

Willy Lund, AAU, Institut for Vand, Jord og Miljøteknik

Per Møldrup, AAU, Afdeling for Miljøteknik

Peter Roslev, AAU, Afdeling for Miljøteknik

Eyþór Sigfússon, studerende ved AAU, Afdeling for Miljøteknik og

Kristinn Wiium Tómasson, studerende ved AAU, Afdeling for Miljøteknik,

der alle har bidraget væsentligt til nærværende Miljørapport.

Aalborg, januar 2002

Sammenfatning og konklusioner

Lækager i afløbssystemer kan medføre såvel indsvivning af grundvand som udsivning af spildevand. Om indsvivning af grundvand til afløbssystemer og konsekvenser heraf foreligger der en del information. I modsætning hertil, foreligger der kun få undersøgelser af udsivning fra utætte afløbssystemer samt konsekvenserne heraf på jord- og grundvandskvaliteten.

Nogle undersøgelser forsøger at kvantificere forureningen af det urbane grundvand, men lider under problemet med at adskille de mulige kilder. Disse undersøgelser bliver derfor usikre i deres vurdering af, hvilken del af forureningen der skyldes afløbssystemet og hvilken del, der skyldes f.eks. forurenede industrigrunde. Andre undersøgelser forsøger at kvantificere udsivningen ved daglig drift af afløbssystemet. De er enten baseret på indirekte bestemmelse af udsivningen eller på flowmåling i ledningerne ved brug af sporstoffer. Fælles for de kvantificerende undersøgelser er, at de viser betydelige udsivninger fra afløbssystemer. Op til 25% af det producerede spildevand rapporteres at sive ud i selve oplandet. I afskærende ledninger bestemmes gennemsnitlige udsivninger på op til $3 \text{ l s}^{-1} \text{ km}^{-1}$. De indirekte metoder til bestemmelse af udsivningens størrelse vurderes at være baseret på en sådan mængde af usikre antagelser, at de ikke er konklusive. Hvad angår de direkte målinger, så baserer de sig på måling af meget små forskelle i flow, og er derfor vanskelige at udføre præcist. Selvom en direkte måling principielt må anses for værende ”bedre” end en indirekte måling, gør vanskelighederne ved præcis flowmåling under feltforhold, at også disse må benyttes med stor forsigtighed.

Samstemmende viser de gennemførte undersøgelser, at der ikke er nogen entydig sammenhæng mellem ledningernes tilstand registreret ved TV-inspektion og de bestemte udsivninger. Med andre ord: Ikke alle skader giver anledning til udsivning når grundvandsspejlet befinder sig under ledningen. Sikkerheden af dette udsagn er vanskelig at bedømme, idet den manglende korrelation også vil kunne skyldes vanskeligheden ved at bestemme udsivningens omfang korrekt.

Nærværende projekt belyser de forhold, der styrer udsivning fra lækager i afløbssystemer, samt den deraf afledte vand- og stoftransport samt effekt af det udsivende spildevand på jord og grundvand. Dette gøres ved at undersøge og kvantificere udsivningens tidsmæssige udvikling i forhold til denne vand- og stoftransport. Der tages herunder højde for den omgivende jords egenskaber, skadetyper og driften af kloaksystemet. Undersøgelsen er dels baseret på et litteraturstudie og dels på pilotskala-forsøg. Endvidere er der udført en feltundersøgelse af en konstateret lækage i Aalborg by, hvor en defekt spildevandsledning blev opgravet, og den underliggende jord undersøgt. Resultaterne blev samlet og sammenholdt med den viden, der foreligger fra litteraturstudiet og pilotskala-forsøgene.

Pilotskala-forsøgene blev udført ved, at friskt spildevand blev ført gennem en ledning lagt i sand. Ledningen indeholdt veldefinerede utætheder, hvorfra spildevand kunne sive ned gennem sandet og efterfølgende opsamles. Undersøgelserne er udført under forhold, hvor forsøgsbetingelserne var realistiske. F.eks. var temperaturen typisk for dansk jord og vandhastigheder samt

slæbspændinger i den utætte ledning var lig med eller højere end typisk for danske afløbssystemer.

Undersøgelserne har vist, at udsivningen fra utætte ledninger aftager med tiden og under konstante flowforhold nærmer sig et konstant niveau efter 1-2 døgn. Dette niveau er uafhængig af hvilken type sand røret lægges i, og bestemmes i stedet af zonen lige omkring lækagen. I overensstemmelse med den grundlæggende hydrauliske teori om udsivning gennem et semipermeabelt lag, er der proportionalitet mellem udsivningens størrelse og vandstanden over lækagen samt proportionalitet med lækagens overfladeareal. Der er i overensstemmelse hermed opstillet beregningsprocedurer for bestemmelse af udsivningens omfang i form af en risikovurdering.

Endvidere er det dokumenteret, at forhold i en afløbsledning svarende til en regnhændelse resulterer i en stigning i udsivningen. Det samme gør sig gældende efter en spuling af ledningen samt når grundvandsstanden ændres fra at stå over røret til at stå under røret, dvs. ved varierende ind- og udsivning. Alle disse stigninger i udsivningen er dog reversible, idet udsivningen falder drastisk så snart belastningen ophører, og i løbet af 1-2 dage finder tilbage til det oprindelige, lave niveau.

Udsivningens størrelse afhænger af, om der er tale om en forskudt samling eller en lækage i bunden af røret. Udsivningen per arealenhed er størst i sidstnævnte tilfælde og svarer her til en hydraulisk ledningsevne gennem det semipermeable lag af en størrelsesorden som kendes fra biologiske sandfilteranlæg der clogger til.

Med det udsivende spildevand transporteres stoffer og mikroorganismer ud af afløbsledningen. Pilotforsøgene viser, at der i nærzonen af lækagerne sker en væsentlig reduktion og tilbageholdelse af en del af de undersøgte stoffer. F.eks. fjernes de undersøgte bakterier næsten fuldstændigt. Undersøgelsen antyder, at noget lignende er tilfældet med DEHP og anioniske detergenter, mens der ikke kan konkluderes på andre af de undersøgte miljøfremmede stoffer, idet disse kun blev fundet i små mængder i spildevandet. Kvælstof blev udledt fra lækagerne i form af nitrat, idet der sker en nitrifikation i de aerobe sandlag under lækagerne. Nitraten vil efterfølgende sive gennem de underliggende jordlag og nå grundvandet. Tilsvarende må det antages, at opløste, svært omsættelige miljøfremmede stoffer – ifald de forekommer i spildevandet – ligeledes vil følge dette transportmønster. Såfremt undergrunden fremviser inhomogeniteter i form af makroporer, må der forventes at kunne foregå en større stoftransport end erfaret gennem den foreliggende undersøgelse. Et sandlag omkring en ledning må imidlertid forventes at ville reducere transporten gennem sådanne makroporer.

Ved feltundersøgelsen, hvor en afløbsledning blev opgravet, bekræftes det, at lækager i afløbssystemet udviser en vis selvtætning pga. biofilmvækst og tilclogning. Lige under skaderne på ledningen, var der – efter mange års utæthed – spor af spildevandsudsivning, men allerede i en dybde af knap ½ meter kunne der ikke længere spores spildevand. Resultatet af denne enkelte feltundersøgelse er i overensstemmelse med observationer ved pilotskala-forsøgene.

Med udgangspunkt i nærværende resultater, kan der gennemføres en risikovurdering for grundvandsforurening fra utætte afløbssystemer når skadetyper og skadestørrelser kendes. TV-inspektion foreslås anvendt som et væsentligt redskab i en sådan bestemmelse af skader. Idet ikke alle skader nødvendigvis er lækager, bliver dette en konservativ fremgangsmåde, der vil overvurdere udsivningen. Sammenholdes sådanne informationer med de hydrauliske betingelser i ledningssystemet, kan udsivningsmængderne beregnes, idet der indføres en

lækagefaktor baseret på projektets resultater. Inddrages den naturlige grundvandsdannelse i oplandet, og kendes stoffernes tilbageholdelse og omsætning i jord, kan afløbssystemets maksimale påvirkning af grundvandet vurderes.

Sammenholdes en sådan risikovurdering baseret på projektets resultater med hvad tidligere undersøgelser har vist, fås en markant lavere udsivning. Selv for et opland hvor afløbssystemet er i ringe stand, vil udsivningen højst udgøre nogle få procent af den samlede spildevandsproduktion. En sådan risikovurdering er en vurdering af den gennemsnitlige udsivning, og tager ikke hensyn til fænomener som specielt ”uheldige” geologiske forhold kombineret med en drikkevandsindvinding i umiddelbar nærhed af en kloak i dårlig tilstand. For at afklare den konkrete risiko i et sådant tilfælde, må hver enkelt situation vurderes særskilt under inddragelse af de hydrogeologiske forhold, afløbssystemets drift samt lækagernes placering og størrelse i forhold til vandindvindingen.

Summary and conclusions

Leakages in sewers may result in infiltration of groundwater as well as exfiltration of wastewater. A significant amount of information is available on infiltration of groundwater into sewers. However, only a limited number of studies have been made on exfiltration of wastewater and the consequence hereof upon the groundwater quality.

A few studies attempt to quantify the pollution of the urban groundwater, however, they suffer from difficulties in distinguishing between pollution from sewers and pollution from other sources, e.g. industrial areas. Some studies attempt to quantify the exfiltration during normal operational conditions. They are either based on indirect determination of the exfiltration, or based on flow measurements in the sewer by application of tracers. Common for these studies is that they show significant exfiltration from urban sewers: up to 25% of the wastewater may exfiltrate into the groundwater before the wastewater has left the catchment. In intercepting sewers, average exfiltration rates of $3 \text{ l s}^{-1} \text{ km}^{-1}$ have been determined. The indirect methods for determination of the magnitude of the exfiltration are assessed to be based on such large a number of assumptions that they are considered non-conclusive. The direct determinations are based on measurement of very small differences in flow and are consequently difficult to perform with precision. Even though direct measurements generally are “better” than indirect determinations, they too must be used with great care, due to the problems associated with precise flow measurement under field conditions.

The literature studies agree on TV-inspections being non-conclusive when identifying if – and to which degree – wastewater is exfiltrated from sewers. In other words: not all damages of a sewer give rise to exfiltration when the groundwater table is located below the sewer. The goodness of this conclusion is difficult to assess because the missing correlation between TV-inspection of leakages and exfiltration also could be due to difficulties in correctly determining the exfiltrating wastewater.

The present project highlights studies of those conditions, which control the exfiltration from leakages in sewers as well as the resulting flow and effects of the exfiltrating wastewater on soil and groundwater. This is done investigating and quantifying the exfiltration over time with focus on water and pollutant transport. Soil characteristics, the type and size of the leakage as well as the operation of the sewer are taken into account. The study is based on a literature review and a pilot scale study. Furthermore, a field investigation has been made of an identified leakage in a sewer in Aalborg, where the sewer has been excavated and the surrounding soil analyzed. The results hereof have been compared to the literature study and the pilot scale experiments.

The pilot scale experiments were performed by circulating fresh wastewater through a sewer pipe situated in sand. The pipe contained well-defined leakages from which the wastewater could exfiltrate into the soil and consequently be collected. The pilot scale investigations were made under realistic conditions. For example, the soil temperature was typical for Danish soils and water velocities and shear stresses in the pipe at or above typical Danish values.

The investigation has shown that the exfiltration from sewers under constant flow conditions is reduced with time and asymptotically reaching a constant level after 1-2 days. This level is independent of the type of sand in which the pipe has been situated, however, determined by a semi permeable zone surrounding the leakage. In accordance with basic hydraulic theory on exfiltration through a semi permeable layer, proportionality between the exfiltration and the water level above the leak as well as proportionality between the exfiltration and the surface area of the leak was found. Procedures for calculating the risk of leakage have been established in agreement with these findings.

It is furthermore documented that conditions in a pipe corresponding to a storm event results in an increase in the exfiltration. The same is the case after cleansing of the sewer or when the water level is changed from above the sewer to below the sewer, i.e. at alternating infiltration/exfiltration conditions. All these increases in exfiltration are reversible as the exfiltration rate decreases rapidly when the cause of the increased exfiltration is removed. After 1-2 days, the exfiltration is back at the initial, low level.

The magnitude of the exfiltration depends on the type of leak: an open joint or a leak in the bottom of the sewer. The exfiltration rate per unit area is largest in the later case, where the permeability of the semi permeable layer is of the same magnitude as known from clogging biological sandfilters.

Pollutants and microorganisms are transported out of a sewer with the exfiltrating wastewater. The pilot study shows that a significant reduction of pollutant content and microorganisms takes place in the vicinity of the leakage. E.g. the bacteria investigated are removed almost completely. The investigations indicate that DEHP and anionic detergents also are reduced significantly, whereas no conclusion can be drawn on other micropollutants investigated as these were only found in small concentrations in the wastewater. Nitrogen was found on the form of nitrate because nitrification takes place in the aerobic soil beneath the leakage and nitrate is consequently discharged into the groundwater. Similarly it must be assumed that soluble, slowly degradable micropollutants – to the extent to which they are present in the wastewater – will behave similar. In case the soil contains macro-pores, a higher pollutant transport than found in this study should be expected. However, a sand layer around a pipe is expected to reduce the transport in the macro-pores.

The field study – where a sewer was excavated – confirms the results of the pilot scale studies: leakages in sewers are clogging due to biofilm growth and fine particles. After many years of exfiltration, remains of wastewater were found directly beneath the leak, however, already half a meter below the leak, no wastewater compounds were found.

Based on the present study a risk assessment for groundwater pollution from leaky sewers can be made based on assessment of the number, type and extent of damages. It is suggested that TV-inspections be used as a tool to assess such damages. As not all damages are leaks, this method will overestimate the leakage. Together with the hydraulic conditions in the sewer, this information allows the determination of a maximum exfiltration rate. A leakage factor is introduced for this purpose based on the results of the present study. Taking the natural formation of groundwater into account together with the retention and/or degradation of a specific pollutant, an assessment of the maximum effect on the groundwater can be made.

Comparison of such risk assessment based on the result of the present study with prior investigations from the literature shows markedly less exfiltration. Even when the sewers in the catchment are in poor condition, only a few percent of the total wastewater production will exfiltrate into the surrounding soil. Such risk assessment takes into account the average exfiltration from a sewer and does not cover phenomena like special soil conditions in combination with a groundwater well in the ultimate vicinity of a sewer in poor shape. To assess such concrete risk, the hydrogeological conditions, the operation of the sewer, the location of the leaks relative to the groundwater well and the size and type of the leaks must be taken into account.

1 Indledning

1.1 Baggrund

Lækager i afløbssystemer kan medføre såvel indsivning af grundvand som udsivning af spildevand. Om indsivning af grundvand til afløbssystemer og konsekvenser heraf foreligger der en del information. I modsætning hertil eksisterer der internationalt kun begrænset viden om omfanget af spildevandsudsivning, om dertil hørende processer i den omgivende jord og om udsivningens effekt på det underliggende grundvand.

TV-inspektioner har vist skader på store dele af det danske afløbssystem, der omfatter ca. 50.000 km offentlige kloakledninger. De fleste danske kommuner har derfor i de seneste år foretaget en systematisk fornyelse af kloaksystemet. Observationer fra TV-inspektion tillader dog ikke en estimering af den udsivende spildevandsmængde. Det kan ikke ses på en skade om den giver anledning til udsivning af spildevand eller ej (Eiswirth et al., 1994).

Gennem de senere år er der blevet udviklet forskellige metoder til sporing af udsivning og bestemmelse af den udsivende vandmængde. I Danmark er der blevet foretaget en række sporstofmålinger, hvor grundvandsspejlet befandt sig lavere end ledningsnettet (Ohlsen og Genders, 1993; Jensen og Madsen, 1996; Knudsen et al., 1996). Disse målinger indikerer et væsentligt potentiale for udsivning. Viden om det udsivende spildevand som potentiel kilde til forurening af såvel jord som grundvand foreligger dog ikke.

Forurening af drikkevand med spildevand og de heraf følgende hygiejniske problemer er et velkendt problem (f. eks. Lahti og Hiisvirta, 1995). Udsivning af spildevandet kan derudover bidrage til forringelse af grundvandets almindelige kvalitet i form af forhøjet indhold af en lang række uønskede stoffer.

Udsivningens omfang og effekt på kvaliteten af det underliggende grundvand kan antages at være påvirket af en række faktorer. Det er ikke kendt, hvilke skadeformer og hvilke fysiske omstændigheder der er betydende for udsivningens omfang. Jordens egenskaber samt de afløbstekniske forhold kan have indflydelse på udsivningen.

1.2 Formål

Projektet har til formål at øge kendskabet til de forhold, der styrer udsivning fra lækager i afløbssystemer samt den deraf afledte udbredelse af det udsivende spildevand til jord og grundvand.

Udsivningens tidsmæssige udvikling søges undersøgt og kvantificeret i forhold til den omgivende jords egenskaber, skadetyper og driften af kloaksystemet. Endvidere søges effekten af det udsivende spildevand på kvaliteten af det underliggende grundvand belyst ved at betragte transporten af spildevandskomponenter gennem jord og sand. Ved at fokusere på de fænomener, der styrer udsivningens omfang og udbredelse i den omgivende jord, skabes der et grundlag for at kunne vurdere størrelsen og effekten af udsivning fra en given lækage.

1.3 Aktiviteter og metoder

Projektet har været opdelt i tre delaktiviteter:

- Videnindsamling og -systematisering, hvor der ved et systematisk litteraturstudie indsamles data fra danske og udenlandske undersøgelser.
- Forberedelse og afvikling af pilotforsøg, hvor spildevandets udsivning kvantificeres og transporten gennem jord og sand undersøges.
- Evaluering af resultaterne samt rapportering, hvor resultaterne bliver sammenholdt med litteraturen og hvor der på basis af de gennemførte undersøgelser drages konklusioner.

Indledningsvis blev der gennemført en litteraturundersøgelse med fokus på eksisterende viden om udsivning fra afløbssystemer samt spildevandets omsætning og transport i jord. Der er også søgt i beslægtede emner som terrestrisk spildevandsrensning og regnvandsbehandling i form af infiltration. Den samlede viden er blevet systematiseret i relation til de omstændigheder, der er af betydning for udsivningens omfang og effekter.

Litteraturstudiet dannede udgangspunkt for pilotskala-undersøgelser af udsivning fra lækager i kloakledninger. Under pilotskala-forhold var det muligt at etablere veldefinerede betingelser, der er sammenlignelige med de forhold, som virkelige lækager i kloakledninger er underlagt. På kontrolleret vis kunne de enkelte betingelser varieres således, at deres relative betydning blev belyst.

Pilotforsøgene blev tilrettelagt således at udsivningens tidsmæssige forløb samt transporten af spildevandskomponenter er blevet undersøgt i forsøg under konstante flowforhold, mens variationer i drift og skadetyper blev gennemført i forsøg hvor flow og andre forhold, så som lækageareal, blev varieret. Pilotforsøgene blev udført i en forsøgs- og målestation, som Aalborg Kommune og Aalborg Universitet driver i fællesskab i Frejlev. Der er her en konstant forsyning af frisk spildevand fra Frejlev by, naturlige temperaturforhold samt pladsforhold, der muliggør forsøg under realistiske forhold. Endvidere blev der udført en feltundersøgelse af en konstateret lækage i Aalborg by, hvor en spildevandsledning blev opgravet, og den underliggende jord undersøgt. Resultaterne blev samlet og sammenholdt med den viden, der foreligger fra litteraturstudiet og pilotskala-forsøgene.

Undersøgelsen rapporteres i nærværende hovedrapport, der gengiver resultater fra litteraturstudiet samt fra de gennemførte forsøg og undersøgelser.

2 Projektering og udførelse af afløbssystemer

Tidligere praksis ved etableringen af de danske kloaksystemer er naturligvis interessant set i forhold til problemstillingen omkring udsivning – specielt når man tager i betragtning, at størsteparten af disse kloakrør fortsat er i funktion. På den anden side er det ligeledes interessant at betragte den nuværende praksis.

Som en baggrund for rapportens efterfølgende kapitler indeholder dette kapitel derfor en kort redegørelse for såvel tidligere som nuværende praksis ved projektering og udførelse af danske afløbsnet.

2.1 Tidligere praksis

Bahl Andersen (1979) anfører, at kloakarbejdet langt op i det 20. århundrede var betragtet med ringeagt, og at folk, som var ”nødt” til at beskæftige sig hermed, meget ofte blev rekrutteret fra arbejdsmarkedets yderste restgrupper. Det er nærliggende at antage, at denne tendens ligeledes gjorde sig gældende hos de projekterende og de tilsynsførende, og som dermed samlet blev medvirkende til en forholdsvis ringe standard på de etablerede afløbssystemer, måske helt frem til 1940’erne.

Der er dog næppe nogen entydig sammenhæng mellem afløbsledningernes alder og deres tilstand. Nogle af de ældste ledninger er fortsat i god stand, mens andre og nyere afløbsledninger er i kvalitetsmæssig uacceptabel stand.

Den ældste del af afløbssystemet blev udført i glaserede lerrør (Randrup og Faldager, 1997). Glaserede lerrør er ikke stærke nok til nutidens tunge trafik, men en del af ledningerne er fortsat funktionsdygtige. Ved andet ledningsarbejde (f.eks. i forbindelse med fjernvarme) tæt på eller over lerrørene opstår der imidlertid ofte skader.

Omkring 1920 begyndte betonrør for alvor at overtage markedet, og de blev stort set enerådende frem til introduktionen af plastrør i 1960’erne (Lapertis, 1999).

I perioden omkring 1940-1960 slog en stigende mekanisering igennem og kvaliteten af især rørene blev gradvist forbedret. Afløbsledninger anlagt i denne periode er af en bedre kvalitet, men der var dog fortsat problemer. I begyndelsen af maskingravningen var man bl.a. ikke tilstrækkelig opmærksom på, at det nye, bredere graveprofil kombineret med en mere ujævn ledningsgrav indebar større belastning på rørene.

1960’erne var præget af byggesjusk og dårlig anlægsudførelse, hvilket er hovedårsagen til, at en del ledningssystemer fra denne periode i dag er i en meget dårlig tilstand. Fra og med 70’erne er kvaliteten gradvist blevet forbedret, og især samlingerne er blevet bedre.

De danske kommuner opfatter utætheder i rør- og brøndsamlinger som et af de væsentligste driftsproblemer i afløbssystemet (Guldbæk, 1998). Fra omkring århundredeskiftet og helt frem til ca. 1960 blev pakgarn, ler, cement og asfalt

anvendt som samlingsmateriale – med begrænset held, idet så godt som alle disse samlinger i dag må antages at være utætte. Ifølge Randrup og Faldager (1997) blev halvdelen af spalten mellem spidsenden og muffen først fyldt med pakgarn for at centrere rørenden. Derefter blev resten fyldt med ler, cement eller asfalt. Efter 25-40 år er pakgarnet rådnet bort, og det øvrige samlingsmateriale er smuldret eller flydt bort. Ved TV-inspektion af disse ledninger i dag ses det da også ofte, at der er en forskydning i samtlige samlinger, fordi spidsenden er sunket ned i bunden af muffen.

Det var en betydningsfuld forbedring, da gummipakninger blev indført i starten af 1960'erne, selv om de første materialer heller ikke var fuldendte. Først fra omkring 1980 nåede samlingerne den udformning, som vi kender i dag (Randrup og Faldager, 1997).

I dag er der en markant højere bevidsthed i alle led om vigtigheden af kvalitet i det arbejde, der udføres – og materialerne, der anvendes ved nyanlæg, er generelt af en langt bedre kvalitet end tidligere.

2.2 Nuværende praksis ved nyanlæg

Når et nyt anlæg i dag projekteres, tages der i en vis grad indirekte hensyn til risikoen for udsivning. I grundlaget for arbejdet, hvilket normalt er samlet i almindelige og særlige arbejdsbeskrivelser, vil der således i langt de fleste tilfælde være henvisninger til en række normer og standarder, som entreprenøren skal respektere, og som søger at sikre et tæt afløbssystem.

Typisk vil der bl.a. være henvisninger til følgende normer og standarder i nyeste udgave:

- DS 421, Norm for tætte fleksible samlinger i ledninger af beton
- DS 430, Norm for lægning af fleksible ledninger af plast
- DS 432, Norm for afløbsinstallationer + tillæg
- DS 437, Norm for lægning af stive ledninger af beton i jord
- DS 455, Norm for tæthed af afløbsinstallationer
- DS 475, Norm for etablering af ledningsanlæg i jord + tillæg

2.2.1 Ledningsgrav

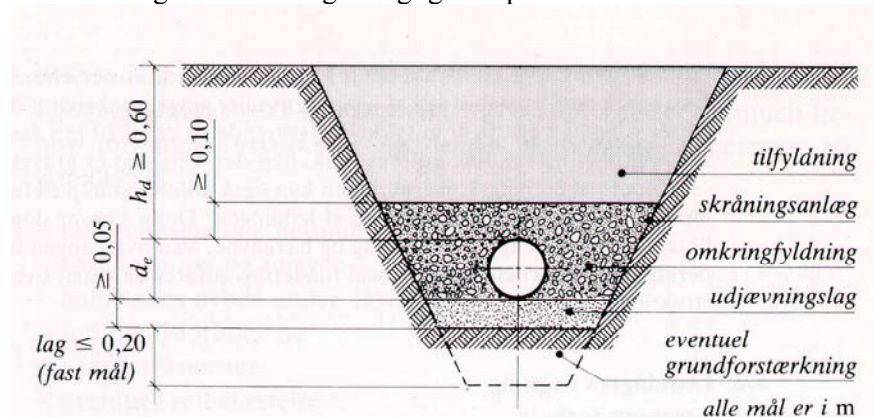
Ved projektering og udførelse skal der tages behørigt hensyn til lægningsforholdene – dvs. lægningsdybde, belastninger på ledningerne, jordbundsforholdene, grundvand og andre lokale forhold. Generelt skal rørene lægges, så de fremover vil kunne bevare de horisontale og vertikale forløb, der er angivet i projektet. Endvidere skal de kunne optage de påvirkende kræfter, uden at dette medfører skade på rør og samlinger.

Opbygningen af en tilfredsstillende ledningsgrav, der opfylder ovennævnte målsætning, skønnes at være tilstede, når henholdsvis DS 430 og DS 437 følges i tilknytning til anvendelse af plast eller betonrør.

Overordnet set opbygges en ledningsgrav som illustreret på figur 2-1 (se nedenstående).

Grundforstærkning anvendes kun, hvis jordbundsundersøgelser viser, at bunden ikke er bæredygtig. I givet fald erstattes det bortgravede materiale med f.eks. et stabilt lag af egnet grus eller lignende.

Understøtning af rørene opnås gennem udjævningslaget og omkringfyldningen. Tilstrækkelig understøtning er vigtig for opnåelse af rørenes ønskede bæreevne.



Figur 2-1: Princip for opbygning af ledningsgrav (kopi af figur 5.2.2 i DS 430).

Udjævningslagets tykkelse vælges i forhold til rørdimension, muffefremspring, understøtningsform og bundens karakter. I denne forbindelse er det væsentligt at bemærke, at muffen ikke må "bære" røret, idet dette i modsat fald vil kunne skade muffen. Normalt laver man derfor en passende fordybning i udjævningslaget inden røret og muffen nedlægges. Den efterfølgende omkringfyldning vil naturligvis udfylde størsteparten af et eventuelt overskydende luftrum, men det er nærliggende at antage, at der ofte vil være et mindre luftrum tilbage lige under samlingen.

Materialer til udjævningslag bør f.eks. jf. DS 430 opfylde følgende krav:

- kornstørrelse over 16 mm må ikke forekomme
- indholdet af korn mellem 8 og 16 mm må højst være 10%
- materialet må ikke være frossent
- skarp flint eller tilsvarende materiale må ikke anvendes

Hvis det eksisterende jord opfylder kravene, kan man undlade at grave ud til udjævningslag.

Materialet til omkringfyldningen skal i princippet opfylde de samme krav som materialet til udjævningslaget, og opfyldes disse, kan omkringfyldningen udføres med jord fra ledningsgraven. Omkringfyldningen skal fortsættes til mindst 10 cm over ledningen.

Selve tilfyldningen skal primært opfylde de krav, som stilles i forbindelse med den eventuelle ønskede konstruktion oven over ledningen – f.eks. vejanlæg. Større sten og blokke må dog ikke anvendes.

Hvor der graves i ler eller i andre impermeable jordarter, kan ledningsgravens tilførte fyldmaterialer grundet den væsentlig større hydrauliske ledningsevne medføre strømning af vand langs ledningen. I disse tilfælde anvendes der af og til lerdæmninger, der etableres med jævne mellemrum – f.eks. for hver 30 meter.

2.2.2 Tæthedsprøvning

I nutidens praksis anses korrekt udførte samlinger per definition som værende tætte samlinger. Generelt er det derfor normalt kun ved anlæg af trykledninger og udvalgte strømpeforinger at anlægget kontrolleres ved trykprøvning efter DS 455. Kun hvis tilsynet finder det nødvendigt, f.eks. foranlediget af udført TV-inspektion, afkræves entreprenøren en tæthedsprøvning af gravitationssystemer.

Ved en tæthedsprøvning prøves der enten med luft eller med vand i henhold til DS 455. Ved prøvning med luft påføres systemet et givet lufttryk, og kontrollen foretages herefter ved at måle det tidsrum der går, til udgangstrykket er ændret til en given værdi. Ved prøvning med vand afproppes systemet, hvorefter det fyldes med vand, så det sættes under et givet tryk. Efter en konditioneringsfase måles nu – afhængigt af kontrolniveauet – trykfaldet over en given periode og/eller den vandmængde, der skal tilføres systemet for at opretholde udgangstrykket.

Formålet med konditioneringen er at opnå en temperaturudligning med omgivelserne, at mætte ledningsmaterialet med vand, samt at tage højde for en eventuel fysisk udvidelse af systemet som følge af det forhøjede tryk.

Ved prøvning med vand godkendes anlægget, hvis den vandmængde, der skal tilføres for at opretholde trykket, ikke overskrider de i DS 455 angivne værdier. Ved eksempelvis en ledningsdimension på 500 mm, normalt kontrolniveau og et prøvetryk svarende til 1 meters vandsøjle accepteres en tilført vandmængde på 7 liter/100 meter over 10 minutter, svarende til $0,012 \text{ l s}^{-1}$ pr. 100 meter ($432 \text{ l h}^{-1} \text{ km}^{-1}$). Ved skærpet kontrolniveau accepteres $0,002 \text{ l s}^{-1}$ pr. 100 meter ($72 \text{ l h}^{-1} \text{ km}^{-1}$).

Set i relation til problemstillingen omkring udsivning kan man derfor groft sige, at man tillader en vis udsivning fra ”tætte” afløbssystemer. På den anden side er det spørgsmålet, om et eventuelt målt væske- eller tryktab reelt skyldes udsivning, eller om årsagen snarere ligger i en fortsat konsolidering.

2.3 Nuværende praksis ved sanering

Ud over den daglige drift og vedligeholdelse har mange danske kommuner i de senere år påbegyndt en systematisk fornyelse af kloaksystemet. På landsplan anvendes der således skønsmæssigt omkring 1-2 milliarder kroner om året til renovering af det offentlige kloaksystem (Tøttrup, 2001). Ifølge en undersøgelse udarbejdet af Kommunernes Landsforening (Kommunernes Landsforening, 1999), ligger den gennemsnitlige årlige investering på 1,2 milliarder kr. Senest er kloakrenoveringsplaner ifølge et lovkrav blevet en del af kommunernes spildevandsplaner.

Ofte sker beslutningen om konkrete tiltag på baggrund af såkaldte saneringsplaner, hvor bl.a. tilstanden af de enkelte ledningsstrækninger i et givet område vurderes ud fra en gennemført TV-inspektion.

Ved TV-inspektion af kloakledninger i Danmark afrapporteres de forskellige skader normalt via standardiserede observationstyper angivet i Fotomanualen (Rørcentret, 1997). Det er i denne forbindelse værd at bemærke, at mange TV-inspektionsfirmaer er medlem af Danske TV-inspektionsfirmaers kontrolordning (DTVK), der sikrer en høj kvalitet og ensartethed i vurderingen af ledningernes tilstand.

Når kloakkerne omtales som værende i en dårlig stand, forledes man typisk til at tænke på sammenbrudte eller gennemtærede ledninger (svarende til observationstyperne RB4 og KO4), men denne type fejl er langt fra de hyppigst forekommende (Tabel 2-1). I tilknytning til den nærværende undersøgelse, blev ca. 140 km TV-inspiceret kloak gennemgået, og det gennemsnitlige antal punktobservationer af de forskellige skadestyper beregnet. Som det fremgår af tabel 2-1 var de typiske observationer i højere grad forskudte samlinger, små revner og dårlige påhugninger.

Som det senere vil fremgå af litteraturstudiet (kapitel 3) er TV-inspektion næppe et tilstrækkeligt grundlag for vurdering af saneringsbehovet set i relation til en eventuel risiko for udsivning af spildevand. Man har bl.a. ingen mulighed for at afgøre, om der er samlingsmateriale i samlingerne. Det må derfor påpeges, at en acceptabel kvalitet af afløbssystemet bedømt på baggrund af TV-inspektion, ikke nødvendigvis er ensbetydende med et tæt kloaksystem.

En renovering af ledningsnettet kan ske ved traditionel opgravning eller via en lang række af forskellige opgravningsfrie metoder (No-dig metoder). Det vil dog føre for vidt at gennemgå udvalget af No-dig metoder, hvorfor der henvises til f.eks. Rørcentret (1991).

Tabel 2-1: Gennemsnitlig antal punktobservationer pr. 1000 meter kloak opgjort for 140 km TV-inspiceret kloak (tilfældigt udvalgt fra områder med varierende alder og karakter). Se Fotomanualen (Rørcentret, 1997) for definition af observationstyper og kategorier. Generelt modsvarer kategori 1 en lille skade og kategorierne 3-4 en stor skade.

Observation	Kode	Kategori			
		1	2	3	4
Forskudt samling	FS	34	18	2	
Påhugning	PÅ	18	3	1	
Revner/brud	RB	11	6	1	
Korrosion	KO	6	5	1	
Åben samling	ÅS	7	3	1	
Rødder	RØ	11	2		
Indsivning	IN	6	1		
Aflejring, løs	AL	3	1		
Aflejring, fast	AF	1	1		
Udfældning	UF	25			
Grenrør	GR	1			
Deformation	DE	1			
Indhæng. gummiring	IG	1			
Forhindring	FO				
I alt		125	40	6	< 1

2.4 Private ledninger

I betragtning af, at længden af de private kloakledninger som minimum vurderes at svare til det offentlige kloaksystem, er det nærliggende at ofre disse en vis opmærksomhed.

Kendskabet til tilstanden af de private ledninger er generelt meget begrænset, men på baggrund af de hidtidige observationer må det formodes, at kvaliteten generelt er på niveau med eller dårligere end det offentlige ledningssystem. Eksempelvis anfører Reynolds (1994), at kvaliteten af de fleste private ledninger er dårligere end i den offentlige del af afløbssystemet.

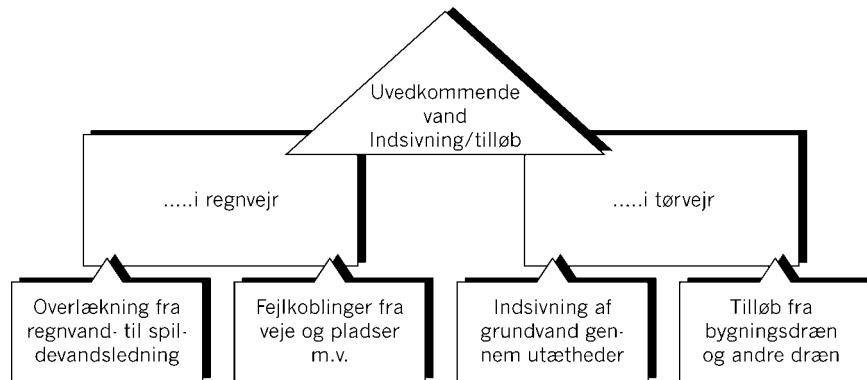
En projektgruppe under DANAS (Dansk Afløbs- og Spildevandsforening) har analyseret tilstanden af private stikledninger på baggrund af gennemførte TV-inspektioner i en række kommuner. Jf. Persson et al. (2000) blev konklusionen bl.a., at ca. 30% af de betragtede stikledninger som minimum bør reoveres indenfor de nærmeste år.

Der har i øvrigt i de senere år været stillet en del spørgsmål omkring mulighederne for at sikre en god kvalitet af det private ledningssystem. I denne forbindelse er det værd at bemærke, at Københavns Vand (nu Københavns Energi) har fået foretaget en juridisk vurdering af, hvilke rettigheder og pligter kommuner og private har med hensyn til reovering af private kloakker.

3 Litteraturgennemgang

3.1 Sammenhænge mellem indsivning og udsivning

Mange af de publikationer, der vedrører utætte kloaksystemer, sætter ikke fokus på udsivning (*exfiltration*) fra rørene, men beskæftiger sig med indsivning (*infiltration*). Det kan dreje sig om indsvende grundvand, i de tilfælde, hvor grundvandspejlet ligger over afløbssystemet, eller om regnvand, der siver ud fra regnvandsledninger og ind i spildevandsledninger. Risikoen for denne overlækning er størst i jordtyper med lav hydraulisk ledningsevne, fordi vandet dermed nemmere siver ind gennem utætheder i ledningen end ned gennem jorden. I forbindelse med kraftig nedbør kan der forekomme direkte indsivning til afløbssystemet, når regnvandet siver ned gennem jorden. De væsentligste former for uvedkommende vand i afløbssystemet er vist på Figur 3-1 (Miljøstyrelsen, 1992a).



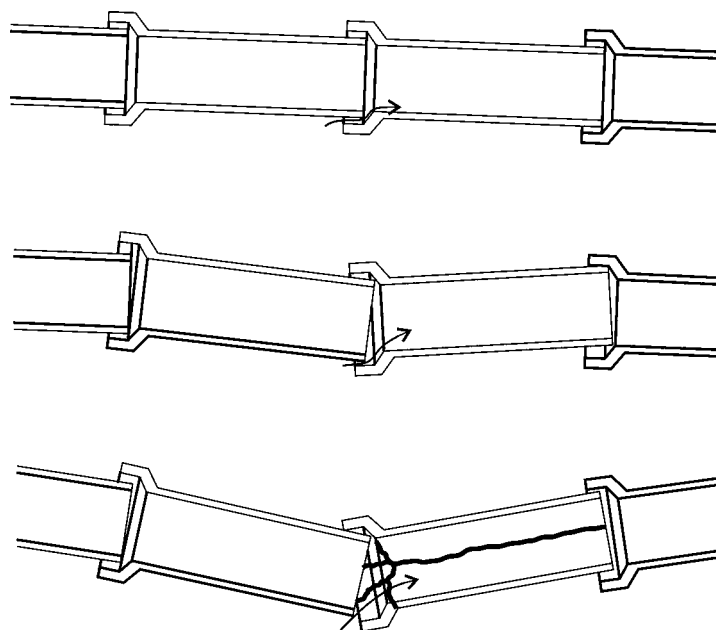
Figur 3-1: De væsentligste former for uvedkommende vand (Miljøstyrelsen, 1992a)

Infiltration af vand i kloakrør øger vandmængden, der bliver transporteret til rensningsanlægget. Denne mængde kan overstige den tørvejrsvandmængde, både afløbssystemet og rensningsanlægget er blevet dimensioneret efter. Dette er særlig kritisk i separatsystemer, idet konsekvensen af kapacitetsoverskridelser kan bestå i såkaldte *sanitary sewer overflows*, overløb fra separate spildevandsledninger til recipienten. Denne mulige konsekvens af infiltration af vand i kloakrør har givet anledning til en række publikationer og en konference (USEPA, 1995). I fællessystemer og i separate regnvandssystemer udgør det indsvede vand typisk kun 1-2% af den maksimale kapacitet. Der kan dog opstå kapacitetsproblemer i afskærende ledninger, som ikke er dimensioneret til ekstra vandmængder (Miljøstyrelsen, 1992a).

Generelt har indsivning af vand i afløbsledningerne været årsag til en række drifts- og miljømæssige problemer (Miljøstyrelsen, 1992a). For eksempel kan indsivningen bevirke, at fyldmaterialet i ledningsgraven skylles ind i afløbssystemet og dermed bliver årsag til dannelse af lunger, som vist på Figur 3-2. Denne proces kan føre til rørsammenbrud og sammenstyrtning af veje. På renseanlæggene medfører indsivningen en øget hydraulisk belastning og en lavere procestemperatur (Miljøstyrelsen, 1992a). Spildevandsafgiften for kommunerne vil stige proportionalt med indsivningsmængden. Indsivning er dermed ikke længere kun et teknisk og miljømæssigt problem, men også en økonomisk belastning (Petersen og Napstjert, 1996). Indsivning af grundvand til afløbssystemet vil

betyde en sænkning af grundvandsspejlet, hvilket indirekte kan være årsag til en mindsket vandføring i vandløbene (Härig, 1991; Miljøstyrelsen, 1992a).

Ifølge Jensen og Nilsson (1993) kan den drænende effekt af utætte kloakker under grundvandsspejlet også have positive miljøeffekter: Indsivningen og den resulterende grundvandssænkning kan reducere eller hindre nedsivning af kemikalier til grundvandsmagasinet, for eksempel under affaldsdepoter og gamle industrigrunde. Den fungerer dermed som en utilsigtet og ukontrolleret afværgeforanstaltning mod grundvandsforurening. Desuden kan det indsvivede vand forbedre selvrensningen i afløbssystemet og mindske svovlbrintedannelsen (Miljøstyrelsen, 1992a).



Figur 3-2: Dannelse af lukker som konsekvens af indsvivning (Miljøstyrelsen, 1992a; Reynolds, 1994)

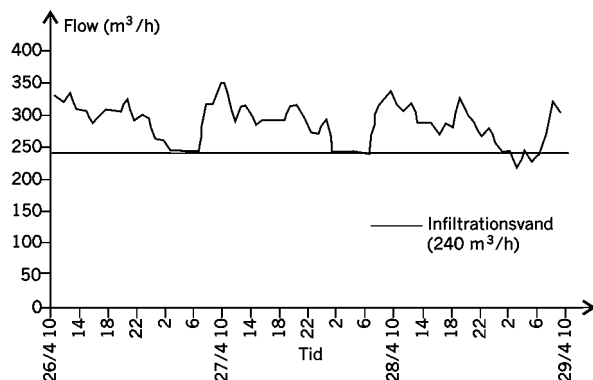
I 1999 er der indberettet oplysninger om indsvivning eller udsivning for 755 danske renseanlæg, som i alt repræsenterer 81% af den samlede vandmængde på alle danske renseanlæg (Miljøstyrelsen, 2000). På de 755 anlæg udgør indsvivningen gennemsnitlig 29% af vandmængden. Indsvivning på de fleste anlæg ligger mellem 10 og 50% af den samlede vandmængde på et renseanlæg (Tabel 3-1). I den sidste kolonne ses den tilsvarende vandmængde for de renseanlæg, der er repræsenteret i det pågældende interval, i forhold til den samlede vandmængde på de 755 renseanlæg. Der er kun registreret fire anlæg, hvor der samlet over året er negativ vandbalance, svarende til en forventet udsivning (Tabel 3-1).

Tabel 3-1: Fordeling af indsvivningsmængder på 755 danske renseanlæg (Miljøstyrelsen, 2000).

Indsvivning (%)	Antal anlæg	Vandmængde (%)
< 0	4	< 1
0-25	304	51
25-50	279	36
50-75	99	10
75-100	45	3
> 100	24	< 1

Indsvivningsmængden er direkte afhængig af, hvor højt grundvandsspejlet står i forhold til afløbssystemet. Den er normalt lille i sommerperioden og stor i vinterperioden (Miljøstyrelsen, 1992a; Reynolds, 1994). Petersen og Napstjert (1996) undersøgte indsvivningsmængderne i forhold til tørvejrsvandføring i tilløbet til fem danske renseanlæg. I vinterhalvåret 1994/95, hvor nedbørsmængderne var over gennemsnittet, kom mængden af uvedkommende vand op på 300-700% af

tørvejrsvandføring (Petersen og Napstjert, 1996). I efterår/vinter 1995/96 var nedbørsmængderne ekstremt lave og tilløbsvandføringen var omtrent lig med spildevandsmængden. Figur 3-3 giver et eksempel på en stor mængde infiltrationsvand i tilløbet til et dansk rensningsanlæg.



Figur 3-3: Tørvejrflow i tilløbet til et dansk rensningsanlæg. Infiltrationsvandet er estimeret til at være det laveste flow over døgnet.

Vandbalancen for Sjælland, hvor grundvandsressourcerne på nuværende tidspunkt er fuldt udnyttet, viser at den indsvivende vandmængde er af samme størrelsesorden som vandforbruget (Jensen og Nilsson, 1993). 85% af det indsvivende vand ville ellers være tilgået recipienterne, mens 15% ville have bidraget til grundvandsressourcen. Dette svarer til en mulig forøgelse på 15-20% af den eksisterende udnyttelige ressource. Bennike og Jensen (1996) gennemførte en undersøgelse i Støvring Kommune og konstaterede diffus indsvivning i 20% af Støvring bys kloaksystem. I en samleledning forekom både diffus og lokal indsvivning. Den diffuse indsvivning skete via mange utætte samlinger, mens den lokale indsvivning havde sin oprindelse i utætte stikledninger, tilsluttede bygningdræn og markdræn.

Undersøgelser i udlandet viser de samme problemer og tendenser: I Berkshire (England) udgjorde infiltrationsmængden af grundvand i kloaknettet 30-95% af tørvejrflowet, afhængig af nedbørsmængden (Reynolds, 1994). Ellis (2001) opgiver infiltrationsrater på 15-50% af tørvejrsvandføring samt 10-20% af flowet under regn i Storbritannien. Årgennemsnit for infiltrationen i St. Gallen (Schweiz) lå på 25% af spildevandsmængden (Boller og Häflinger, 1996). Mull (1996) konstaterede at indsvivning i Hannover (Tyskland) årligt udgjorde 29% af spildevandet i tilløbet til et rensningsanlæg.

En af USEPA's håndbøger fastlægger en grænseværdi for indsvivende vand relateret til rørets diameter på $185,2 \text{ l cm-diam.}^{-1} \text{ km}^{-1} \text{ dag}^{-1}$ (svarer til $200 \text{ gal in-diam.}^{-1} \text{ mi}^{-1} \text{ day}^{-1}$) (USEPA, 1977). Engelske vejledninger tager højde for infiltrationen, idet 10% af ledningskapaciteten skal reserveres til indsvivende vand (*Water Authority Association*) (Reynolds, 1994). Ifølge Ellis (2001) er denne antagelse dog alt for lav, især i områder med højt grundvandsspejl. I alt er 23% af afløbssystemet i Storbritannien i en kritisk tilstand, men kun 2% blev renoveret eller udskiftet mellem 1990 og 1998 (Ellis, 2001).

Ud over direkte indsvivning af grundvand eller regnvand må også tilsluttede dræn anses for at bidrage med uvedkommende vand i afløbssystemet (Figur 3-1). De største forbedringer i forhold til indsatsen opnås ved afskæring af drænsystemer (Petersen og Napstjert, 1996).

En billig løsning til at reducere indsvivningen af grundvand i utætte kloakledninger er grundvandssænkende dræn (Miljøstyrelsen, 1992b). I Fjerritslev blev

drænvandet således afledt til en kloakgrøft. Efter at grundvandsstanden var blevet sænket, blev der konstateret et forhøjet bakterietal i drænvandet, der blev tilskrevet udsivning af spildevand. Da der 3 måneder senere blev taget en yderligere prøve, var bakterietallet igen normalt, hvilket blev tilskrevet selvtætning af kloakledningen.

Som supplement til vedligeholdelse af ledningerne forslår Field og O'Conner (1996), at øge afløbssystemets og rensningsanlæggets kapacitet samt metoder identiske med dem, der allerede er etableret til kontrol af overløb. Ifølge Reynolds (1994) anvendes der forskellige metoder til infiltrationskontrol i USA: Modtagelse af statsstøtte til etablering af et rensningsanlæg kræver f.eks., at infiltrationsmængden ikke overskrider grænseværdien (*Federal Water Pollution Control Act Amendments*).

Generelt vil der i perioder, hvor grundvandsspejlet ligger under ledningen, ske udsivning af spildevand. De udsivende vandmængder må dog antages at være mindre end indsivningsmængderne, fordi vandtrykket i røret er lavt, mens det udvendige vandtryk ved højt grundvandsspejl kan være betydeligt. Udsivningen kan modvirkes af indsivningen i dybere liggende spildevandsledninger, så udsivningen vil ikke afsløres af vandbalancen (Miljøstyrelsen, 1992a).

Sammenfatning: Indsivning i utætte kloakrør finder sted, hvis grundvandsspejlet ligger over det beskadige afløbssystem. Ligeledes kan vandmængden i rørene forøges i tilfælde af overlækning, dræn eller fejlkoblinger. De øgede vandmængder giver anledning til en række drifts- og miljøproblemer, f.eks. overløb i separatsystemer, dannelse af lunger og rørsammenbrud, øget belastning på rensesanlæg og grundvandssænkning. Mængden af uvedkommende vand i Danmark ligger gennemsnitligt på 29% af spildevandsmængden, men det er målt op til 700% af tørvejrflowet. Som foranstaltninger mod indsivning er der foreslået renovering af ledningerne, afskæring af drænsystemer og grundvandssænkende dræn. Hvis grundvandsspejlet ligger under ledningen, vil der kunne ske udsivning af spildevand gennem utæthederne.

3.2 Konstaterede udsivninger

Gennem de seneste år er der blevet gennemført en række undersøgelser både i Danmark og i udlandet, med det formål at bestemme den beskadigede del af afløbssystemet samt de udsivende vandmængder. De resultater, der foreligger fra disse undersøgelser, opgiver udsivningsmængder dels som vandføring per kilometer ledningsstrækning, dels som en samlet udsivningsmængde på årsbasis. Udsivningsmængderne bliver ikke nødvendigvis sat i forhold til den totale spildevandsmængde. Resultaterne fra de enkelte undersøgelser er derfor ofte vanskelige at sammenligne.

Eiswirth et al., (1994), Eiswirth og Hötzl (1994; 1995) angiver, at der i Tyskland siver flere 100 millioner m³ spildevand ud af afløbssystemet årligt. Ingen af kilderne angiver dog, hvorfra dette overslag stammer, eller hvordan det er fremkommet. Eiswirth og Hötzl (1994) anslår, at udbedring af systemet i givet fald ville koste 50-80 milliarder DM.

Härig (1991) og Härig og Mull (1992) undersøgte et areal på 204 km² i Hannover, hvor en overvejende del af det samlede ledningsnet periodevis lå over grundvandsspejlet. Ud over det offentlige afløbssystem fandtes 2 gange så mange private ledninger, som dog ikke blev inddraget i undersøgelsen. Udsivningsmængderne i Hannover blev bestemt på tre måder:

- Vurdering af balancen mellem vandforbruget og spildevandsmængden på renselanlæg. Det blev antaget, at den hydrauliske ledningsevne ved udsivning af spildevand var den samme som ved indsivning af grundvand. Når den drivende trykhøjde ved ind- hhv. udsivning kendes, kan udsivningen dermed beregnes ud fra indsivningens størrelse.
- Grundvandsmodel til sammenligning af målte og beregnede grundvandsstands. Der blev beregnet hvordan grundvandsstanden ville have været i området, hvis der ikke havde været udsivning fra afløbssystemet. På denne basis blev udsivningens størrelse bestemt.
- Koncentration af indikatorstofferne bor og sulfat. Bor stammer i overvejende grad fra spildevand, idet den naturlige forekomst af bor i Hannover er ringe. Idet bor dog adsorberes til jord, blev en adsorptionsrate for bor i jord antaget og de udsivende mængder beregnet. For sulfats vedkommende blev andre sulfatkilder vurderet i forhold til spildevand og de udsivende mængder beregnet.

Resultaterne fra undersøgelserne i Hannover er opsummeret i Tabel 3-2. Regneværdien betegner den mest sandsynlige værdi. Härig (1991) og Härig og Mull (1992) vurderer, at udsivningsraten er i størrelsesorden $0,2-0,3 \text{ l s}^{-1} \text{ km}^{-1}$.

Tabel 3-2: Udsivningsrater i Hannover (Härig, 1991).

Metode	Variation ($\text{l s}^{-1} \text{ km}^{-1}$)	Regneværdi ($\text{l s}^{-1} \text{ km}^{-1}$)
Vandbalance	0,18-0,27	0,23
Grundvandsmodel	0,10-0,20	0,20
Sulfat	0,27-0,20	0,35
Bor	0,11-0,36	0,25
Total	0,10-0,44	0,20-0,35

Härig (1991) estimerede den samlede udsivning af spildevand i det undersøgte opland til $5-8 \text{ mio. m}^3 \text{ år}^{-1}$. Mull (1996) slår dog senere fast, at undersøgelsen er behæftet med store usikkerheder, idet en række af de bagvedliggende antagelser er usikre. Endvidere synes sporstofmålingerne at være tvivlsomme, idet der er ringe korrelation mellem bor og sulfat. Mull (1996) vurderer, at andre kilder – så som forurenede industrigrunde – formentlig er væsentligere i forhold til den urbane grundvandskvalitet end kloaksystemet.

Når man betragter de tre metoder ved hvilke Härig (1991) og Härig og Mull (1992) har bestemt udsivningen, må man tilslutte sig Mull (1996)'s senere vurdering, nemlig, at undersøgelsen på visse punkter er behæftet med væsentlige usikkerheder. F.eks. er det en ganske grov antagelse, at den hydrauliske ledningsevne ved udsivning er lig den ved indsivning, idet der i de to situationer er tale om vand med væsentligt forskelligt partikelindhold.

Trauth og Xanthopoulos (1996) foretog en monitorering af grundvandskvaliteten i et delopland i Karlsruhe, Tyskland. I forbindelse med bestemmelse af vandbalancen for oplandet, analyserede de eksisterende informationer om afløbssystemet så som TV inspektioner, ledningernes alder og dets materialer. Herudfra vurderede Trauth og Xanthopoulos (1996), at udsivende spildevand bidrog til grundvandsfornyelsen med 10%.

Ved en kombination af sporstofmålinger på udvalgte ledningsstrækninger og opstilling af vandbalancen for landsbyen Rønbjerg i Skive Kommune fandt Jensen og Madsen (1996), at udsivningen af spildevand udgjorde omtrent $1/4$ af landsbyens samlede spildevandsproduktion. Den største udsivning som Jensen og Madsen (1996) målte på en enkelt ledningsstrækning var $1,3 \text{ l s}^{-1} \text{ km}^{-1}$.

I Viby, Århus Kommune, fandt Knudsen et al. (1996) ved sporstofmåling på en 1600 m lang afskærende ledningsstrækning med enkelte sidetilløb, en gennemsnitlig udsivning på knap $3 \text{ l s}^{-1} \text{ km}^{-1}$. Fra en enkelt af ledningsstrækningerne blev der målt $43 \text{ l s}^{-1} \text{ km}^{-1}$. Sammenholdes dette med vandføringen i ledningen, viste målingerne, at der i alt sivede cirka 1/4 af det tilledte spildevand ud af systemet på den betragtede ledningsstrækning. Der kunne ikke findes et entydigt sammenhæng mellem de forudgående TV inspektioner og udsivningsmålingerne.

Ohlsen og Genders (1993) undersøgte afskærende kloakledningernes tæthed i Birkerød Kommune under tørvejrforhold ved anvendelse af sporstofmålinger og under regn ved trykprøvning. Ved tørvejrsvandføring var der udsivning fra fire af de seks undersøgte strækninger. Når ledningerne var under tryk, var der en betydelig udsivning fra alle strækningerne. Udsivningen i tørvejr lå mellem 0 og $5 \text{ l s}^{-1} \text{ km}^{-1}$. Under regn var udsivningen altid større end $5 \text{ l s}^{-1} \text{ km}^{-1}$, og kunne i et enkelt tilfælde ikke måles, idet ledningen var så utæt, at det nødvendige overtryk ikke kunne opretholdes.

I forhold til indsivningen reducerer udsivningen spildevandsafgift samt omkostninger til behandling af spildevand og påvirker ikke ledningernes stabilitet i samme omfang som indsivning (Figur 3-2). Til gengæld har udsivningen et potentiale for forurening af jord og grundvandsressourcen (Reynolds, 1994).

Sammenfatning: Der rapporteres om betydelige udsivninger fra afløbssystemer. En del af disse studier indikerer, at store dele af det producerede spildevand siver ud før det når renseanlægget. Nogle af disse undersøgelser er dog baseret på indirekte bestemmelser af udsivningen, der tager udgangspunkt i en lang række mere eller mindre usikre antagelser. Undersøgelsesernes konklusioner må derfor ligeledes anses for usikre. Der er dog også foretaget direkte målinger af udsivningen ved hjælp af forskellige sporstofteknikker og i et enkelt tilfælde ved trykprøvning. Disse undersøgelser viser ligeledes nogle ganske store udsivninger. Tages afløbssystemets samlede længde og den tilledte spildevandsmængde i betragtning, så må det dog formodes, at udsivning ikke generelt forekommer i et sådant omfang, idet vi i modsatte fald ville se oplande, hvor al spildevand blev nedsivet og der dermed slet ikke blev udledt spildevand. En mulig forklaring på de store målte udsivningsmængder kan være, at vandføringsmålinger med sporstof ikke er uproblematisk at udføre på grund af usikkerheder i massebalancerne. Selvom en direkte måling principielt må anses for værende ”bedre” end en indirekte bestemmelse, gør vanskelighederne ved præcis flowmåling under feltforhold, at konklusionerne herfra må benyttes med forsigtighed.

3.3 Detektionsmetoder og indikatorer for udsivning

3.3.1 TV-inspektion

Den mest almindelige måde at kontrollere kloakledningernes tilstand på er TV-inspektion (Afsnit 2.3). Med hensyn til udsivningen er konklusioner fra TV-inspektionen dog begrænsede: De lækager, der bidrager til udsivningen, stemmer ikke nødvendigvis overens med de synlige skader (Eiswirth og Hötzl, 1994; Eiswirth et al., 1994; Knudsen et al., 1996). En række visuelt konstaterede skader, som var blevet klassificeret som klasse 1 skader (højeste skadeklasse), bidrog ikke til udsivningen, mens udsivning også foregik på strækninger, hvor TV-inspektionen ikke havde vist graverende fejl (Eiswirth og Hötzl, 1994; Ohlsen og Genders, 1993). En klassifikation af skaderne og en vurdering af disses

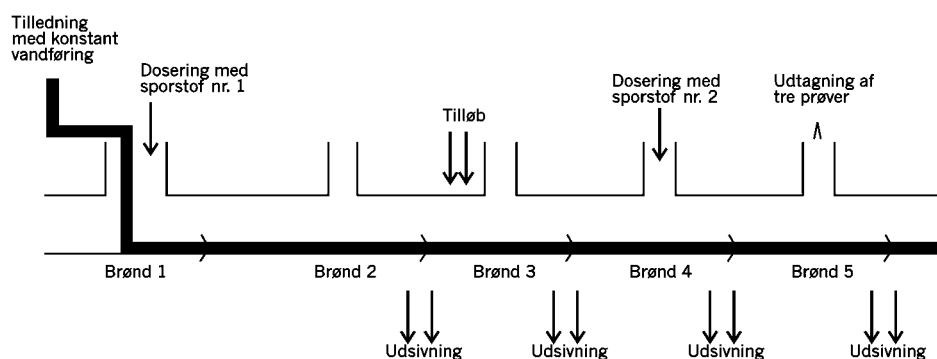
udsivningspotentiale kun på grundlag af TV-inspektionen er derfor ikke tilstrækkelig. TV-inspektioner er dermed ikke et tilstrækkeligt grundlag for en risikoanalyse for jord- eller grundvandsforureninger (Eiswirth og Hötzl, 1994; 1995; Eiswirth et al., 1994).

I tilfældet af fuldtløbende rør kan den udsivende vandmængde bestemmes ved trykprøvning, dvs. på grundlag af den vandmængde, der skal tilføres for at opretholde trykket (Ohlsen og Genders, 1993). Den samme metode kan anvendes til bestemmelse af udsivning fra stikledninger, idet forbindelsen til ledningen nedstrøms bliver lukket og stikledningen bliver fyldt med vand (Ellis, 2001). Metoden forudsætter, at der ikke sker indsivning i fuldtløbende ledninger. Udsivningens størrelse kan ikke bestemmes, hvis skaderne er så store, at trykket ikke kan opretholdes.

3.3.2 Sporstofmålinger

Gennem de senere år er der blevet anvendt forskellige metoder til detektion af udsivning og bestemmelse af den udsivende vandmængde, f.eks. sporstofmålinger (*tracer*). Det drejer sig om stoffer, som ikke forekommer i hverken spildevandet, den omgivende jord eller i grundvandet.

I nogle danske undersøgelser blev der benyttet to forskellige sporstoffer til en samtidig måling af den tilførte og den udsivende vandmængde (Ohlsen og Genders, 1993; Jensen og Madsen, 1996; Knudsen et al., 1996). Måleprincippet er illustreret i Figur 3-4. Det første sporstof doseres opstrøms strækningen, der skal undersøges. Det andet sporstof tilsættes umiddelbart nedstrøms strækningen inden for det tidsrum, hvor den første puls passerer doseringsstedet. Hvis der ikke optræder udsivning fra den undersøgte strækning, vil forholdet mellem de doserede mængder og forholdet mellem de mængder, der genfindes i et nedstrøms tværsnit, have samme værdi. Afhængig af strømningsforholdene kan sporstoftabet omregnes til et tab af spildevand fra ledningen.



Figur 3-4: Principskitse for udsivningsundersøgelser ved anvendelse af sporstoffer (Knudsen et al., 1996).

Ohlsen og Genders (1993) brugte de radioaktive isotoper ^{82}Br og tritium som sporstoffer, Knudsen et al. (1996) arbejdede med farvestoffer. Udvalget af farvestoffer omfattede naphthionat, pyranin, eosin, sulforhodamin og amidorhodamin G. Sporstofmetodens usikkerhed bliver af kilderne selv vurderet som 2% (Ohlsen og Genders, 1993) og 10% (Jensen og Madsen, 1996) af det aktuelle flow. Knudsen et al. (1996) angiver, at resultaterne bliver unøjagtige ved tilløbsvandmængder på over 5% af det samlede flow på strækningen.

Hvis spildevand tilsættes et sporstof, kan sporstoffets fordeling i jord eller grundvand give oplysning om placering af en lækage, den udsivende vandmængde og dens udbredelse i jord eller grundvand. Enhver tilsætning af kemiske stoffer til spildevandet forudsætter en godkendelse fra myndighederne (Armbruster et al.,

1992a). Arbejdet med radioaktive sporstoffer kræver derudover en meget omhyggelig håndtering. Alle sporstoffer er ikke lige egnede til bestemmelsen af udsivningsmængden eller udbredningsmønstret i jord: Nogle farvestoffers intensitet er afhængig af pH-værdien, så de ikke kan bruges til kvantitative undersøgelser. Eiswirth og Hötzl (1995), der brugte NaCl og farvestoffer til sporing af udsivning, rapporterer desuden tydelige dispersionseffekter under farvestoffernes transport gennem jord. NaCl har en dispergerende effekt på organisk stof og kan dermed forandre strømningsforholdene i jord.

Andre undersøgelser er baseret på stoffer, som forekommer i spildevand i forholdsvis høje koncentrationer og som ikke optræder i grundvand eller den omgivende jord. Formålet med denne fremgangsmåde er ikke en kvantificering af udsivningsmængden, men en opsporing af spildevandets udbredelse i jord eller grundvand. Härig (1991) og Mull (1996) brugte sulfat som tracer, idet sulfat fandtes i høje koncentrationer i spildevandet i undersøgelsesområdet. Sulfat bindes ikke til jordpartikler i væsentligt omfang. Til gengæld kan koncentrationerne i forvejen være høje, hvis der forekommer en gipsholdig undergrund eller byggeaffald i området. Under anaerobe forhold, f.eks. forårsaget af en omsætning af organisk stof i nærheden af lækagen, kan der ske en omsætning af sulfat til sulfid.

Härig (1991) og Traut og Xanthopoulos (1996) brugte bor som tracer for udsivningen til grundvandet. Høje bor-koncentrationer stammer fra vaskemidler og kan derfor føres tilbage til spildevand som forureningskilde. Bor omsættes ikke, men bindes til jordpartikler. Adsorptionen er afhængig af jordens pH-værdi og dermed vanskelig at kvantificere i modelberegninger. Mull (1996) bedømte derfor bor som uegnet. Trauth og Xanthopoulos (1996) vurderede, at bor var bedst egnet i forhold til kalium og ethylendiamintetraacetat (EDTA) til sporing af udsivende spildevand.

Kalium er ikke et entydigt sporstof for spildevand, fordi øgede koncentrationer også kan stamme fra landbruget. Desuden bindes kalium meget stærkt til lerminerale. Upåvirket grundvand indeholder kaliumkoncentrationer mellem 1 - 5 mg l⁻¹ (Trauth og Xanthopoulos, 1996). EDTA kan direkte relateres til spildevand. Ifølge Trauth og Xanthopoulos (1996) er EDTA dog ikke særlig mobil.

Ellis (2001) foreslår målingen af stabile isotoper, med en $\delta^{15}\text{N}$ -værdi $> 10\text{‰}$ som indikator for fækal forurening. Metoden kræver isotopfraktionering og fører muligvis ikke altid til entydige resultater i forhold til jordens baggrundsværdier mellem 1 og 7‰. Bestemmelsen er ydermere påvirket af denitrifikationsprocesser.

3.3.3 Geofysiske og geologiske metoder

Udover sporstofmetoderne findes der forskellige andre metoder til bestemmelse af udsivning. De fleste metoder er anvendt i kombination med f.eks. sporstofmålinger. Armbruster et al. (1992b) giver følgende oversigt over metoderne, som er anvendt i et tværdisciplinært forskningsprogram til detektion af lækager og bestemmelse af spildevandets bevægelse.

- Geofysiske målinger
 - Elektrisk modstand
 - Elektriske potentialer
 - Elektromagnetiske målinger, f.eks. til bestemmelse af elektrisk ledningsevne
 - Induceret polaritet (til bestemmelse af elektrokemiske processer)
 - Temperaturmålinger

- Thermovisionmetoder, f.eks. infrarødmålinger
- Geologiske undersøgelser
 - Borekerne
- Hydrogeologiske og hydrokemiske undersøgelser, f.eks. sporstoffer

Det udsivende vands temperatur kan bruges som en naturlig tracer. Temperaturforskellen i jord omkring ledningerne giver mulighed for at lokalisere udsivning af spildevand. Temperaturprofiler i jord er målt ved hjælp af en kæde med flere temperatursensorer, der bliver hejst ned i jord gennem et rør. 15-20 minutter er nødvendige for en pålidelig temperaturmåling. Metoden kan dog først anvendes under 2 m dybde, fordi overfladens mikroklima ellers vil forstyrre målingerne og skjule eventuelle temperaturforskelle. Dybden er begrænset til 10 m. Temperaturforskellen varierer med årstiderne og er ikke særlig udpræget om foråret og efteråret (Armbruster et al., 1992a).

Armbruster et al. (1992a) kunne ikke påvise udsivningen kun på grundlag af overfladetemperaturen, som f.eks. kan måles ved hjælp af infrarødscanning. I andre tilfælde vil måling og vurdering af overfladetemperaturen være fordelagtig, fordi der ikke skal nedføres instrumenter eller prøveudtagningsudstyr til området, hvor udsivningen finder sted.

Ud over de nævnte geofysiske, geologiske og hydrokemiske metoder målte Eiswirth (1995) CO₂, O₂, CH₄ og H₂S i poregas og kunne relatere forøgede CO₂- og mindskede O₂-koncentrationer til udsivning af spildevand. Ændringer i poregassens sammensætning var forårsaget af mikrobiel omsætning af organisk stof i det udsivende spildevand. Analyserne bliver suppleret med målinger af pH, redoxpotentiale, elektrisk ledningsevne, alkalinitet og temperatur. Forekomsten af CO₂ og O₂ i poregas varierer med årstiderne: Temperaturen påvirker den biologiske aktivitet i jord og opløsning af gasser i vand. Ændringer i gassammensætningen er derfor tydeligst om sommeren.

Sammenligning af gas- og sporstofundersøgelserne har vist, at det er hensigtsmæssigt at kombinere flere metoder: Sporstofmålingerne har indikeret en særlig hurtig transport af spildevandet fra en lækage til grundvandet, sandsynligvis gennem makroporer. I modsætning til udsivningen fra andre lækager blev denne hurtige transport ikke ledsaget af øgede CO₂-koncentrationer (Eiswirth, 1995). Hvis poregasanalyser havde været den eneste analysemetode, ville udsivningen ikke være bemærket.

Som særlig succesrige og effektive vurderer Eiswirth (1995) de følgende målemetoder:

1. Anvendelig fra jordoverfladen:

- Hydrogeologiske metoder
- Poregasanalyser
- Geofysiske metoder

Disse metoder kan f.eks. anvendes til bevissikring ved mistanke om grundvandsforurening fra utætte kloakker. Metoderne kan give et objektivt vurderingsgrundlag med henblik på potentialet for jord- og grundvandsforurening.

2. Anvendelig i afløbssystemet:

- Multisensorsonde med geofysiske, termometriske og hydrokemiske sensorer
- Denne kombination af forskellige målinger kan anvendes til lækagedetektion og bestemmelse af indsivende grundvand i utætte afløbssystemer. Der opgives ikke, om sonden ligeledes er egnet til bestemmelse af udsivning fra afløbssystemer. Det

drejer sig om et godt redskab til prioritering af renoveringsindsatser (Eiswirth, 1995).

Sammenfatning: Skader på afløbsledninger kan konstateres ved hjælp af TV-inspektion. En vurdering af ledningernes udsivningspotentiale kun på grundlag af TV-inspektionen er formentlig ikke tilstrækkelig, idet det f.eks. ikke entydigt kan sluttes, om pakningsmateriale mangler i en samling. Udsivningsmængden kan bestemmes ved hjælp af sporstofmålinger på strækninger, hvor udsivning formodes at forekomme. Undersøgelser af spildevandets udbredelse i jord er ofte baserede på opsporing af bestemte stoffer, der er typiske for spildevand. På grund af stoffernes omsætning eller sorption samt bidrag fra andre kilder end spildevand er resultaterne dog ikke entydige. Såfremt sporstofmålinger, poregasanalyser og geofysiske metoder bliver kombineret, skabes der en mulighed for mere omfattende undersøgelser af vandets bevægelse i jorden. Multisensorsonder kan supplere TV-inspektion til lækagedetektion.

3.4 Miljøfremmede stoffer i spildevand

Viden om de miljøfremmede stoffers skæbne i afløbssystemet giver mulighed for en mere generel risikovurdering i forbindelse med udsivning af spildevand. Koncentrationsniveauerne af miljøfremmede stoffer i spildevand er blevet identificeret ved hjælp af et litteratursammendrag, der er baseret på Miljøstyrelsens undersøgelsesprogram ”Intensivt måleprogram for miljøfremmede stoffer og hygiejnisk kvalitet af kommunalt spildevand”. Programmets enkelte dele er blevet rapporteret i følgende Miljøprojekter:

- Nr. 278: Miljøfremmede stoffer i renseanlæg (Miljøstyrelsen, 1994)
- Nr. 325: Miljøfremmede stoffer i spildevand og slam (Miljøstyrelsen, 1996)
- Nr. 357: Miljøfremmede stoffer i husholdningsspildevand (Miljøstyrelsen, 1997)

Derudover er forskellige aspekter af projektet nærmere belyst i følgende rapporter:

- Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen nr. 54 (Miljøstyrelsen, 1995): Måleprogram for phthalater på 3 danske renseanlæg
- DMU-rapport nr. 186 (DMU, 1997): Analyse af miljøfremmede stoffer i kommunalt spildevand og slam

De enkelte delprojekter undersøger dels husholdningsspildevand, dels spildevand i tilløbet til renseanlæg. Tabel 3-3 giver en oversigt over de væsentligste resultater fra de nævnte undersøgelser.

Udenlandske resultater inkluderes ikke i nærværende litteraturgennemgang, idet der foreligger en række danske målinger og udenlandske målinger ikke nødvendigvis vil være repræsentative for danske forhold.

Tabel 3-3: Miljøfremmede stoffer i spildevand ved indløb til renseanlæg. Numre henviser til Miljøprojekter. Alle koncentrationer er anførte i $\mu\text{g l}^{-1}$.

Stoffer	nr. 278	nr. 325	nr. 357	nr. 54
Flygtige stoffer	< 1	1-100		
	enkelte stoffer 1-10			
Phenoler, cresoler	1-100		< 1	
Nonylphenol	1-100		5-21 ^{a)} 28-59 ^{b)}	
DEHP	125-250	30-50	24-39 ^{a), c)} 18-95 ^{b)}	30-50

DBP		<10	5-50
BBP			1-50
PAH		<1 ^{d)}	
LAS		200-800 ^{a)} 500-900 ^{b)}	
Anioniske detergenter	3100-5600	2500-12000 ^{a)} 3700-6000 ^{b)}	

a) boligområder

b) renseanlæg

c) 180 µg l⁻¹ i et undersøgelsesområde med tidligere industrielle aktiviteter.

d) kun phenanthren findes i alle prøverne. Dimethylnaphthalen: 27 µg l⁻¹ i et undersøgelses-område med tidligere industrielle aktiviteter.

DMU (1997) foretager følgende gruppering af de enkelte stoffer ifølge deres koncentrationsniveau i spildevand:

- DEHP, DOP og nonylphenol er de stoffer, der forekommer i de højeste koncentrationer.
- Lejlighedsvis forekommer også phenol og cresoler i høj koncentration.
- De øvrige koncentrationer forekommer i betydelig lavere koncentration.

De fleste af de omtalte undersøgelser har analyseret spildevandet i tilløbet til renseanlæg. Sammenligningen af tre renseanlæg har vist, at andelen af industri i oplandet kan have en stor indflydelse på forekomsten og koncentrationerne af specifikke miljøfremmede stoffer. Miljøstyrelsen (1997) har undersøgt både husholdningsspildevand i fire boligområder og spildevand i tilløbet til renseanlæg (Tabel 3-4). For at kunne vurdere de påviste koncentrationer er det af væsentlig betydning at kende spildevandets oprindelse og dermed kvalitet.

Tabel 3-4: Bidraget fra husholdninger til belastning på renseanlæg (Miljøstyrelsen, 1997)

Stofgruppe	Interval (%)
Anioniske detergenter	67 - 96
Kationiske detergenter	60 - 114
Nonioniske detergenter	29 - 54
PAH	24 - 41
DEHP	17 - 99
Nonylphenol	10 - 22
LAS	42 - 71
EDTA	21 - 24

Sammenfatning: Under Miljøstyrelsens undersøgelsesprogram ”Intensivt måleprogram for miljøfremmede stoffer og hygiejnisk kvalitet af kommunalt spildevand” er der gennemført en analyse for en række miljøfremmede stoffer i spildevandet. Prøverne blev dels taget i tilløbene til renseanlæg, dels i boligområder. Der er konstateret væsentlige forskelle i indholdet af miljøfremmede stoffer i husspildevand og spildevand med afledning fra industriområder.

3.5 Stoftransport og –tilbageholdelse i sand og jord

3.5.1 Tilclogningsprocessen

Om udsivning af spildevand fra utætte kloakledninger påvirker jordsystemet og grundvandskvaliteten, er afhængig af de processer, der foregår i det omgivende sandlag og i jorden. Udsivningen af spildevand ind i sandlaget kan i nogen grad sammenlignes med behandling af spildevand i sandfiltre. Opløste indholdsstoffer kan adsorberes og nedbrydes, og partiklerne kan blive tilbageholdt på grund af filtration (Urbonas, 1999). USEPA (1980) anbefaler et filtermedium med et uensformighedstal mindre end 4,0 og en effektiv størrelse mellem 0,25 og 1,5 mm. Tabel 3-5 viser en oversigt over virkningsgrader for stoffjernelse for overfladevand

i sandfiltre. Tabellen gengiver den "most common data range", der er rapporteret i litteraturen. Afhængig af sandfiltrenes udformning, kan den virkelige virkningsgrad også ligge uden for den opgivne spredning. Med hensyn til BOD angiver Miljøstyrelsen (2000) for biologiske sandfiltre en gennemsnitlig udløbskoncentration på $4,3 \text{ mg l}^{-1}$. I forhold til en typisk indløbskoncentration på 250 mg l^{-1} svarer dette til en rensningsgrad på 98%.

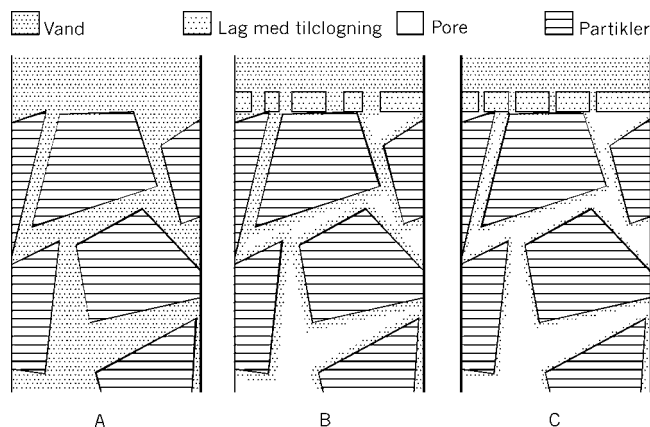
Tabel 3-5: Virkningsgrad af sandfiltre for overfladevand (Urbonas, 1999).

Stof	Fjernet mængde (%); MCR *
TSS	80 – 94
TP	50 – 75
TN	30 – 50
TKN	60 – 75
Total kobber	20 – 40
Total zink	80 – 90

* MCR: most common data range

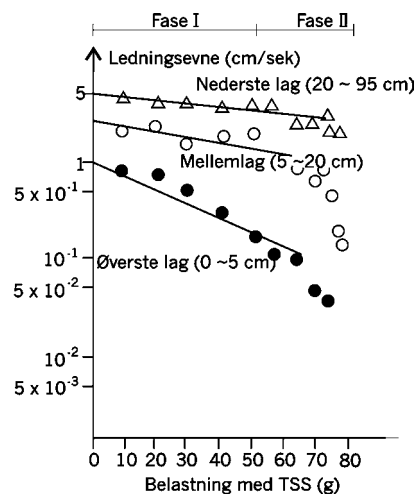
Eftersom filtrationen af partiklerne sker tæt på lækagen, kan den medføre en tilclogning af lækagen i kloakrøret. På denne måde vil den udsivende vandmængde kunne aftage med tiden. Adskillige undersøgelser har vist, at der er en tendens til at sandfiltre, hvortil der kontinuerligt tilføres ubehandlet spildevand, clogger til i løbet af nogle uger eller måneder (Jenssen, 1986; Tomasek et al., 1987; Harrington, 1989; Urbonas, 1999).

Figur 3-5 viser, hvordan tilclogningsprocessen påvirker strømningssforholdene i jorden. Vandet kan sive ned gennem alle porerne i søjle A, som ikke er clogget til. I denne søjle opstår der mættede betingelser. I søjlerne B og C tiltager aflejringen på toppen af jordmaterialet, hvilket reducerer flowet igennem søjlerne. Flowraten er mindre end jordens hydrauliske ledningsevne. De største porer er tomme, og der opstår umættede betingelser (USEPA, 1980).



Figur 3-5: Skitsering af vandtransporten gennem tre søjler med tilclogning af forskellig udstrækning (USEPA, 1980).

Ishizaki et al. (1996) gennemførte en systematisk undersøgelse af tilclogning af nedslivningsanlæg for overfladevand ved hjælp af søjleforsøg. De konstaterede, at tilclogning forløb i to faser: en langsom og en hurtig reduktion af den hydrauliske ledningsevne (Figur 3-6). Den første, langsomme fase blev forklaret med en akkumulation af partikler fra vandet, som reducerer jordens permeabilitet og derved ledningsevnen. Efterhånden dannes der en biofilm på overfladen af søjlen, som er ansvarlig for den anden fase med stærkt reduceret ledningsevne. Det samme forløb blev beskrevet af Jenssen (1986).



Figur 3-6: Relation mellem stoftilførsel til forsøgssøjler og hydraulisk ledningsevne (Ishizaki et al., 1996).

Dannelsen af biofilmen var knyttet til anaerobe betingelser på infiltrationsoverfladen: At udsætte søjlernes overflader for luft var en effektiv måde at undgå tilclogningen på. En intermitterende vandforsyning havde den samme effekt (Ishizaki et al., 1996). Højere infiltrationsrater som følge af genluftning blev også nævnt af USEPA (1980) og Jenssen (1986). Ved siden af temperaturen er genluftning den vigtigste faktor i drift af sandfiltre (USEPA, 1980).

Hvis dannelse af biofilm også fører til en tilclogning af lækager i kloaker, kunne lufttilførsel eller et intermitterende spildevandsflow følgelig tænkes at påvirke udsivningen. Intermitterende betingelser foreligger for eksempel i de tilfælde, hvor spildevandsmængden om natten er stærkt reduceret. Ifølge USEPA (1980) er en dannelse af biofilm, der nedsætter infiltrationsraten, nødvendig for en behandling af spildevand i sandfiltre. Ellers opstår der mættede betingelser, hvilket er ensbetydende med en accelereret transport til grundvandet. I størrelsesordenen 0,6-1,2 m umættet jord vil være tilstrækkelig til en reduktion af bakterier og virus til et acceptabelt niveau (USEPA, 1980).

Så vidt vides er det ikke systematisk undersøgt, om en tilsvarende tilclogningsproces også fører til en reduktion af udsivningen fra et utæt kloaker. Nogle undersøgelser formoder at årsagen til en uventet lille udsivningsmængde og et aftagende bakterietal i grundvandet kan være en tætning af ledningen med tiden (Jakobsen, 1992; Jensen og Madsen, 1996). Ifølge Rauch og Stegner (1994) er tilclogning af porøse medier en kendsgerning i forbindelse med infiltration af vand, der indeholder store mængder partikler. Denne effekt reducerer miljøpåvirkningen af spildevandsudsivningen (Rauch og Stegner, 1994).

Rauch og Stegner (1994) konstaterede i laboratorieundersøgelser en hurtig reduktion af den udsivende spildevandsmængde. Flowet gennem et rektangulært hul af størrelsen 5 x 3 cm blev regnet om til en *leakage factor* pr. arealenhed og pr. trykenhed. Denne faktor faldt fra 0,1-0,2 l s⁻¹ m⁻² (m vandsøjle)⁻¹ til et steady-state flow på mindre end 0,01 l s⁻¹ m⁻² (m vandsøjle)⁻¹ i løbet af få minutter. Spildevandet sivede ud i et ensformigt materiale af 20 cm tykkelse. En variation af kornstørrelsen fra 2-40 mm påvirkede ikke den hurtige reduktion af flowet. Filtrationen gennem materialet førte til en reduktion af partiklerne og organisk stof, dog ikke af ammonium (Tabel 3-6). "Filtreret spildevand" betegner det vand, der sivede igennem det 20 cm tykke materiale under lækagen. Akkumuleringen af partikler fandt sted i de øverste 5 cm af materialet, som indeholdt ca. 5-10% organisk stof.

Tabel 3-6: Spildevandets indholdsstoffer (Rauch og Stegner, 1994).

	TSS (g m ⁻³)	ASS ^{a)} (ml l ⁻¹)	COD (g m ⁻³)	NH ₄ -N (g m ⁻³)
Spildevand	360	13,7	670	37,2
Filtreret spildevand	72	0	300	30,2

a) ASS: amount of settleable solids

På grund af jordens heterogenitet er processerne mere komplekse i selve råjorden. Jenssen (1986) undersøgte infiltrationen af spildevand i otte forskellige norske jordtyper over fire år. I alle tilfælde faldt flowet med tiden. Resultaterne antydede, at flowet efterhånden nærmer sig nul, men i nogle tilfælde kunne det ikke udelukkes, at der opstod stationære forhold med en ligevægt mellem aflejring og omsætning af organisk stof. En ligevægtstilstand med en konstant flowrate er også konstateret for sandfiltre (USEPA, 1980).

Forsøgene viste tydelige forskelle på infiltrationsraten mellem jordtyper med en hydraulisk ledningsevne mindre eller større end 2500 cm d⁻¹ (svarende til 2,89 10⁻⁴ m s⁻¹). Alle jordtyperne med en ringe hydraulisk ledningsevne nåede en infiltrationsrate på ca. 1,5 cm d⁻¹, hvilket betyder, at tilclogningsprocessen og ikke jordtypen kontrollerede infiltrationsraten. Infiltrationsraten var noget større i jordtyper med høj hydraulisk ledningsevne (ca. 5 cm d⁻¹).

En forøgelse af trykket på søjlernes overflade, forårsaget af en opstuvning af vandet, fører til et brud i biofilmen og til et øget flow (USEPA, 1980; Jenssen, 1986). Fænomenet var kun kortvarigt, men bevirkede et større gennembrud af spildevandskomponenter gennem søjlerne (Jenssen, 1986).

Sammenfatning: Ud fra drift af anaerobe sandfiltre foreligger der den erfaring, at filtrene efterhånden clogger til, forårsaget af en aflejring af partikulært materiale samt en efterfølgende dannelse af en anaerob biofilm. Processen fører til en betydelig reduktion af flowet. Nogle undersøgelser i forbindelse med udsivning fra afløbsledninger henviser til en tilsvarende selv-tætning af systemet. Om udsivning dermed kan standses helt eller om der opstår en ligevægtssituation mellem aflejring og omsætning af organisk stof, kan ikke afgøres i de foreliggende undersøgelser. Tilclogningsprocessen og ikke jordtypen kontrollerer infiltration i jord. Flowet kan stige, hvis trykket på overfladen forøges, f.eks. gennem opstuvning af vand.

3.5.2 Transport af miljøfremmede stoffer, bakterier og virus

Sorption til jordpartikler har stor betydning for stoffernes mobilitet. Udstrækningen af sorption er afhængig af jordens egenskaber, f.eks. indhold og art af organisk stof og lerminerale, samt substansens egenskaber, f.eks. dens hydrofobicitet. Da de fleste af de organiske miljøfremmede stoffer er hydrofobe, er sorptionsprocessen af særlig betydning for deres transport gennem jord. Hydrofobe molekyler har en højere affinitet til overflader end til vand (Koskinen og Harper, 1990).

De fleste naturlige mineraloverflader er polære, med en kombination af hydroxyl- og oxylgrupper på overfladen. På disse polære overflader sker der derfor først og fremmest interaktioner, som indeholder brintbindinger (*hydrogen bonds*), f.eks. adsorption af vandmolekyler. Disse processer kan være af betydning for tungmetaller og relativt polære organiske molekyler, f.eks. phenoler eller organiske syre, som næppe sorberer til det organiske materiale i jorden (Mikkelsen et al., 1994). Til gengæld kan phenoler reagere med organisk stof og dermed danne irreversible bindinger (Sabbah og Rebhun, 1997).

På trods af de hydrofobe molekyleres affinitet til overfladen er det energimæssigt ugunstigt at udskifte dem med vandmolekyler (Schwarzenbach et al., 1993). En optagelse af organiske molekyler i organisk stof kræver derimod ingen bytning af stærkt bundne vandmolekyler. Det naturlige organiske stof består af organiske

kæder, der danner kugleformede enheder. På denne måde bliver den hydrofobe overflade over for vandfasen minimeret (Wershaw, 1986; Piccolo et al., 1996; de Paolis og Kukkonen, 1997).

Chiou et al. (1986) beskriver sorptionen af organiske molekyler som en fordelingsproces mellem vandfasen og det organiske materiale. Andre forfattere beskriver en adsorptionsproces, der er baseret på van-der-Waals-kræfter, brintbindinger, dipol-dipol-interaktioner, ionbytning m.m. Ifølge Ou et al. (1996) er adsorptionsmekanismen for lineære alkylbenzylsulfonater (LAS) ikke en fordeling eller en hydrophob interaktion, men en sorption på grund af elektrostatiske bindinger, ionbytning eller brintbindinger. Jordens adsorptionskapacitet for LAS afhænger hovedsageligt af dens indhold af lerminerale (Ou et al., 1996).

Et vigtigt spørgsmål i denne henseende er reversibiliteten af sorptionsprocessen. En række publikationer beskriver irreversible bindinger af pesticider til jordpartikler (Huber et al., 1992; Klaus et al., 1998; Benoit et al., 1999). Dette fænomen bliver betegnet som *bound residues*. De grundlæggende mekanismer er de førnævnte sorptions- og fordelingsprocesser samt diffusion i partikler og indeslutning i små porer (Hatzinger og Alexander, 1995). *Bound residues* er tæt knyttet til den såkaldte ældning (*ageing*) af organiske miljøfremmede stoffer, hvilket betyder, at den ekstraherbare mængde af stoffet aftager med tiden (Pignatello et al., 1993; Luthy et al., 1997; Liu et al., 1998). Calderbank (1989) og Hatzinger og Alexander (1995) beskriver processen som en hurtig adsorption i starten, fulgt af en langsom dannelse af stærkere bindinger. Ifølge Sabbah og Rebhun (1997) er sorptionen af trichlorphenol på kunstige ler-humus-komplekser fuldstændig reversibel, men viser en stærk irreversibilitet for naturlig jord.

Transporten af bakterier bliver påvirket af jordens egenskaber samt bakteriernes egenskaber. Miljøstyrelsen (1979) refererer undersøgelser af spildevand spredt på agerjord, der tyder på, at coliforme bakterier kun bevæger sig få meter ned i jorden, og at selv i groft sand og grus bevæger disse bakterier sig højst 50-60 meter. Tilledes spildevand i høje koncentrationer som f.eks. ved nedslivningsbassiner for husspildevand, kan bakterier transporteres og overleve væsentligt længere, idet anaerobe forhold fremmer visse bakteriers overlevelse (Miljøstyrelsen, 1979). På grund af cellernes størrelse har filtrationen en større betydning i forhold til transporten af miljøfremmede stoffer. Filtration bliver en vigtig mekanisme, hvis udstrækningen af cellen er større end 5% af middeldiameteren af jordpartiklerne (Herzig et al., 1970). Dermed kan bakterierne også blive udelukket fra mikroporer, som miljøfremmede stoffer muligvis vil diffundere ind i. Bakterier bliver mindre under næringsfattige forhold og kan så transporteres længere (Newby et al., 1999).

Ifølge McKay et al. (2000) findes der en optimumstørrelse for kolloidtransport, der lå mellem 0,5 og 1 μm i deres undersøgelser. Herbold-Paschke et al. (1991) konstaterede, at bakterier blev transporteret gennem sand hurtigere end opløste stoffer. De opløste stoffer har højere diffusionskoefficienter og vil dermed diffundere hurtigere ind i immobil porevand i den finkornede matrix. Forekomsten af en optimumstørrelse svarer til kolloid filtrationsteori, udviklet for granulære medier (Yao et al., 1971).

Situationen er anderledes for virus, som er betydeligt mindre end bakterier. Transporten i jord bliver primært styret af sorptionsprocesser (Newby et al., 1999; Holben og Ostrom, 2000). Undersøgelser af Bales et al. (1993) og Dowd et al. (1998) viser en stor variabilitet i transporten af forskellige bakteriofager (virus der angriber bakterier). Sorptionen af fager er afhængig af pH-værdien, eftersom deres isoelektriske punkter dækker et stort pH-spektrum. For små bakteriofager er sorptionen direkte korreleret (negativ korrelation) med fagernes isoelektriske

punkt. Transporten af store fager bliver påvirket af yderlige faktorer, f.eks. fagernes størrelse. I modsætningen til bakterietransporten drejer det sig dog ikke om en filtration af partiklerne (Dowd et al., 1998).

Herbold-Paschke et al. (1991) konstaterede, at de to undersøgte sandfraktioner ingen indflydelse havde på transporten eller adsorptionen af virus eller bakterier. Adsorbere fager kan desorberes og dermed udgør en længerevarende trussel for grundvandskvaliteten (Newby et al., 1999). McKay et al. (2000) konstaterede en desorption af bakteriofager under regn og forklarede det med en ændring af vandets sammensætning, idet retentionen af bakteriofagerne er følsom over for ændringer i flowraten eller ionstyrke. Både bakterier og virus kan hurtigt transporteres i makroporer (*preferential flow*), som beskrevet for de miljøfremmede stoffer.

Viden om stabilitet af bakterier og virus i jord er endnu forholdsvis begrænset. Miljøstyrelsen (1979) angiver, at i gennemsnit må patogene bakterier anses for at være decimeret til et antal uden sundheshmæssig betydning i løbet af 2-3 måneder. Ifølge Newby et al. (1999) sker der et hurtigt henfald af bakterier i jord, på grund af mangel på næringsstoffer og reducerede omgivelsesbetingelser. Sorption på overflader eller ophold i nærheden af rødder kan forlænge overlevelsen. De to bakteriofager overlevede i et grundvandsreservoir ved 12°C i fem dage (McKay et al., 2000). Henfaldsraten af virus fordobles ved en temperaturforøgelse på 10°C (Gerba og Bitton, 1984).

Hvis bakterieceller dør (*lysis*), kan deres genetiske materiale alligevel transporteres eller sorberes til kolloider, hvor det er beskyttet mod nedbrydning (Ogram et al., 1988). Holben og Ostrom (2000) beskriver derimod en stærk binding af nukleinsyrer og proteiner til jord og sediment. I deres undersøgelser blev det opløste (*lysed*) cellemateriale tilbageholdt i jorden, mens omtrent halvdelen af de intakte celler blev transporteret igennem borekernen.

Eiswirth og Hötzl (1995) undersøgte to lækager på den samme ledningsstrækning i afløbssystemet i Karlsruhe (Tyskland) og fandt både en langsom (7 dage) og en hurtig (15 timer) transport af det udsivende spildevand til grundvandet. Den hurtige transport skyldtes flow i såkaldte makroporer (*preferential flow*). For at vurdere transporten i uforstyrret jord, må der altid tages højde for denne mulighed af et ekstremt hurtigt flow i makroporer.

Sammenfatning: De fleste af de organiske miljøfremmede stoffer, der har været i fokus i forbindelse med spildevand, er undersøgt i relation til deres evne til akkumulering i spildevandsslam jf. slambekendtgørelsen. Disse stoffer er derfor hydrofobe og sorptionsprocesser bliver af særlig betydning for deres transport gennem jorden. Sorptionen til organisk stof kan være næsten irreversibel og tiltage med tiden, som vist for pesticider. Ikke hydrofobe (hydrofile) organiske, miljøfremmede stoffer har kun i ringe grad været undersøgt. Sådanne stoffer må imidlertid forventes transporteret over lange afstande afhængig af stoffernes nedbrydningsmønster. For transporten af partikler og kolloider findes der en optimumstørrelse: Store partikler bliver filtreret fra vandfasen, mens meget små partikler bliver tilbageholdt i små porer. Filtration er en vigtig mekanisme for bakteriernes tilbageholdelse. Transport af virus bliver styret af reversible adsorptionsprocesser. I uforstyrret jord må der derudover altid tages højde for en hurtig transport gennem makroporer.

3.6 Omsætning i jord af udsivende stof

Undersøgelser i infiltrationssystemer for spildevand har vist en hurtig denitrifikation indenfor 3 d ved 30°C og en NO₃⁻-koncentration på 40 mg l⁻¹. Denitrifikationsraten faldt dog betydeligt ved temperaturer under 15°C og et ringe indhold af opløst organisk kulstof i spildevandet. Hvis vandmængden blev forøget til 150 - 170 mm d⁻¹, risikeres der en udvaskning af nitrat (Yamaguchi et al., 1990). En fuldstændig nitrifikation af NH₄⁺ varede ca. 9 uger ved 10°C og var begrænset til kvælstofmængder under 1 g N m⁻² h⁻¹ (Yamaguchi et al., 1996).

Miljøfremmede stoffer bliver i en vis udstrækning omsat på renseanlæg. Nogle af de miljøfremmede stoffer i spildevandet bliver dog ikke eller kun delvist nedbrudt under spildevandets behandling i rensningsanlæg (Miljøstyrelsen, 1994; Miljøstyrelsen, 1996; DMU, 1997). De akkumulerer i slammet og bliver returneret til markerne, hvis slammet spredes som gødning (Knudsen et al., 1999). De undersøgelser, der har beskæftiget sig med nedbrydning af miljøfremmede stoffer i jord, har i de fleste tilfælde opereret ud fra denne indfaldsvinkel. Miljøfremmede stoffer, der er adsorberet på eller indelukket i slamflokke kan forholde sig anderledes end stoffer i spildevandet. De foreliggende publikationer danner derfor kun et udgangspunkt til en vurdering af stoffernes omsættelighed i jord.

En mikrobiel nedbrydning af miljøfremmede stoffer i jord er ofte baseret på forekomsten af uspecifikke enzymer, som er fælles for mange organismer. Alternativt bliver miljøfremmede stoffer nedbrudt i bakteriernes co-metabolisme, fordi de ligner et naturligt forekommende substrat. Der kan ikke forventes en målrettet nedbrydning af miljøfremmede stoffer, som 1) forekommer i små mængder, 2) delvis har en toksisk virkning (Matsumara og Benezet, 1978).

Roslev et al. (1998) undersøgte den mikrobielle nedbrydning af DEHP og phthalsyre (PA) i landbrugsjord forsynet med slam. Ca. 45-50% af DEHP og 85% af PA var mineraliseret efter 90 dage. Nedbrydningen var lavere i jordsystemerne end i renkulturer. Nedbrydningen i jord-slam-systemerne blev relateret til de mikroorganismer, der befandt sig i slammet.

Madsen et al. (1999) undersøgte, hvordan ilt, temperatur og DEHP koncentration påvirker nedbrydningskinetikken for DEHP i jord forsynet med slam. Nedbrydningen var mindre følsom over for temperaturen i jorden uden slam. DEHP blev nedbrudt under både aerobe og anaerobe forhold. Den aerobe nedbrydningsrate var dog over fem gange højere end nedbrydningsraten under anaerobe forhold. Under anaerobe forhold steg DEHPs halveringstid til over et år. DEHPs stabilitet under anaerobe forhold blev bekræftet af Battersby og Wilson (1989), O'Conner et al. (1989) og Bauer (1997). Anaerobe betingelser kan dermed resultere i en akkumulering af DEHP og stabile nedbrydningsprodukter.

Nedbrydningen af andre phthalater er afhængig af deres kædelængder: Jo kortere sidekæderne er, desto hurtigere forløber hydrolysen (Seager og Tucker, 1976; Kurane, 1986).

Gejlsbjerg et al. (in press) undersøgte nedbrydningen af LAS, nonylphenol (NP) og nonylphenol-ethoxylater (NP2EO) samt 1,4-dichlorbenzol (DCB), DEHP og pyren i jord og i forskellige blandinger af jord og slam. Under aerobe forhold blev LAS, NP og NP2EO omsat relativt hurtigt. Mineraliseringsraten efter to måneder lå mellem 50% og 81%. Omsætningen af DEHP og pyren forløb betydeligt langsommere. Tilsætningen af slam førte til anaerobe betingelser, hvor nedbrydningsraten var tydeligt lavere for alle substanser, bortset fra DCB. En nedbrydning af NP og NP2EO under aerobe forhold blev også beskrevet af

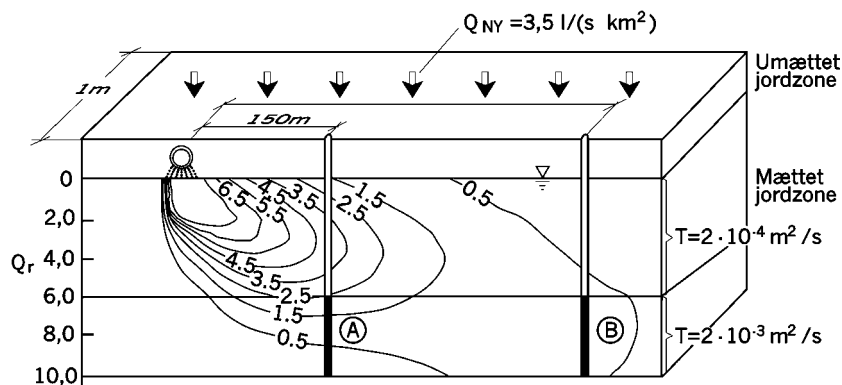
Maguire (1999). Under anaerobe forhold var stofferne stabile. NP blev også detekteret i grundvand, med en mulig opholdstid på over 30 år (Maguire, 1999).

Klinge et al. (in press) konstaterede en hurtigere nedbrydning af pyren i systemer med jord og slam i forhold til udelukkende jord. Dette skyldes sandsynligvis en kombineret effekt: I slam forekommer der mikroorganismer, som har været udsat for pyren og som derfor kan nedbryde pyren. Desuden bliver vækstbetingelserne for jordbakterier forbedret, idet slammet indeholder yderligere næringsstoffer.

Sammenfatning: Omsætning af organisk stof kan føre til anaerobe forhold i nærheden af lækagen, hvor denitrifikation kan finde sted. En mikrobiel nedbrydning af miljøfremmede stoffer er knyttet til forekomsten af uspecifikke enzymer eller en omsætning i organismernes co-metabolisme. Nogle undersøgelser antyder, at nedbrydningen af mange miljøfremmede stoffer, med undtagelse af klorerede substanser, forløber hurtigere under aerobe betingelser. Nedbrydningsprocesserne fører dog ikke nødvendigvis til en fuldstændig mineralisering.

3.7 Forekomst af forurening i jord og grundvand

Udsivningen af spildevand fører til en øget stofbelastning af grundvandet (Härig, 1991). Figur 3-7 viser resultatet af modelberegninger til udbredelsen af sulfat i spildevand, som følge af en udsivning på $5 \text{ l s}^{-1} \text{ km}^{-1}$ og en sulfatkonzentrationen i spildevandet på 200 mg l^{-1} . En prøveudtagning i forskellige dybder vil føre til forskellige stoffkonzentrationer. Jo dybere filteret er placeret i brønden, desto større er afstanden til forureningskilden. Det dybe grundvand i lækagens umiddelbare omgivelse vil ikke give nogle oplysninger om forureningskilder. En fuldstændig opblanding af forureningen i grundvandet sker først efter en strækning på ca. 10-15 gange grundvandslederens lodrette udstrækning (Härig, 1991).



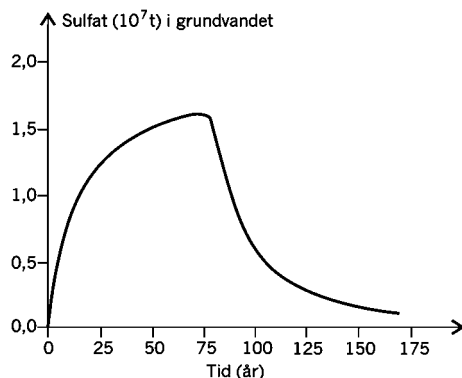
Figur 3-7: Transport af sulfat i grundvandet (Härig, 1991).

På grundlag af en estimeret årlig udsivningsmængde på 6,5 mio. m^3 og typiske stoffkonzentrationer i spildevand beregnede Härig (1991) en årlig massestrøm til grundvandet (Tabel 3-7). Sammenlignet med andre kilder udgør udsivning af spildevandet i denne situation en væsentlig andel af stoftransport til grundvandet.

Tabel 3-7: Massestrøm til grundvandet (Härig, 1991).

Stof	Konzentration i spildevand (mg l^{-1})	Massestrøm udsivning (t år^{-1})	Massestrøm øvrige kilder ^{a)} (t år^{-1})
SO_4^{2-}	200	1300	910
Cl^-	150	980	1040
NH_4^+	35	230	Ikke angivet
P	17	110	-
K^+	25	160	240

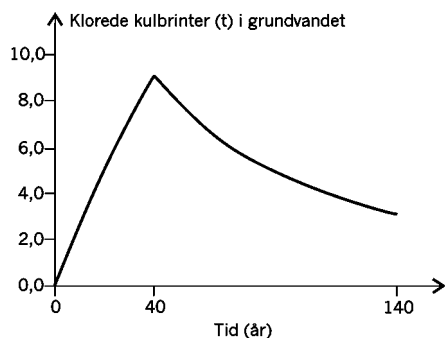
Figur 3-8 viser det tidsrum, der er nødvendigt til en fjernelse af sulfat fra grundvandet (Härig, 1991). Beregningen er baseret på en halveringstid på 70 år. Ydermere er der antaget en fuldstændig renovering af det offentlige afløbsnet i løbet af 10 år og en tilsvarende renovering af de private ledninger, der begynder 5 år senere og varer i alt 15 år. 100 år efter renoveringens begyndelse er 96% af den maksimale mængde fjernet fra grundvandet.



Figur 3-8: Beregning af den magasinerede sulfatmængde i grundvandet (Härig, 1991).

Mull (1996) fandt COD-koncentrationer mellem 20-25 mg l⁻¹ i de afsnit af grundvandet, hvor indsvivning af spildevand kunne lokaliseres. Koncentrationer af klorede kulbrinter lå mellem 1-100 µg l⁻¹. I forhold til forureninger forårsaget af industrielt brug eller ulykker er denne koncentration dog forholdsvis lav. I grundvandet i Hannover når koncentrationen af klorede kulbrinter op til 5 mg l⁻¹ (Mull et al., 1992). Trauth og Xanthopoulos (1996) fandt ca. 2 µg l⁻¹ trichlorethylen i grundvandet af byen Karlsruhe. Koncentrationen af AOX nåede op på ca. 50 µg l⁻¹. Grunden til forureningen blev antaget at være utætte afløbsledninger.

Härig (1991) beregnede en årlig massestrøm af klorede kulbrinter til 330 kg, baseret på en antagelse om en gennemsnitskoncentration på 50 µg l⁻¹ og en udsivende spildevandsmængde på 6,5 mio. m³ år⁻¹. Resultaterne af en simulering af fjernelsen er vist på Figur 3-9. Der antages, at afløbssystemet er fuldstændig renoveret efter 40 års udsivning til grundvandet og at de klorede kulbrinter ikke bliver nedbrudt. Først 100 år efter renoveringens færdiggørelse er der først fjernet 62% af den maksimale mængde.



Figur 3-9: Beregning af den magasinerede mængde af klorede kulbrinter i grundvandet (Härig, 1991).

Forurening af grundvand med tungmetaller og kvælstofforbindelser som følge af udsivning er af mindre betydning (Mull, 1996). Nitratkoncentrationer i grundvandet er generelt høje, på grund af gødning fra haver og landbrugsområder. Ifølge Härig (1991) foregår der en denitrifikationsproces i nærheden af lækagen, som bidrager til fjernelsen af nitrat. Tungmetaller adsorberer på sedimentet og

forurener derfor ikke vandet. Eiswirth et al. (1994) målte tungmetalkoncentrationer i borekerner under en lækage, som i alle tilfælde lå under grænseværdierne. Härig (1991) beregnede tilførselsrater af tungmetaller til grundvandet, som lå i den samme størrelsesorden som tungmetaller i nedbør. Man skal dog være opmærksom på, at tungmetaller i nedbør bliver tilbageholdt under nedbørens nedsivning gennem jord. Desuden kan lave pH-værdier i jorden mindske adsorptionen og føre til en mobilisering af tungmetallerne.

Fosfor bliver adsorberet til jord, men ikke til rent sand, som forsøg med sandfiltre har vist (Schröder-Thomsen, 2000). Dette skyldes en sorption til lerminerale (Schachtschabel et al., 1992). På baggrund af undersøgelserne i Hannover beregnede Härig (1991) tilførslen til grundvand fra utætte afløbssystemer til ca. 20 kg ha⁻¹ år⁻¹, hvilket er lavere end den almindelige gødningsmængde på ca. 35 kg ha⁻¹ år⁻¹.

Trauth og Xanthopoulos (1996) kunne relatere forøgede koncentrationer af kalium, bor og EDTA i grundvand til den ældste del af afløbssystemet i Karlsruhe, der stammer fra 1914. Borkoncentrationerne ligger mellem 0,02-0,13 mg l⁻¹. Kalium- og EDTA-koncentrationer når henholdsvis 14 mg l⁻¹ og 10 µg l⁻¹. Ifølge Härig (1991) er tilførslen af kalium i gødningsmidler større end forureningen fra utætte kloakker. Eiswirth og Hötzl (1995) henviser til forøgede koncentrationer af sulfat, chlorid og kvælstofforbindelser som følge af utætte afløbsledninger.

Biologiske forureninger med bakterier og virus har en potentiel indflydelse på grundvandskvaliteten. De fleste humanpatogene organismer er tilpasset varmblodede dyrs temperatur og har en nederst vækstgrænse ved ca. 10°C. Eftersom grundvandets temperatur generelt ligger lidt over de 10°C i de undersøgte urbane områder, kan organismene her overleve nogle dage (Härig, 1991; Mull et al., 1992). Tabel 3-8 giver en oversigt over nogle bakteriers og viras overlevelse ved 10°C. Teutsch et al. (1991) rapporterer dog en overlevelse af patogene bakterier i grundvand ved 10°C på mere end 1.000 dage.

Härig (1991) beregnede transporten af E. coli og S. typhi i grundvandet til henholdsvis 50 m og 7 m, under antagelse af et bakterietal på 3 · 10⁴ ml⁻¹, en udsivningsrate på 0,25 l s⁻¹, en hydraulisk ledningsevne på 10⁴ m s⁻¹ og en strømningshastighed på 100 m år⁻¹. Generelt oprettes en beskyttelseszone omkring indvindingsbrønde, der er baseret på en transporttid i grundvandet på 50 dage (Teutsch et al., 1991).

Tabel 3-8: Henfald af mikroorganismer ved 10°C (Härig, 1991).

Organisme	K (d ⁻¹) ^a	T ½ (d)
S. typhimurium	0,22	3,3
S. typhi	2,77	0,3
S. paratyphi	6,93	0,1
E. coli	0,16	4,3
Shigella	0,68	1,0
Polio-virus	0,046	13,1

^a) henfaldskonstant i et første ordens eksponentielt henfald.

Lahti og Hiisvirta (1995) giver en oversigt over sygdomsudbrud i Finland fra 1980-1992, forårsaget af drikkevandsforureninger med bakterier og virus. I alt blev der registreret ca. 10.000 sygdomstilfælde. Blandt de identificerede bakterier var der Campylobacter jejuni og Salmonella typhimurium, men sygdomskilden kunne kun identificeres i mindre end halvdelen af tilfældene. De fleste sygdomme antages at være fremkaldt af en viruskontamination af grundvand, som hidrørte fra kortslutning mellem kloakledninger og drikkevandsindvindinger.

I en tilsvarende oversigt fra Storbritannien for årene 1937-1986 blev 60% af tilfældene forårsaget af en forurening af den offentlige drikkevandsforsyning med spildevand. Et sygdomsudbrud med 3.000 tilfælde i 1980 stammede fra en nedsivning af spildevand til en indvindingsbrønd. Transporten af spildevandet gennem den kalkholdige undergrund til brønden tog kun 8 dage (Reynolds, 1994).

Baseret på undersøgelserne i Hannover, vurderede Mull (1996) forskellige kilder med hensyn til deres forurening af grundvand og fastlagde følgende rækkefølge: 1. industriområder, 2. afløbssystemer, 3. trafik, 4. landbrug, haver og idrætsanlæg.

Sammenfatning: Ved prøveudtagning fra grundvandet skal der tages højde for stoffernes transport til og i grundvand. På baggrund af Härigs (1991) beregninger udgør udsivning en væsentlig andel af stoftransport til grundvandet. Den beregnede tilførsel af henholdsvis sulfat og klorede kulbrinter fra utætte kloaksystemer til grundvandet ligger i Hannover i størrelsesordenen 1.000 t år^{-1} og 330 kg år^{-1} . Koncentrationer af chlorerede kulbrinter nåede op til 5 mg l^{-1} , hvilket dog også kunne skyldes industriel forurening. Forurening med tungmetaller, kvælstof og fosfor anses at være af mindre betydning. Bakterier kan teoretisk overleve nogle dage i grundvandet, men en overlevelse på mere end 1.000 dage er rapporteret. Eksempler fra Finland og England viser, at en forurening af grundvandet med spildevand kan føre til sygdomsudbrud.

3.8 Sammenfatning

Litteraturstudiet har vist, at der kun er få undersøgelser af udsivningen af spildevand fra utætte afløbssystemer. De undersøgelser, der er blevet gennemført, beskæftiger sig i de fleste tilfælde med en konstatering af skader eller med en kvantificering af den forekommende udsivning fra en bestemt ledningsstrækning. Generelt mangler der systematiske undersøgelser af sammenhængene mellem skadernes art og størrelse, udsivningsmængden og effekter på jorden og grundvandet. Viden om konsekvenserne af udsivningen for den omgivende jord eller grundvandet er begrænset til erfaringer i enkelte områder, men en landsdækkende risikoanalyse er aldrig blevet gennemført.

Til gengæld foreligger der en del information om indsivning af grundvand til kloaksystemer, forårsaget af højtliggende grundvandsspejl, overlækning, dræn eller fejlkoblinger. Det kan konstateres, at forekomsten af indsivning også betyder et potentiale for udsivning, når grundvandsspejlet bliver beliggende under afløbsledningerne. Dette kan være tilfældet om sommeren eller generelt i perioder med lave nedbørmængder.

De udsivningsmængder, der er blevet målt fra utætte ledningsstrækninger både i Danmark og i udlandet, har ofte vist en betydelig vandtransport ud af afløbssystemet. En del af de gennemførte undersøgelser er baseret på indirekte bestemmelse af udsivningen og må betragtes som værende ret usikre. Andre undersøgelser er baseret på sporstofmålinger, og må ligeledes formodes at være behæftet med ikke uvæsentlige usikkerheder.

Skader på afløbsledninger kan konstateres ved hjælp af TV-inspektion. En klassificering af skaderne og en vurdering af udsivningspotentialet kun på grundlag af TV-inspektion er formentlig ikke tilstrækkelig. Udsivningsmængderne kan bestemmes ved hjælp af sporstofmålinger på strækninger, hvor udsivningen formodes at forekomme. Undersøgelser af spildevandets udbredelse i jord er ofte baseret på en opsporing af bestemte stoffer, der er typiske for spildevand. På grund

af stoffernes omsætning eller sorption samt bidrag fra andre kilder end spildevand er resultaterne dog ikke nødvendigvis entydige.

Nogle undersøgelser i forbindelse med udsivning henviser til en selvtætning af systemet, idet utæthederne clogger til med tiden. Om udsivning standser helt eller om der opstår en ligevægtssituation med et ringe flow, kan ikke afgøres i de foreliggende undersøgelser. Flowet kan stige, hvis trykket på det aflejrede materiale forøges, hvilket bekræfter udsivningens afhængighed af trykforholdene i røret.

Blandt de vigtigste processer for stoffers og bakteriers transport gennem jorden er filtration af partikler og kolloider samt sorption på overflader og organisk stof. Processerne er afhængige af en række faktorer, der omfatter både jordegenskaber og stoffets egenskaber. Filtration er den vigtigste mekanisme for bakteriers tilbageholdelse, mens transport af virus primært er styret af reversible sorptionsprocesser. Nogle hydrofobe stoffer indgår stærke bindinger med jordpartikler, som kan forhindre en transport til grundvandet. Forekomsten af makroporer kan dog altid føre til en hurtig transport af stoffer og bakterier til grundvandet.

Under transporten gennem jorden kan der foregå en omsætning af stofferne, hvilket dog ikke er undersøgt for udsivning af spildevand. I nærheden af en lækage kan en denitrifikation finde sted, hvor omsætning af organisk stof fører til anaerobe forhold. Nogle undersøgelser antyder, at nedbrydning af mange organiske miljøfremmede stoffer forløber hurtigere under aerobe betingelser. Nedbrydning af miljøfremmede stoffer er generelt knyttet til forekomsten af uspecifikke enzymer eller en optagelse i organismernes co-metabolisme, især hvis der er biologisk lettilgængeligt kulstof tilstede.

Forekomsten af spildevandskomponenter i grundvandet i områder, hvor utætte rør er blevet lokaliseret, viser, at der kan ske en transport af stoffer til grundvandszonen. I en undersøgelse i Hannover udgjorde den teoretisk beregnede udsivning en væsentlig andel af stoftransport til grundvandet. Den beregnede tilførsel af sulfat og klorede kulbrinter lå på det undersøgte areal på 204 km² i størrelsesordenen 1.000 t år⁻¹ for sulfat og 330 kg år⁻¹ for de klorede substanser. Forurening med tungemetaller, kvælstof og fosfor anses at være af mindre betydning, men der foreligger et potentiale for mikrobiel forurening.

Litteraturstudiet viser, at udsivningen af spildevand fra lækager i et afløbssystem kan finde sted og føre til en stoftransport til grundvandet. Der er i litteraturen peget på en række systemkarakteristika samt stofegenskaber og processer, som påvirker udsivningen både kvalitativt og kvantitativt. Det kan imidlertid konstateres, at der ikke er etableret et sammenhængende videngrundlag som giver et afklaret system/belastning/effekt mønster. Endvidere er en række af de metoder, som er anvendt ved bestemmelse af udsivningen, vurderet som problematiske i den givne sammenhæng.

4 Metoder

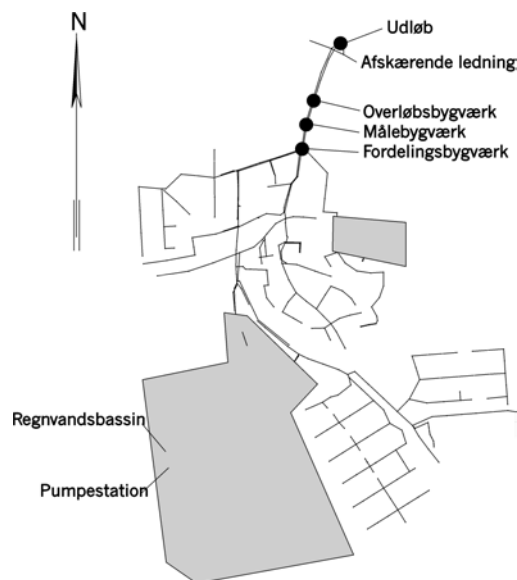
4.1 Forsøgsopstilling og materialer

To forskellige forsøgsopstillinger, F1 og F2, blev etableret til undersøgelse af karakteristika for udsivning fra lækager i afløbssystemer. Den ene blev anvendt til at undersøge udsivning, når vandføringen i røret og andre forhold blev holdt konstant. Den anden blev brugt til at undersøge udsivning, når vandføring eller andre forhold blev varieret.

4.1.1 Beskrivelse af oplandet for pilotforsøgene

Forsøgene blev udført i pilotskala og gennemført i et målebygværk i Frejlev. Bygværket ligger på den afskærende ledning fra Frejlev kloakopland (Figur 4-1), og blev i 1996 etableret i fællesskab mellem Aalborg Kommune og Aalborg Universitet. Samtlige undersøgelser blev gennemført med spildevand fra Frejlev.

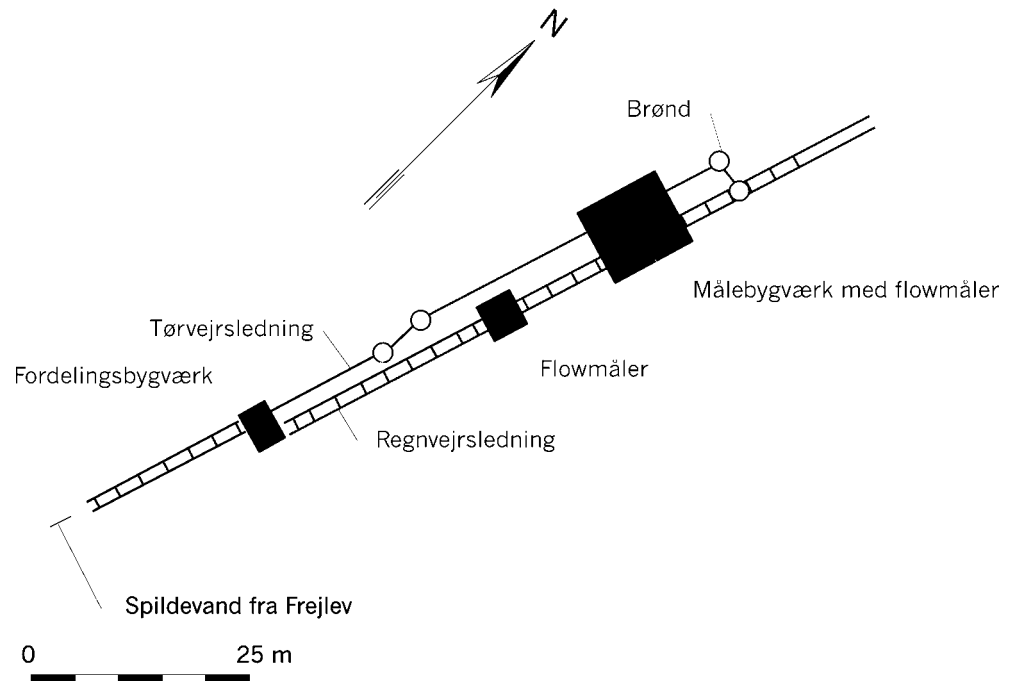
Frejlev er beliggende ca. 7 km sydvest for Aalborg og har ca. 2.000 indbyggere. Oplandet til målebygværket dækker et areal på omtrent 85 ha, med en terrænforskel på ca. 30 m. Oplandet består primært af beboelsesområder, uden væsentlig industri. Fra Frejlev ledes spildevandet via en afskærende ledning til Aalborg Renseanlæg Vest. Under kraftig regn aflastes den del af spildevandet, der overskrider den videreførende lednings kapacitet, til Hasseris Å, som udmunder i Limfjorden.



Figur 4-1: Oversigtskort over afløbssystemet i Frejlev. De grå områder er separatkloakerede, men overfladevandet ledes til fællessystemet.

De ældste dele af afløbssystemet i Frejlev stammer fra 1930'erne, men hovedparten af systemet blev anlagt i 1970'erne. Siden er der kun blevet foretaget få ændringer. 70% af afløbssystemet er fællesledninger, resten er separatkloakeret. 87% af ledningerne består af beton, 11% af PVC og 2% af eternit. I selve målebygværket er ledningen af polyethylen.

Tørvejrsvandføringen fra Frejlev er mellem 0 og 10 l s^{-1} . Under regn kan vandføringen stige til et par $\text{m}^3 \text{ s}^{-1}$. For, på trods af de store variationer, at kunne måle vandføringen præcist, er bygværket udført med to ledninger, $\varnothing 315 \text{ mm}$ og $\varnothing 1.000 \text{ mm}$ (Figur 4-2). Når afløbsmængderne overskrider en fastlagt værdi, ledes spildevandet til $\varnothing 1.000 \text{ mm}$ ledningen. Der er i oplandet opstillet to nedbørsmålere tilknyttet det landsomfattende regnmålerprogram (Spildevandskomitéen, 1999).



Figur 4-2: Målebygværket i Frejlev.

4.1.2 Udformning af opstilling F1

Opstilling F1 blev anvendt til at undersøge udsivning, hvor vandføringen i røret og andre forhold blev holdt konstant. Alle forsøgene blev gennemført med friskt spildevand fra Frejlev. Spildevandet blev taget fra tørvejrledningen i målebygværket (Figur 4-2). Ledningen, der er frit ophængt i målebygværket, blev forsynet med et udtag i bunden (Foto 4-1). For at undgå tilclogning af udtaget og dermed en afbrydelse af spildevandsforsyningen, blev udtaget jævnligt gennemblæst med luft. Udtagets størrelse tillod et kontinuert flow på omtrent 1 l s^{-1} . Spildevandet ledtes til en beholder, hvorfra en centrifugalpumpe sendte det videre til forsøgsopstillingen (Foto 4-2). Efter passage af røret gennem søjlerne, ledtes spildevandet tilbage til beholderen. Overskydende vand forlod opstillingen via et overløb. Det samlede vandvolumen i opstillingen var ca. 100 liter.

Selve forsøgssystemet bestod af fire søjler, der indeholdt sand eller et sandlag over jord. Et $\varnothing 110 \text{ mm}$ PVC-kloakrør gik igennem den øverste del af de fire søjler (Figur 4-, Foto 4-2). I hver af de fire søjler indeholdt røret en lækage, gennem hvilken spildevandet kunne sive ud i det omgivende sand. Lækagerne var identiske og placeret ens i søjlerne. Placeringen af lækagen i rørledningen var den samme for alle søjler. Den del af spildevandet, der sivede gennem søjlerne, blev opfanget i et bægerglas under søjlerne (Foto 4-3). Herved blev flowet gennem søjlerne bestemt, og der blev udtaget prøver til analyser.

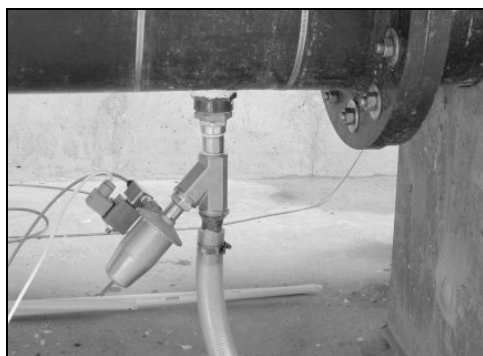
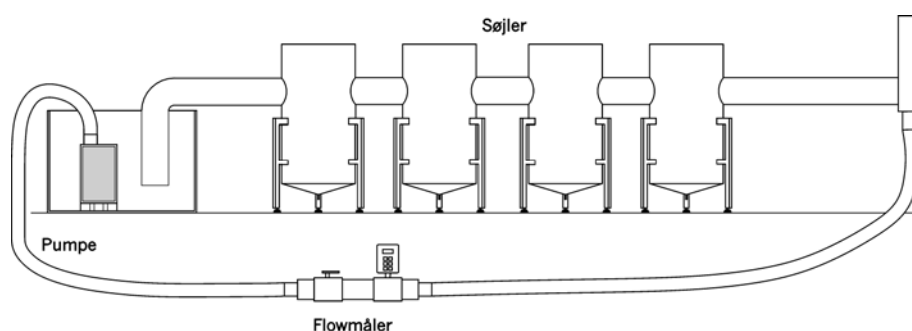


Foto 4-1: Spildevandsudtag, 3/4". Udtaget tillod et flow på ca. 1 l s⁻¹.



Foto 4-2: Spildevand cirkuleredes gennem fire stålsøjler i opstilling F1.

Søjlerne var udført i rustfrit stål for ikke at skabe interferens med analyse af organiske miljøfremmede stoffer (Figur 4-). En søjlediameter på 300 mm blev valgt for at minimere randens indflydelse på transporten af spildevandet og dermed en opnåelse af så realistiske forhold som muligt. Med henblik på gennemførelse af forsøg med et sandlag over jord, blev søjlerne konstrueret med en samlet længde på 550 mm. I bunden blev søjlerne afsluttet med en bærerist, hvorpå der lå et stålnet med en trådafstand på 1 mm. Det udsivende vand blev opsamlet i en fastmonteret tragt og ledt til en udløbsstuds (Foto 4-3). I de tilfælde hvor søjlerne indeholdt både sand og jord, var der risiko for en opstuvning af vand over jordlaget. For at kunne kontrollere om dette skete, blev der installeret en studs til afdræning 100 mm under rørbunden (Figur 4-3 og Foto 4-3).



Figur 4-3: Opstilling F1.

Som lækagetype blev en forskudt samling benyttet, idet denne skadetype er den hyppigst forekommende i afløbssystemer (se kapitel 2). En forskudt samling blev efterlignet ved at PVC røret blev forsynet med en slids, omkring hvilken en efterligning af en muffeende blev anbragt. Slidsen var 10 mm bred og gik halvt op på røret. Mellemrummet mellem røret og muffen var ligeledes 10 mm (Foto 4-4). Lækagen fik dermed et areal på 18 cm². Over lækagen blev der boret hul i PVC-røret. Herved blev der skabt en udluftning af ledningen samt mulighed for at inspicere lækagen under forsøgene (Foto 4-5).



Foto 4-3: Stålsøjle, opstilling F1. Under søjlen opsamles prøven.



Foto 4-4: Forskudt samling på ø110 mm PVC-rør.

Spildevandsflowet i røret gennem de 4 søjler, blev holdt konstant. Flowet i opstillingen blev med en magnetisk flowmåler målt til $4,2 \text{ l s}^{-1}$, hvilket resulterede i halvfuldtløbende rør. Med en antaget ruhed på $0,25 \text{ mm}$ betød dette vandhastigheder på omkring 1 m s^{-1} og en gennemsnitlig slæbespænding på omkring $4,5 \text{ N m}^{-2}$.

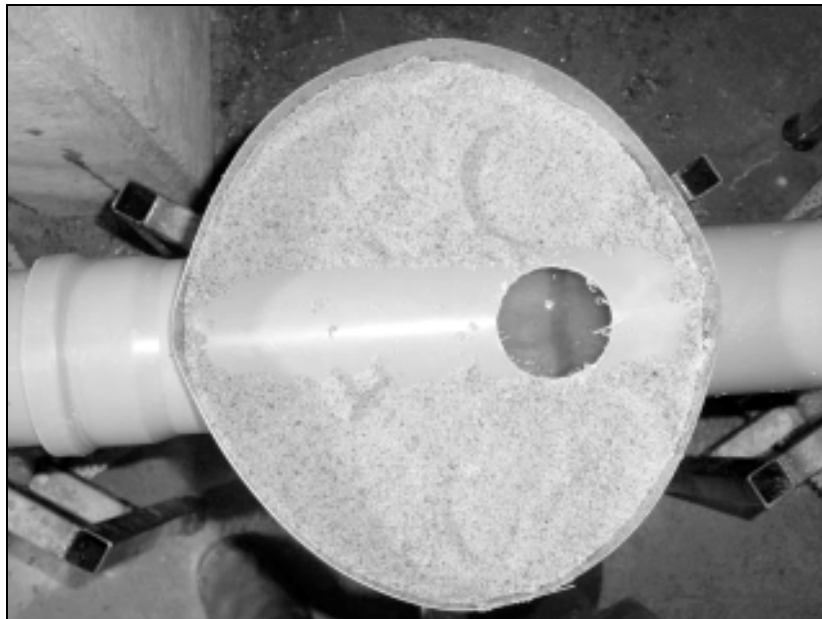
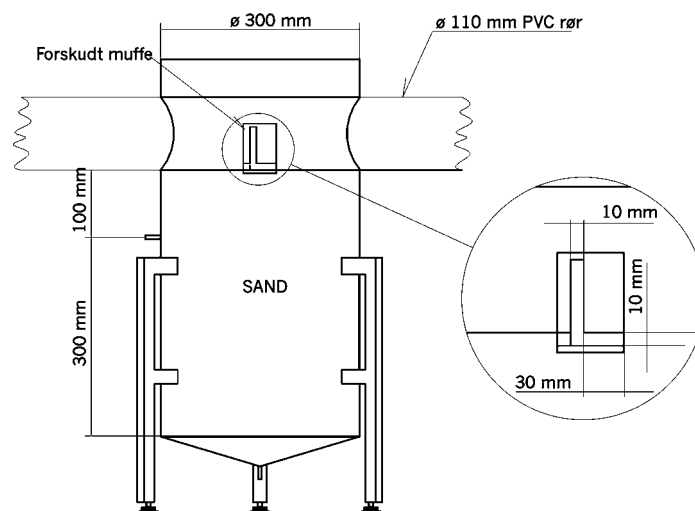


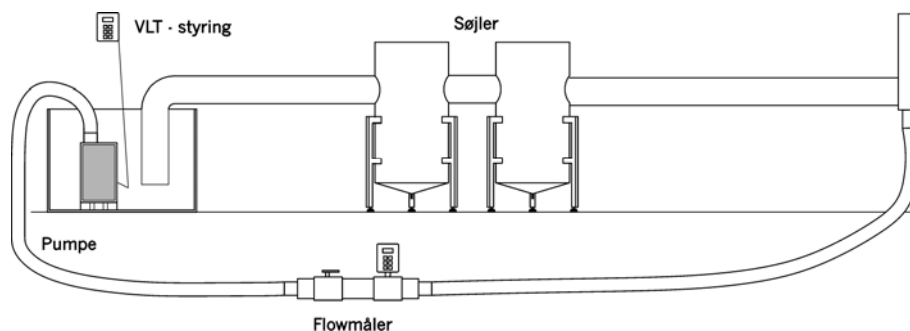
Foto 4-5: Udluftning over en forskudt samling i opstilling F1.



Figur 4-4: Udformning af søjlerne i opstilling F1.

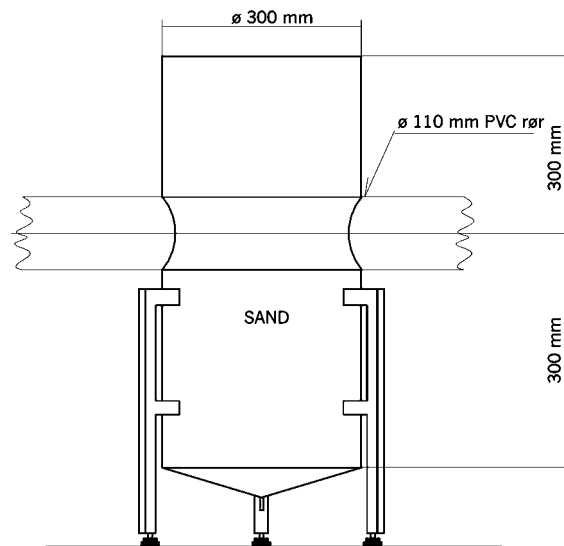
4.1.3 Udformning af opstilling F2

Opstilling F2 blev anvendt til at undersøge udsivning, hvor vandføringen i røret eller andre forhold – så som lækageareal – blev varieret. Opstilling F2 ligner opstilling F1 og får spildevand på samme vis som denne. Dog blev en noget kraftigere centrifugalpumpe benyttet til at cirkulere spildevandet over søjlerne. Pumpen reguleres med en VLT styring, således at forskellige flowforhold kan simuleres. Når røret er halvfuldtløbende, er flowforholdene som i opstilling F1. Flowet bestemmes med en magnetisk flowmåler. Opstillingen er vist i Figur 4-5.



Figur 4-5: Opstilling F2.

Forsøgene er gennemført med to søjler udført i rustfrit stål. To af forsøgene blev dog udført med fire søjler, hvor de to ekstra søjler var udført i PVC. Søjlernes mål fremgår af Figur 4-4. Den ændrede udformning i forhold til opstilling F1 muliggør forsøg med opstuvning af vand i søjlerne, hvilket benyttes til at simulere et grundvandsspejl over ledningens top. Udløbsstudsene i bunden af søjlerne kan proppes til, således at søjlerne bliver tætte.



Figur 4-6: Udformning af søjlerne, opstilling F2.

I modsætning til forsøgene i opstilling F1, blev lækagetyper varieret. Ud over den forskudte samling blev der gennemført forsøg med simulerede tæring og revner i bunden af røret (Foto 4-6 og Foto 4-7). Tæring i bunden kan forårsages af korrosion. Revner i røret kan opstå, hvis ledningens bæreevne er overskredet. Tæringerne blev udformet med en størrelse på 25x60 mm, 35x130 mm og 35x240 mm. Revnens mål var 5x60 mm.



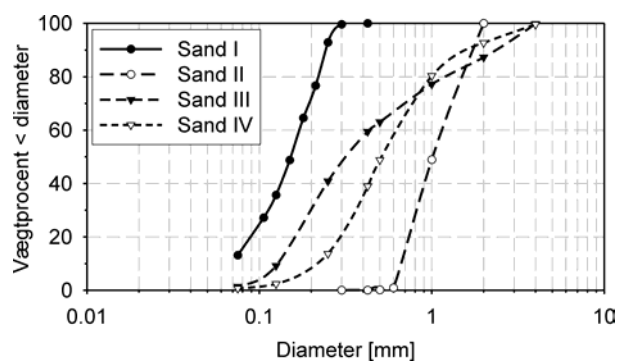
Foto 4-6: Kunstige revner i bunden af ø110 PVC-rør.



Foto 4-7: Kunstige tæring i bunden af ø110 PVC-rør.

4.1.4 Sand- og jordmaterialer

Eftersom kloakrør ofte lægges i et sandlag, er udbredelsen af spildevand og dets indholdsstoffer i sand af stor betydning. Derfor indeholdt en del af forsøgene udelukkende sand og ikke et sandlag over jord. Forsøgene i opstilling F1 er gennemført med op til fire sandtyper med forskellige karakteristika. Sandtyperne blev karakteriseret med hensyn til kornstørrelsesfordeling, hydraulisk ledningsevne og indhold af organisk stof (Figur 4-7 og Bilag A). Sand I og II er kunstige sande (nedknust kvarts), mens sand III og IV er naturlige sandtyper fra Nordjyske grusgrave. Forsøgene i opstilling F2 er alle gennemført med sandtype III.



Figur 4-7: Kornkurver for de fire sandtyper.

Tabel 4-1: Beskrivelse af jordtyper.

	Jord I (Foulum)	Jord II (Lundgaard)
Sand (%)	76,9	89,6
Silt (%)	11,0	3,8
Ler (%)	9,5	4,8
Humus (%)	2,6	1,9
Organisk C (%)	1,52	1,12
pH (H ₂ O)	7,1	6,1
CEC (meq 100g ⁻¹) *	15,13	8,78

* Cation Exchange Capacity

I et af forsøgene i opstilling F1, var der jord under et lag af sand III. Der er valgt jord fra Foulum og Lundgaard, da disse repræsenterer typiske dansk underjorde og er velbeskrevne. Nogle af jordenes karakteristika fremgår af Tabel 4-1. Jorden blev lufttørret og sigtet til en maksimal kornstørrelse på 2 mm. Forsøgene blev udført som dobbeltbestemmelse, idet to søjler blev fyldt med den samme jord.

4.2 Forsøgsmetodik

4.2.1 Drift af opstilling F1

Formålet med forsøgene under konstante flowforhold var at undersøge udsivningens tidsmæssige udvikling samt transporten af forskellige spildevandskomponenter gennem sand og jord. Der blev gennemført tre forsøg med de fire sandmaterialer og et forsøg med de to jordtyper. I forsøgene med sandtyperne indeholdt hver søjle én type sand, mens forsøget med jord er udført som dobbeltbestemmelse. Efter afslutning af forsøg A blev afstanden mellem pumpen og den første søjle øget for at mindske turbulensen i røret gennem den første søjle. Bortset herfra blev de fire forsøg udført ens. Endvidere blev der udført et forsøg med biologisk inaktivt spildevand. Dette blev udført som dobbeltbestemmelse med sandtype III og IV. Tabel 4- giver en oversigt over de gennemførte forsøg.

Søjlerne blev pakket i lag af ca. 5 cm. Pakningen af søjlerne blev afsluttet med et sandlag til overkanten af kloakrøret (Foto 4-5). I forsøget med jordene (forsøg D) blev der lagt et sandlag på et par cm i bunden af søjlerne for at hindre gennemfald af jord. Jorden blev pakket til 1 cm under søjlernes drænstuds (Figur 4-6). Dermed blev tykkelsen af sandlaget under kloakrøret 11 cm. Efter pakningen blev søjlerne mættet med postevand og hele systemet blev gennemskyllet ved at cirkulere postevand i stedet for spildevand. Varigheden af skylningen varierede fra få timer til et døgn. Hensigten med skylningen var at fjerne eventuelle forureninger, som var blevet tilbage i forsøgssystemet efter det forudgående forsøg.

Tabel 4-2: Oversigt over forsøgene i opstilling F1. I alle tilfælde var kloakledningen halvfuldtløbende.

Forsøg	Beskrivelse
A	Sand I, II, III og IV i hver sin søjle. Varighed: 9 døgn.
B	Sand I, II, III og IV i hver sin søjle. Varighed: 24 døgn.
C	Sand I, II, III og IV i hver sin søjle. Varighed: 13 døgn.
D	Sand III som udjævningslag (til 11 cm under rørbund) og jord I og II som "råjord" i 2x2 søjler. Varighed: 47 døgn.
E	Sand III og IV i 2x2 søjler. Der blev tilsat natriumhypochlorit for at inhibere biologisk aktivitet. Varighed: 18 døgn.

Under forsøgene blev der målt flow gennem søjlerne samt udvalgte forureningsparametre. I begyndelsen af forsøgene blev flowet målt to gange om dagen, derefter dagligt. I forsøg D, som strakte sig over 47 døgn, blev flowet målt hver anden dag. De første prøver til analyse af diverse stoffer blev udtaget under skylningen for at bestemme baggrundskoncentrationerne. Derefter blev der udtaget prøver hver anden dag i forsøg A, B og C og en gang om ugen i forsøg D. Prøver til analyse af phthalater, COD og kvælstofforbindelser blev konserveret ved frysning, mens E. coli og virus blev bestemt umiddelbart efter prøvetagning. En prøve fra forsøg B blev analyseret for LAS og klørede opløsningsmidler.

Til vurdering af strømningsforholdene blev vandindholdet i søjlerne bestemt efter afslutning af forsøg A. Efter forsøg C og D blev der udtaget prøver til bestemmelse af pakningstæthed for at undersøge mulig heterogenitet i søjlerne (Bilag B).

I forsøg E blev der undersøgt, om det primært er biologiske processer eller en fysisk aflejring af partikler, der styrer udsivningen fra en lækage. Dette skete ved, at der blev cirkuleret spildevand tilsat natriumhypochlorit i sådanne koncentrationer, at al biologisk aktivitet var inhiberet. Natriumhypochloritens virkning blev kontrolleret i laboratorieforsøg. Det skal bemærkes, at natriumhypochlorit kan påvirke det organiske stofs struktur og dermed ændre tilclogningsforløbet. For at undgå at lede natriumhypochlorit til kloaksystemet, blev der ikke udskiftet spildevand kontinuerligt under dette forsøg. Der blev alene suppleret op med spildevand for at sikre et konstant volumen i forsøgsopstillingen. Forsøget blev gennemført på samme måde som forsøg A, B og C, dog blev der kun brugt sand III og IV i henholdsvis to søjler hver.

4.2.2 Drift af opstilling F2

Formålet med forsøgene i denne opstilling var at undersøge, hvorledes udsivningsmængder og –forløb påvirkes af driftsvariationer samt lækagens udformning. De lækagetyper der blev undersøgt var:

- Tæring af rørbunden. Der blev skåret huller i bunden af $\varnothing 110$ mm PVC-røret med arealer på 15, 46 og 84 cm².
- Revner i rørbunden. Der blev lavet en revne med en bredde på 5 mm og en længde på 60 mm.
- Forskudt samling. Denne lækage var identisk med lækagen i opstilling F1, og havde dermed et areal på 18 cm².

De driftsforhold der blev simuleret var:

- Regnhændelser. Ved at hæve rørets udløb, blev der påført trykstrømning, således at røret var fuldtløbende med en vandhastighed på omtrent 1 m s⁻¹ og vandtrykket 1 m vandsøjle. Denne tilstand blev opretholdt i 1 time, hvorefter der igen blev etableret halvfuldtløbende rør. Under overtrykkene blev flowet ud af søjlerne målt hvert 10'ende eller 15'ende minut.

- Spuling. Cirkulationen af spildevand blev standset og røret spulet og børstet grundigt. Til dette blev der anvendt en vandslange påsat et spulehoved og en stiv børste. Herefter fortsatte udsivningsforsøget med cirkulation af spildevand.
- Alternierende ind- og udsivning. For at simulere indsivning blev søjlerne afproppede, og der blev tilledt postevand til søjlerne, indtil vandspejlet stod over kloakrøret. Efter et døgn med indsivning blev søjlernes bund åbnet, cirkulationen af spildevand standset og søjlerne afdrænet. Herefter fortsatte udsivningsforsøget med cirkulation af spildevand.

Tabel 4-3: Oversigt over forsøgene i opstilling F2. I alle tilfælde blev der brugt sandtype III i søjlerne.

Forsøg	Beskrivelse
F	Halvfuldtløbende rør i 2 døgn, efterfulgt af 3 perioder med overtryk afløst af perioder med halvfuldtløbende rør. Afsluttende blev der simuleret spuling af rør. Skadetype: Tæring i bund, lækageareal 15 cm ² .
G	Halvfuldtløbende rør i 3 døgn, efterfulgt af 3 perioder med overtryk afløst af perioder med halvfuldtløbende rør. Afsluttende blev der simuleret spuling af rør. Skadetype: Revne i bund, lækageareal 3 cm ² .
H	Halvfuldtløbende rør i 1 døgn, efterfulgt af 3 perioder med overtryk afløst af perioder med halvfuldtløbende rør. Afsluttende blev der simuleret spuling af rør. Skadetype: Forskudt samling, lækageareal 18 cm ² .
I	Halvfuldtløbende rør i 2 døgn, efterfulgt af 3 perioder med overtryk afløst af perioder med halvfuldtløbende rør. Skadetype: Tæring i bund, lækageareal 46 cm ² .
J	Halvfuldtløbende rør i 2 døgn, efterfulgt af 9 perioder med overtryk afløst af perioder med halvfuldtløbende rør. Skadetype: 2 søjler med tæring i bund, lækageareal 15 cm ² , og 2 søjler med forskudt samling, lækageareal 18 cm ² .
K	Halvfuldtløbende rør i 2 døgn, efterfulgt af 3 perioder med indsivning, efterfulgt af afdræning og så perioder med halvfuldtløbende rør. Skadetype: 2 søjler med forskudt samling, lækageareal 18 cm ² .
L	Halvfuldtløbende rør i 16 døgn. Skadetype: 2 søjler med tæring i bund, lækageareal 46 cm ² , og 2 søjler med tæring i bund, lækageareal 84 cm ² .

Efter kontakt med spildevand blev der udtaget prøver fra søjlerne i forsøg J, svarende til et længdesnit gennem søjlerne. Prøverne blev analyseret for organisk stof for at kunne vurdere transporten af organisk stof gennem sandlaget.

4.3 Feltundersøgelse

I forbindelse med en kloakreovering i Aalborg Kommune blev der udtaget prøver under en ledning i et fælleskloakeret opland, hvor der fandtes skader, der blev formodet at give anledning til udsivning. Ledningen (ø200 mm beton) var placeret i Strøbybergsvej i Aalborg, og lå på den undersøgte lokalitet 2,5-3,5 meter under terræn. Ledningen befandt sig i den øvre del af afløbssystemet med 3-4 husstande tilknyttet. Forudgående var de formodede lækager blevet lokaliseret som skader ved TV-inspektion. Den ene af de undersøgte skader blev identificeret som en tæring i bunden af en brønd, den anden var en åben samling.

Geotekniske undersøgelser havde vist, at grundvandsspejlet lå langt under ledningen, og at der var blandede jordbundsforhold, bestående af finsand, silt, ler og fyld. I en dybde på under tre meter fandtes endvidere kridt.

Der blev udtaget prøver med rustfri stål prøverør af en længde på 50 cm og en diameter på 5 cm. Rørene var tilspidsede i den ene ende (Foto 4-8). Efterfølgende blev søjlerne opskåret i delprøver af 5 cm's længde. Udvalgte delprøver blev analyseret for *E. coli*, *Clostridium perfringens* og bor (se afsnit 4.4.1 og 4.4.2).



Foto 4-8: Udtagning af prøver under kloakledningen i Strøybergsvej. Nederst ses prøverør der er nedbanket i jorden, øverst ses ubrugte rør.

4.4 Analyser

4.4.1 Biologiske analyser

Transporten af bakterier og virus gennem søjlerne blev undersøgt ved hjælp af indikatororganismer. Indikatorprincippet er baseret på, at disse organismer forekommer sammen med patogene bakterier. Hvis indikatorerne bliver identificeret i prøverne, foreligger der en høj sandsynlighed for, at prøven også indeholder eventuelle patogene organismer fra spildevandet. Princippet bygger dog på nogle generelle forudsætninger:

- Indikatororganismerne skal overleve længere end de patogene bakterier.
- De må ikke vokse i forsøgssystemet.
- Der skal bestå en direkte sammenhæng mellem antallet af indikatororganismer og graden af fækal forurening.

Det blev valgt at analysere prøverne for *E. coli* som indikator for patogene bakterier samt for virus (colifager), som relaterer sig til forekomsten af sygdomsfremkaldende virus (Tabel 4-4). Analysemetoderne er beskrevet i Bilag C. Alle biologiske analyser blev foretaget umiddelbart efter prøveudtagning.

Forud for forsøgene blev *E. coli* i selve sandet bestemt til nogle få bakterier per gram i de naturlige sandtyper (sand III og IV), og ingen i de kunstige sandtyper (sand I og II). Endvidere viste undersøgelser, at der ikke forekom luftspredning af *E. coli* i forsøgslokaliteten.

I feltundersøgelsen blev der ligeledes analyseret for *E. coli*. Endvidere blev der analyseret for *Clostridium perfringens* bakterier og sporer.

Tabel 4-4: Biologiske og kemiske analyser i pilotforsøg. Der blev ikke udført lige mange forsøg for hver søjle idet prøvemængden i en del tilfælde var begrænsende.

Forsøg	Materiale	Phthalater	<i>E. coli</i>	Virus	N ^a	COD	LAS	Cl ^b
A	Sand	X	X	-	X	X	-	-
B	Sand	X	X	X	X	X	X	X
C	Sand	X	X	X	X	X	-	-
D	Jord	X	X	-	X	X	-	-

^{a)} NH₄⁺, NO₂⁻, NO₃⁻

^{b)} Trichlormethan, 1,1,1-trichlorethan, tetrachlormethan, trichlorethylen, tetrachlorethylen

4.4.2 Kemiske analyser

De kemiske undersøgelser omfattede ammonium, nitrit, nitrat, COD og et udvalg af miljøfremmede stoffer (Tabel 4-4). De miljøfremmede stoffer der blev analyseret for var de tre phthalatsyre estere dimethyl phthalat (DMP), di-n-butyl phthalat (DBP) og di(2-ethylhexyl)phthalat (DEHP). En enkelt prøve blev analyseret for LAS, trichlormethan, 1,1,1-trichlorethan, tetrachlormethan, trichlorethylen og tetrachlorethylen. Analyserne er beskrevet i Bilag C.

Tabel 4-5: Fysiske og kemiske egenskaber af phthalater.

	DMP	DBP	DEHP
Kogepunkt (°C)	282 ^{a)}	312 - 340 ^{a)}	386 ^{b)}
Log K _{ow}	1,53	4,61	7,48
Vandopløselighed (mg l ⁻¹)	4290 ^{c)}	13 ^{c)}	0,029 ^{d)}
Damptryk (mPa)	130	2,6	1,3 · 10 ⁻⁶
Henry's konstant (Pa m ³ mol ⁻¹)	0,006	0,18	15,8

^{a)} 1013 hPa; ^{b)} 960 hPa; ^{c)} 25°C; ^{d)} 20°C. Efter Bauer (1997).

De tre udvalgte phthalater, DMP, DBP og DEHP, er blandt USEPA's "priority pollutants". Miljøstyrelsen (1997) har for 6 danske renselanlæg målt koncentrationen af disse stoffer, og fundet DMP: 0-1,2 µg l⁻¹, DBP: 0,9-13 µg l⁻¹ og DEHP: 17-180 µg l⁻¹. Tabel 4-5 viser nogle af de udvalgte stoffers fysiske-kemiske egenskaber. De omfatter et bredt spektrum fra relativt vandopløselige til meget hydrofobe substanser. Stofferne kan dermed anses som modelsubstanser til at vurdere transport og stabilitet af andre organiske miljøfremmede stoffer med lignende egenskaber (Bauer, 1997).

I feltundersøgelsen blev der endvidere analyseret for bor.

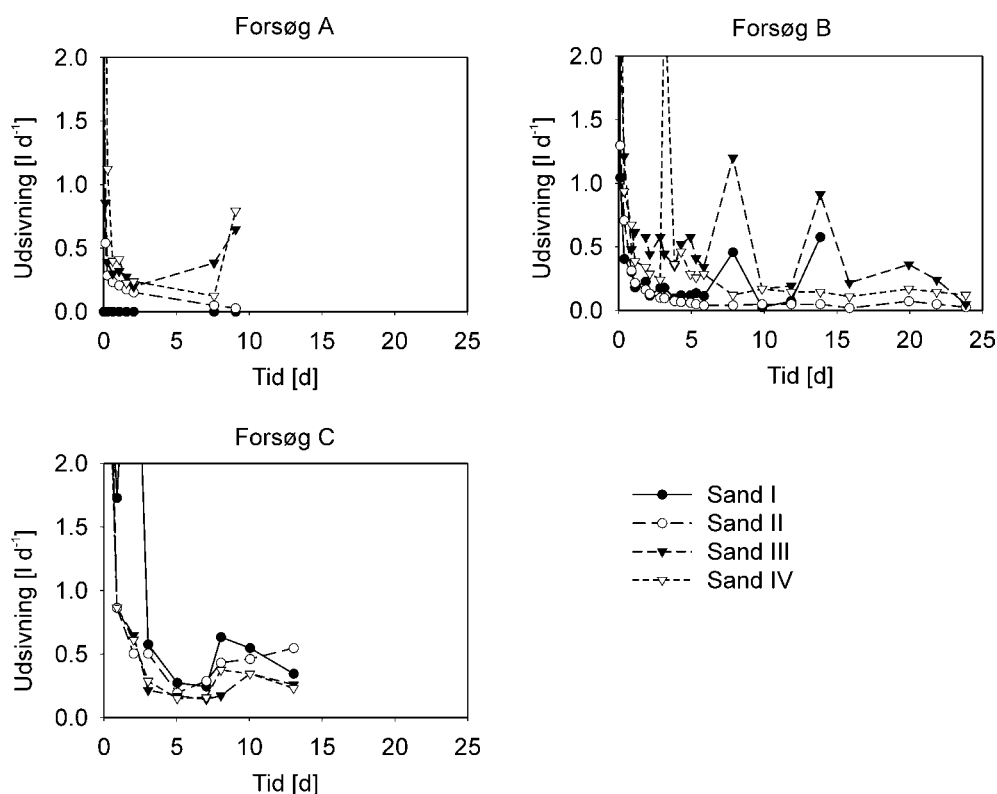
5 Resultater og diskussion

5.1 Vandføring fra lækager

Der blev i alt udført 12 forsøg i pilotopstillingerne. Ved samtlige forsøg blev vandføringen ud af søjlerne bestemt. Forsøgene A-E blev udført i opstilling F1 og forsøgene F-L i opstilling F2 (Tabel 4-2 og Tabel 4-3).

5.1.1 Udsivningens afhængighed af sandtypen

I en ledningsgrav lægges afløbsrøret typisk i et udligningslag af sand. Betydningen af den anvendte sandtype blev undersøgt ved forsøgene A, B og C (Tabel 4-2). For disse 3 forsøg blev fire forskellige sandtyper valgt, nemlig to sandtyper med en meget stejl kornkurve og to med en fladere kornkurve (Figur 4-7). Resultaterne fra disse tre forsøg ses i Figur 5-1.



Figur 5-1: Betydningen af sandtypen i udligningslaget for udsivningens størrelse.

I forsøg A blev der ikke observeret nogen vandtransport gennem søjlen med sand I, hvilket formentlig skyldtes at søjlen ikke har været fuldstændig vandmættet før forsøget blev sat i værk. I forsøg B blev søjlen med sand III standset efter 16 døgn idet spildevand sprøjtede op af udluftningshullet (Foto 4-5).

I alle forsøg og for alle sandtyper var udsivningen i begyndelsen af forsøgene relativt høj, men aftog dog hurtigt til et noget lavere og konstant niveau. Af og til steg udsivningen kraftigt, for derefter at falde tilbage til det oprindelige, lave niveau. Årsagen hertil kendes ikke, men formodes at relatere sig til gennembrud af

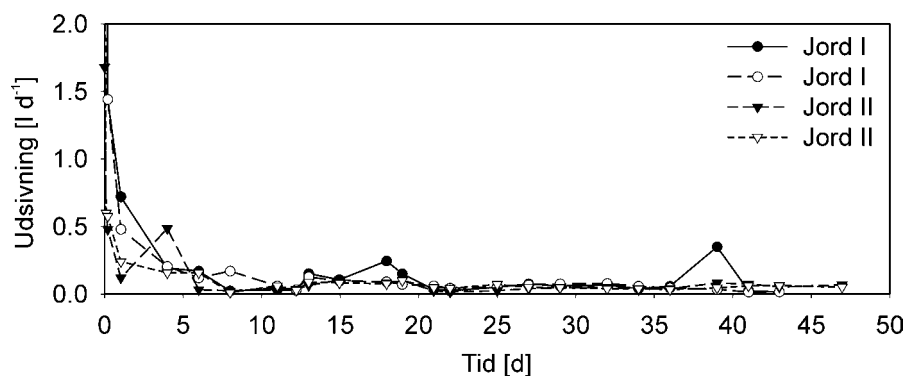
et tilclogningslag dannet i skaden. Efter 2-3 døgn var den gennemsnitlige udsivning omkring $0,3 \text{ l d}^{-1}$. En hurtig reduktion af udsivningen til et konstant niveau blev også observeret af Rauch og Stegner (1994). Miljøstyrelsen (1992b) konstaterede et aftagende bakterietal nogen tid efter sænkning af grundvandsspejlet omkring en utæt spildevandsledning og formodede derfor, at skaderne på rørene efterhånden cloggede til. Tidsrummet til opnåelsen af en konstant udsivning må antages at være afhængig af en række forhold som bl.a. skadernes størrelse, spildevandets sammensætning og de hydrauliske forhold i ledningen. I Rauch og Stegners (1994) undersøgelse – der kun havde en varighed på op til 1 time – blev et nogenlunde konstant niveau opnået indenfor denne time. I nærværende undersøgelse blev et konstant niveau opnået indenfor 1-3 døgn.

En sammenligning mellem de 4 sandtyper viser ingen systematisk forskel i udsivningen, efter at det konstante niveau er opnået, selvom sandtypernes kornstørrelsesfordelinger og dermed deres hydrauliske egenskaber adskiller sig væsentligt (Figur 4-7). Dette tyder på, at begrænsningen i udsivningsmængden findes i og omkring selve lækagen, og at den hydrauliske ledningsevne her er uafhængig af hvilket sandmateriale røret er lagt i.

5.1.2 Udsivningens afhængighed af den underliggende jordtype

Under udjævningslaget findes ofte jord med mindre hydraulisk ledningsevne. For at undersøge effekten af dette, blev der udført et forsøg med et udligningslag bestående af sand III og to forskellige underliggende jorde (Tabel 4-1).

Som det ses af Figur 5-2, når udsivningen også i dette forsøg et konstant niveau efter nogle få døgn, nemlig omtrent $0,08 \text{ l d}^{-1}$, og dermed omtrent 4 gange lavere end i forsøgene A, B og C. Der forekom dog ingen afdræning af vand gennem studsene i bunden af udjævningslaget (Figur 4-4), hvorfor den reducerede vandføring ikke kan tilskrives jordlaget under udligningslaget. Det må derfor antages, at forskellen i udsivningen skyldes andre forhold, så som spildevandets sammensætning samt den noget længere varighed af forsøget.



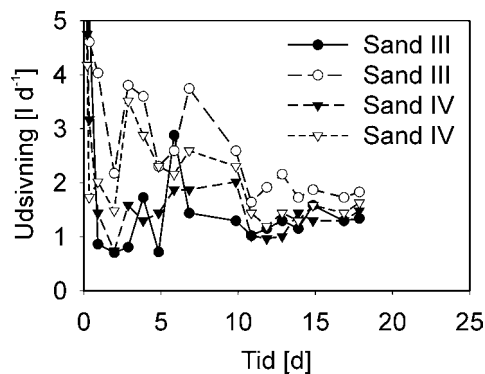
Figur 5-2: Udsivning gennem et udligningslag af sand på 11 cm tykkelse efterfulgt af et jordlag (forsøg D).

5.1.3 Udsivningens afhængighed den biologiske aktivitet

Den kraftige reduktion i udsivningen efter nogen tid må skyldes dels fysiske og dels biologiske processer i og omkring lækagen. For at belyse den relative betydning af disse to kategorier af processer, blev der udført et forsøg hvor den biologiske aktivitet blev inhiberet (Tabel 4-4). Til dette forsøg blev kun sand III og IV anvendt.

Som det ses af Figur 5-3, når vandføringen et konstant niveau på omtrent $1,5 \text{ l d}^{-1}$. Dette niveau er højere end i forsøgene med biologisk aktivt spildevand, nemlig

cirka 5 gange så højt som i forsøgene A, B og C og cirka 20 gange så højt som i forsøg D.



Figur 5-3: Udsivning af biologisk inaktivt spildevand (forsøg E).

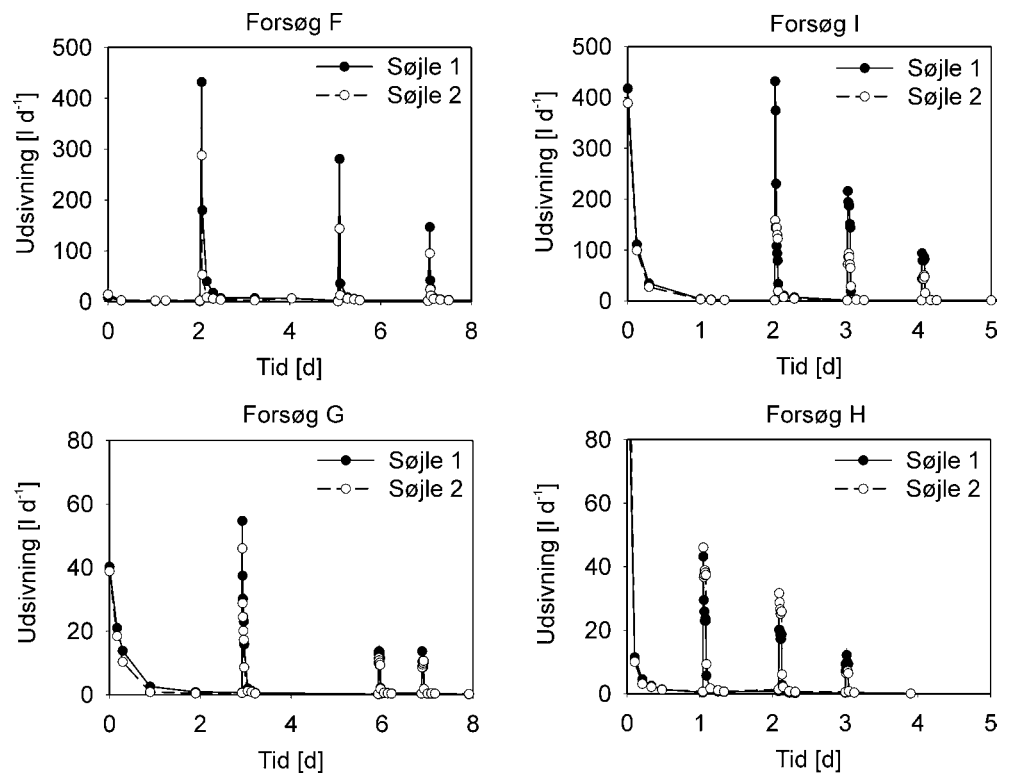
Der skal dog tages hensyn til, at dette forsøg (af praktiske årsager) blev udført uden konstant udskiftning af spildevand, hvilket medførte, at temperaturen i spildevandet steg til 31°C. For at kunne sammenligne dette forsøg med forsøg hvor den biologiske aktivitet ikke var inhiberet, må udsivningen korrigeres med forholdet mellem vands viskositet ved 31°C og viskositeten ved den temperatur, som de øvrige forsøg var udført ved (7°C).

Sammenlignes i stedet de således korrigerede værdier fås, at udsivningen var omtrent en faktor 3 (forsøg A, B og C) henholdsvis 12 (forsøg D) større når den biologiske aktivitet blev inhiberet.

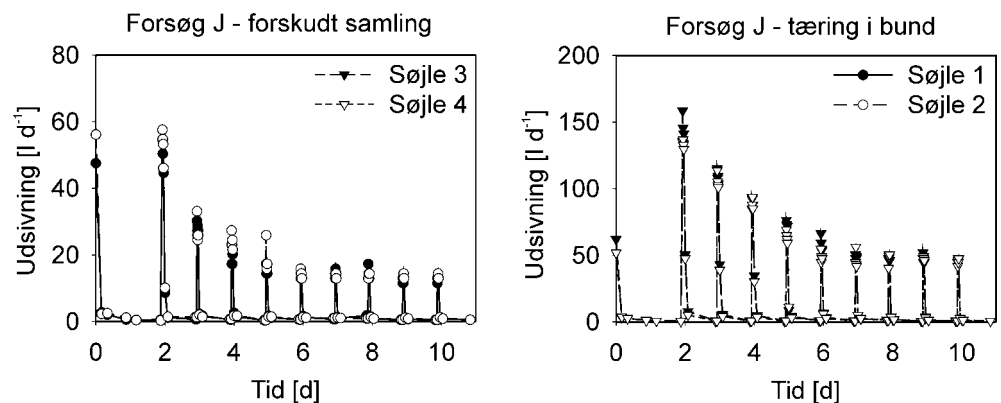
Forsøgene viser, at en lækage clogger til og at udsivningen reduceres selv når den biologiske aktivitet inhiberes. Dog nås ikke et niveau svarende til biologisk aktivt spildevand. Det må derfor vurderes, at det er et samspil mellem fysiske og biologiske processer, der får tilclogningsprocessen til at forløbe.

5.1.4 Simulering af regnhændelser

Der blev i alt udført 5 forsøg hvor regnhændelser blev simuleret ved at hæve vandføring og tryk i røret. Herved søgtes det at efterligne de forhold der optræder i en ledning i et fælleskloakeret opland under regn. Forsøgene blev udført med forskellige skadetyper og -areal (Tabel 4-2, Figur 5-2 og Figur 5-3). Figur 5-4 viser et detaljeret udsivningsforløb lige før, under og efter en overtrykshændelse.

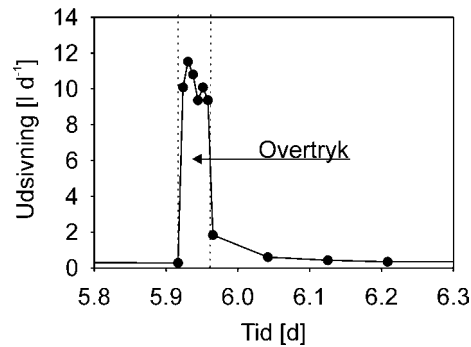


Figur 5-4: Udsivning ved simulerede, gentagne regnhændelser og forskellige lækager, nemlig tæring i bund på 15 cm² (F); tæring i bund på 46 cm² (I); revne i bund (G) og forskudt samling (H). Bemærk at akserne ikke er ens.



Figur 5-5: 9 successive simulerede regnhændelser. Den første graf viser udsivning fra en tæring i bund, og den anden graf udsivning fra en forskudt samling. Bemærk at y-akserne ikke er ens.

Som det fremgår af Figur 5-4 og Figur 5-5, så giver de første overtryk anledning til den største udsivning. Ved de første overtryk stiger udsivningen op til flere hundrede gange. Efter at overtrykket er fjernet, falder udsivningen dog indenfor få timer til samme niveau som før. Gentages forsøgene med overtryk mange gange (Figur 5-6), aftager udsivningen ikke yderligere for hvert overtryk. Udsivningen fra overtryk til overtryk synes at nå et konstant niveau.

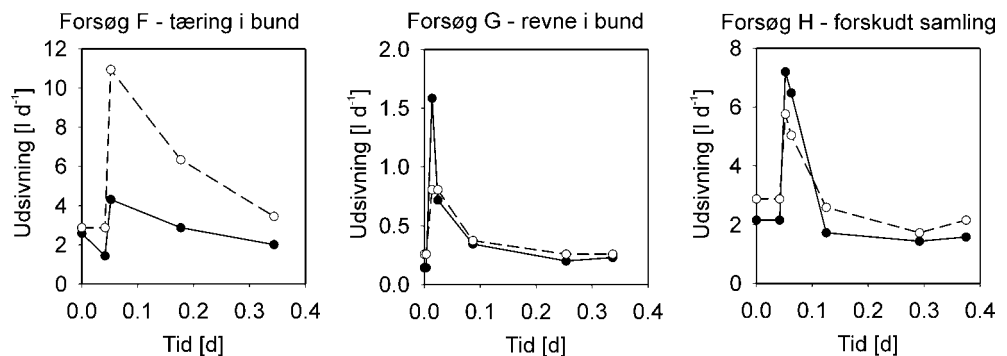


Figur 5-6: Forløb af udsivning under og efter det andet overtryk i forsøg G, søjle 2.

Antages det at Darcy's lov gælder, samt at udsivningen foregår gennem et semi-permeabelt lag, skal en trykforøgning på en faktor 20 (fra ca. 5 cm vandsøjle til ca. 100 cm vandsøjle), alt andet lige give en øgning i vandføringen på den samme faktor. I forsøg J er dette tilfældet i den sidste del af forsøget med tæring i bund, idet vandføringen som gennemsnit over de sidste 5 overtryk stiger med en faktor 20. Det samme gør sig dog ikke gældende for de forskudte samlinger i samme forsøg, idet vandføringen her stiger med en faktor 56. Dette skyldes formentlig, at området fra hvilket der kan ske udsivning ved den forskudte samling når fra rørbund – hvor vandtrykket er omtrent 5 cm vandsøjle – til vandspejl – hvor vandtrykket er 0 cm vandsøjle. Med andre ord, så er den gennemsnitlige trykforøgelse ved denne type lækage en del større end den forømtalte faktor 20.

5.1.5 Simulering af kloakspuling

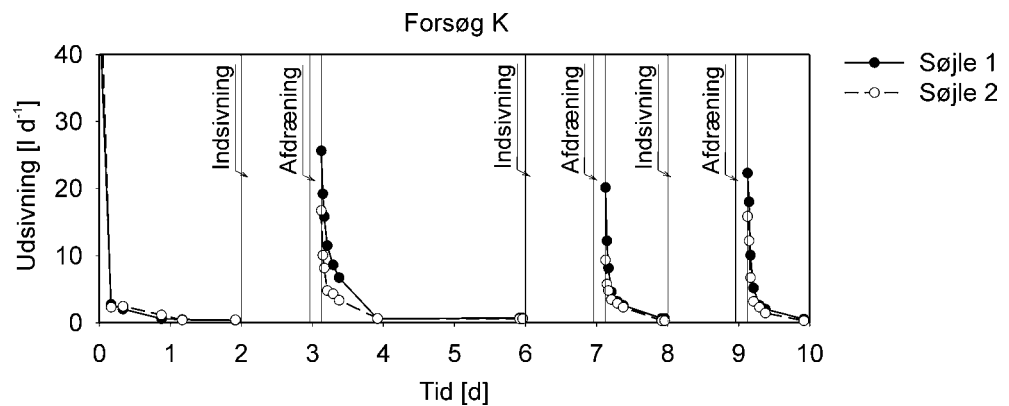
I slutningen af forsøgene F, G og H blev kloakspuling simuleret ved, at ledningen blev spulet/skrubbet grundigt. Herved kunne det visuelt konstateres, at den biofilm der sad i selve lækagen var blevet fjernet. Som det ses af udsivningsforløbet efter disse spulinger (Figur 5-7), så stiger udsivningen noget lige efter spulningen, men falder efter få timer tilbage til det oprindelige niveau. Det må formodes, at højtryksspuling, som det udføres i virkelige ledninger, har en noget kraftigere effekt end den gennemførte spuling og skrubning.



Figur 5-7: Spuling af kloakrør i slutningen af forsøgene F, G og H.

5.1.6 Simulering af variation i grundvandsspejl

Det blev forsøgt at simulere indsivning med tæring i bund (lækagearealer på 84 og 46 cm²). Disse forsøg mislykkedes dog, idet hævnningen af grundvandsspejlet til 10 cm over røret medførte, at sandet i søjlerne blev vasket ind i røret med sammenstyrtning af det overliggende sand til følge. Kun forsøget med forskudt samling lykkedes (Figur 5-8).

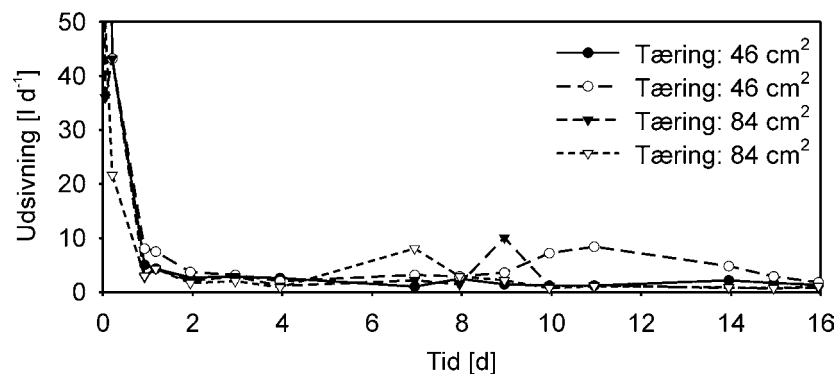


Figur 5-8: Udsivning efter at der har været indsvivning i cirka et døgn.

Det ses, at udsivningen når op på 20-30 l d⁻¹ umiddelbart efter, at indsvivningen er ophørt. Dog falder udsivningen indenfor et døgn tid atter ned på niveauet fra før indsvivningen.

5.1.7 Betydningen af skadetype og skadeareal.

Som det er fremgået af de ovenfor beskrevne forsøg, er skadetyperne og skadearealet af betydning for hvilken udsivning der opnås fra en lækage. Forsøg L blev udført specielt med henblik på at undersøge effekten af udsivningens areal på de udsivende mængder (Figur 5-9).



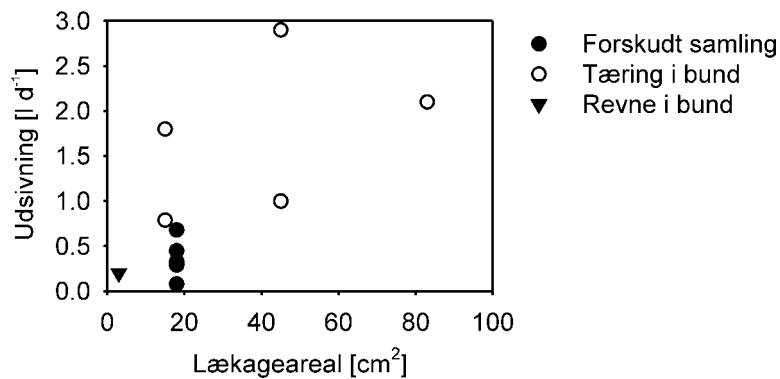
Figur 5-9: Udsivning fra tæring i bunden af ledningen. Dobbeltbestemmelse med to lækagearealer (forsøg L).

Efter 2 døgn var der opnået en nogenlunde konstant udsivning fra alle 4 søjler. Herefter var gennemsnittet af udsivningen fra søjlerne med et lækageareal på 46 cm² på 2,9 l d⁻¹, mens det tilsvarende tal for søjlerne med et lækageareal på 84 cm² var på 2,1 l d⁻¹. Forskellen er ikke statistisk signifikant, idet variabiliteten i de målte udsivninger er stor.

For at sammenligne udsivningen fra søjlerne med hvad der kan forventes at forekomme i virkelige systemer, skal der ses bort fra udsivningen i begyndelsen af forsøgene. Dette skyldes, at forsøgene påbegyndes med udsivning til rent, utilclogget sand – en situation der yderst sjældent vil forekomme i virkeligheden. I stedet skal en situation simuleres, hvor udsivningen har stået på gennem længere tid, og en tilclogningszone har fået tid til at etablere sig.

Sammenlignes udsivningerne i slutningen af forsøgene A, B, C, D, F, G, H, I, J og L indbyrdes, fås et noget uklart billede af sammenhængen mellem udsivningsarealet og udsivningen (Figur 5-10). Tallene viser en stor variation, men der ses dog en tiltagende udsivning med et tiltagende skadeareal. Antages et lineært sammenhæng mellem udsivningen og lækagearealet fås, at udsivningen var 0,04 l d⁻¹ cm⁻². Til sammenligning fandt Jenssen (1984), at infiltrationskapaciteten for

spildevand i jord under laboratoriebetingelser for sandmaterialer rangerende fra sandig moræne til sandigt grus, lå mellem 0,001 og 0,02 l d⁻¹ cm⁻².



Figur 5-10: Sammenligning af skadeareal med udsivningen for alle lækagetyper. For forsøg F, G, H, I og J blev udsivningen lige før overtryksperioderne anvendt i sammenligningen.

Der var dog en klar forskel mellem udsivningen fra den forskudte samling og udsivningen fra bunden af ledningen (revnen og tæringerne). Den forskudte samling gav anledning til en udsivning per arealenhed, der ligger i den lave del af spektret, typisk 0,02 l d⁻¹ cm⁻², mens revnen og tæringerne gav anledning til udsivning i den høje del, typisk 0,06 l d⁻¹ cm⁻². En stor del af denne forskel kan forklares ved forskellen i den drivende trykhøjde, idet det gennemsnitlige vandtryk på tilclogningszonen i den forskudte samling er lavere end i tæringerne og revnen i bunden af røret.

Fra forsøg J synes det endvidere at fremgå, at udsivningen under højere tryk også bevæger sig mod en konstant værdi. Dog er værdien ikke den samme for de to lækagetyper. Om de udsivninger der nås under overtrykkene ville have været konstante, hvis dette overtryk blev opretholdt længe, kan ikke siges med sikkerhed. Endvidere giver udsivningen under tryk i forsøg F (tæring i bund) anledning til omtrent den samme udsivning som i forsøg I (tæring i bund), selvom skadearealet i forsøg F kun er 1/3 af skadearealet i forsøg I.

5.1.8 Sammensætningen af materialet i og omkring lækagen

Når rørene i forsøgsopstillingerne blev taget ud af søjlerne, var det tydeligt, at materialet i og omkring selve lækagen havde en anden karakter end materialet i det underliggende sand. Materialet var sort (anaerobt) og indeholdt tydeligt organisk materiale. Materialet i og lige ved skaderne blev undersøgt for 6 af forsøgene, og viste et indhold af organisk stof mellem 1,5% og 24%. Foto 5-1 og Foto 5-2 viser en forskudt samling set dels fra oven efter at cirkulationen af spildevand er standset og dels nedefra efter at røret er taget ud af søjlen.

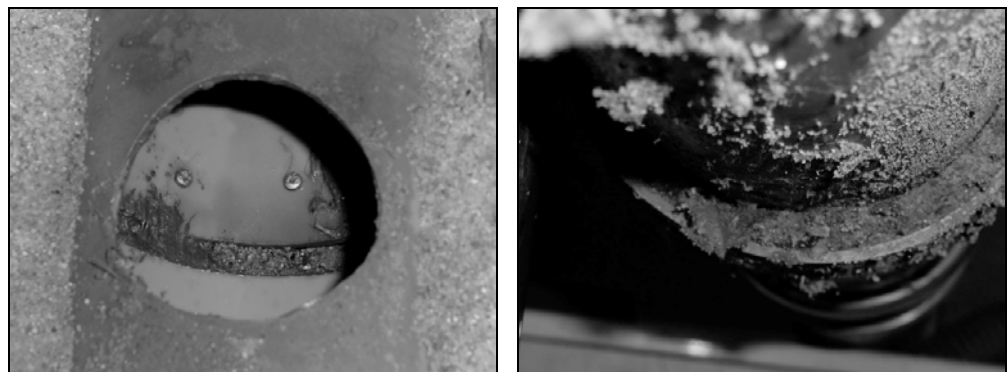
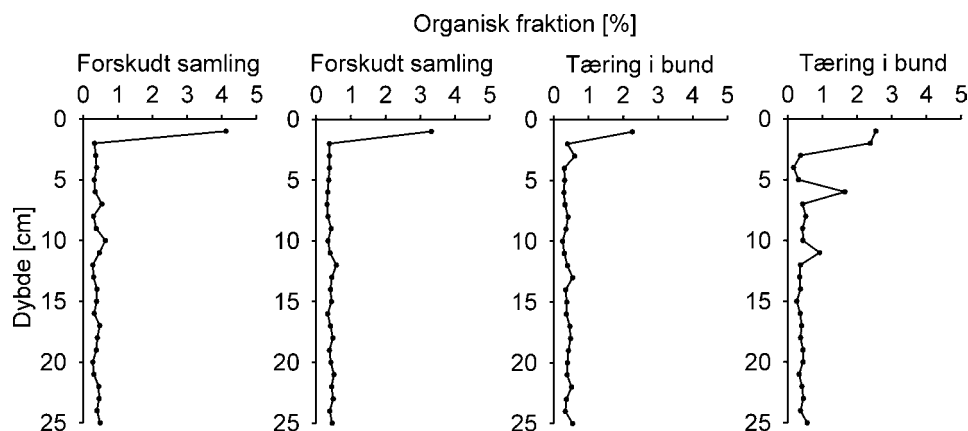


Foto 5-1: Materialet i en forskudt samling. Lækagen er set Foto 5-2: Materialet i en forskudt samling. Lækagen er set

fra oven gennem udluftningsåbningen.

nedefra efter at røret er taget ud af søjlen.

I forsøg J blev indholdet af organisk materiale bestemt ned gennem søjlen med 1 cm mellemrum (Figur 5-11). Lige under lækagen var indholdet af organisk materiale højt for alle 4 søjler, men aftog så hurtigt til sandtype III's naturlige indhold af organisk stof (0,4% jf. bilag A).



Figur 5-11: Organisk indhold i sandet under lækagerne i forsøg J.

5.1.9 Sammenfatning vedr. vandtransport ud af en lækage

Samtlige forsøg viste, at vandtransporten ud af lækagerne i rørene i forsøgsopstillingerne aftog med tiden og under konstante flowforhold nærmede sig et konstant niveau. Dette niveau var uafhængig af sandtypen til hvilken udsivningen foregik, men bestemt af zonen lige omkring lækagen. Her var indholdet af organisk stof højt, og der herskede anaerobe forhold. Der blev på baggrund af de opnåede resultater opstillet udtryk til kvantificering af udsivningens størrelse, afhængig af lækagetype. I udtrykkene er udsivningen proportional med lækagearealet og vanddybden over lækagen, der indgår som den drivende kraft for udsivningen.

Når flowforholdene blev varieret, kom der efterfølgende en stigning i udsivningen. Denne stigning var reversibel, idet udsivningen i løbet af kort tid fandt tilbage til niveauet fra før variationen var blevet påført.

5.2 Stoftransport fra lækager

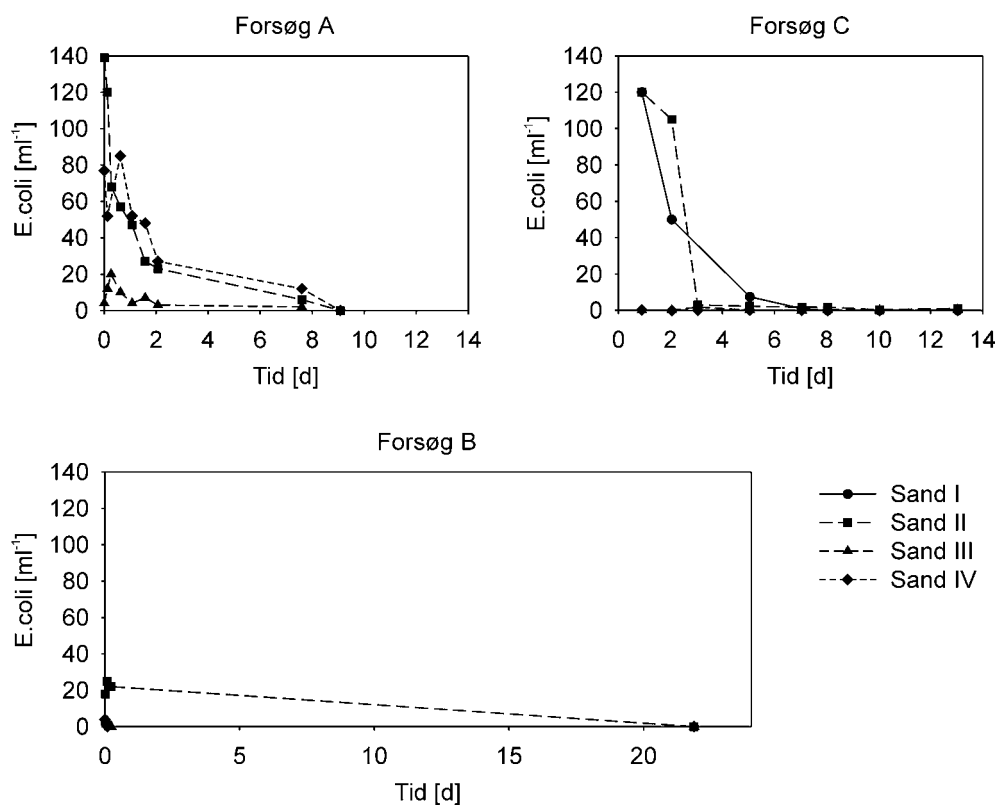
Undersøgelserne omfattede E. coli, kvælstofforbindelserne $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$ og $\text{NO}_3\text{-N}$, COD samt de tre udvalgte phthalater DMP, DBP og DEHP. Enkelte prøver blev endvidere analyseret for LAS og klorede opløsningsmidler.

5.2.1 E. coli

Prøver fra forsøg A, B, C og D blev analyseret for E. coli, idet E. coli betragtes som indikatororganisme for fækale patogener. Som det fremgår af Figur 5-1 og Figur 5-, så aftog antallet af E. coli i udløbet fra søjlerne i forsøgsopstillingen hurtigt til nul. De høje niveauer i begyndelsen af forsøget skyldtes formentlig, at opstillingen ikke har været steril før forsøgene startede. I forsøg A blev der kun taget prøver fra de tre af søjlerne, idet søjlen med sand I ikke gav anledning til udsivning. Resultaterne indikerer, at der i begyndelsen af forsøgene var en større transport af bakterier gennem sand med stejl kornkurve (sand I og II, Figur 5-12). Dette fænomen optrådte dog ikke senere i forsøgene, hvor der ikke længere kunne skelnes mellem de 4 sandtyper.

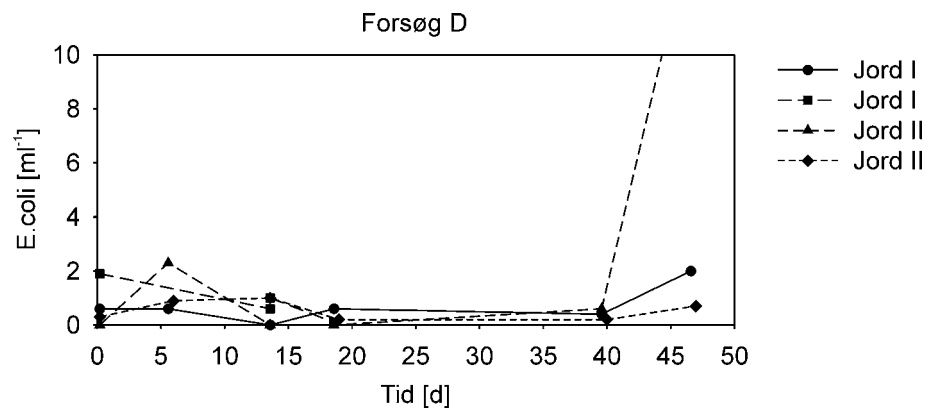
Ifølge Herzig et al. (1970) er filtrationen den vigtigste mekanisme til reduktion af bakterietransport gennem jord. Derfor er porestørrelsesfordelingen i jorden af stor betydning. Den ensformige porestørrelsesfordeling i sand I og II kan være fordelagtig for bakteriernes transport. Dette bekræftes dog kun i begyndelsen af forsøgene, idet de 4 sandtyper ikke viste nogen systematisk forskel ved transport af bakterier efter nogen tid. Årsagen hertil kan være, at materialet lige under lækagen var styrende for bakterietransporten ved, at aflejringer i porerne reducerede porevolumenet. Følgelig vil sand I og II kunne føre til en større bakterieudledning ved brud på det aflejrte materiale end sand III og IV.

Forsøget med jord under et lag af sand III (forsøg D) viste ligeledes, at der kun blev transporteret et ringe antal bakterier gennem søjlerne. I dette forsøg var koncentrationen af *E. coli* dog ikke høj i begyndelsen af forsøget. Dette skyldtes muligvis en længere gennemskylning med postevand og/eller en mere grundig rengøring af forsøgsopstillingen forud for forsøget. Den ene af søjlerne med jord I blev standset efter 2 uger, idet der blev konstateret en forurening af prøven med spildevand. Det samme var årsagen til den kraftige stigning sidst i forsøget i den ene søjle med jord II.



Figur 5-12: *E. coli* i forsøg A, B og C.

Typiske koncentrationer af *E. coli* i spildevand er på $10^4 - 10^5 \text{ E. coli ml}^{-1}$ (Tchobanoglous and Burton, 1991), dermed sker der i alle forsøg en væsentlig reduktionen i antallet i *E. coli* – selv i begyndelsen af forsøgene, hvor *E. coli* transporten er størst.



Figur 5-13: E. coli i forsøg D.

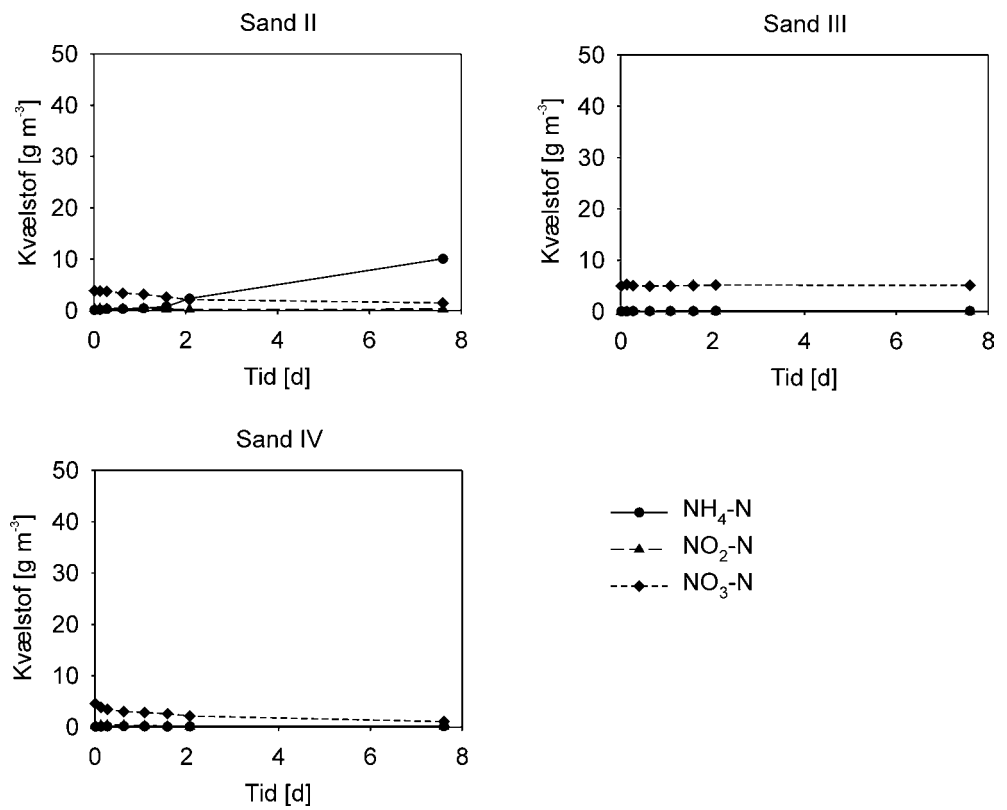
Transporten af colifager (virus) blev undersøgt i forsøg B og C. Resultaterne viste den samme tendens som bakterietallene: Høje koncentrationer i begyndelsen af forsøgene efterfulgt af en kraftig reduktion i løbet af en uge. Testens følsomhed var dog ikke høj, hvorved dens anvendelse blev begrænset. I begyndelsen af forsøget var koncentrationerne højest for sand II (20 - 80 vira ml^{-1}). For sand I var antal vira næsthøjest med ca. 5 - 20 vira ml^{-1} . Tallene var lavest for sand III og IV med værdier tæt på detektionsgrænsen (1 virus ml^{-1}). Efter en uge var værdierne på eller under detektionsgrænsen. Det var altså sandtyperne med de stejleste kornkurver der – ligesom ved bakterietransport – tillod den største virustransport. Dog forsvandt denne forskel efter nogen tid, og sandtyperne havde ikke længere nogen indflydelse på hvor mange vira der blev transporteret. Dette skyldes formentlig de samme fænomener som beskrevet for bakterietransport.

5.2.2 Kvælstof

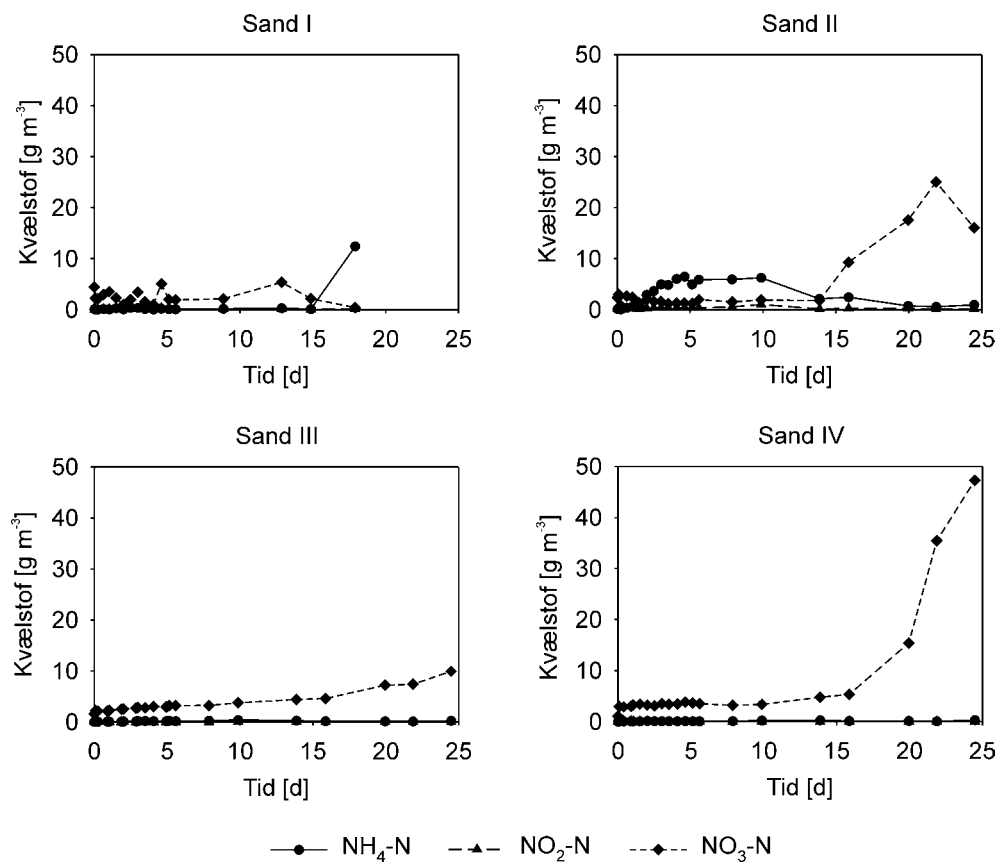
I forsøgene hvor sandtyperne blev sammenlignet (forsøg A-C), blev der konstateret et gennembrud af ammonium gennem en række af søjlerne. Det var sand II og til en mindre grad sand I, der tillod ammonium at passere. Disse sandtyper har en stejl kornkurve, med Sand II som det groveste materiale (Figur 4-7). Sand III og IV (naturlige sandtyper) – der har en noget fladere kornkurve – tillod ikke ammonium at passere (Figur 5-14, Figur 5-15 og Figur 5-16).

I nogle af søjlerne med sand I og II aftog ammonium dog efter nogen tid (sand II i forsøg B og C). Dette antages at skyldes, at ammonium er blevet nitrificeret i sandet. Nitrat, og dermed nitrifikation, blev også observeret i sand III og IV, altså uden et forudgående gennembrud af ammonium (se f.eks. sand III og IV i forsøg B).

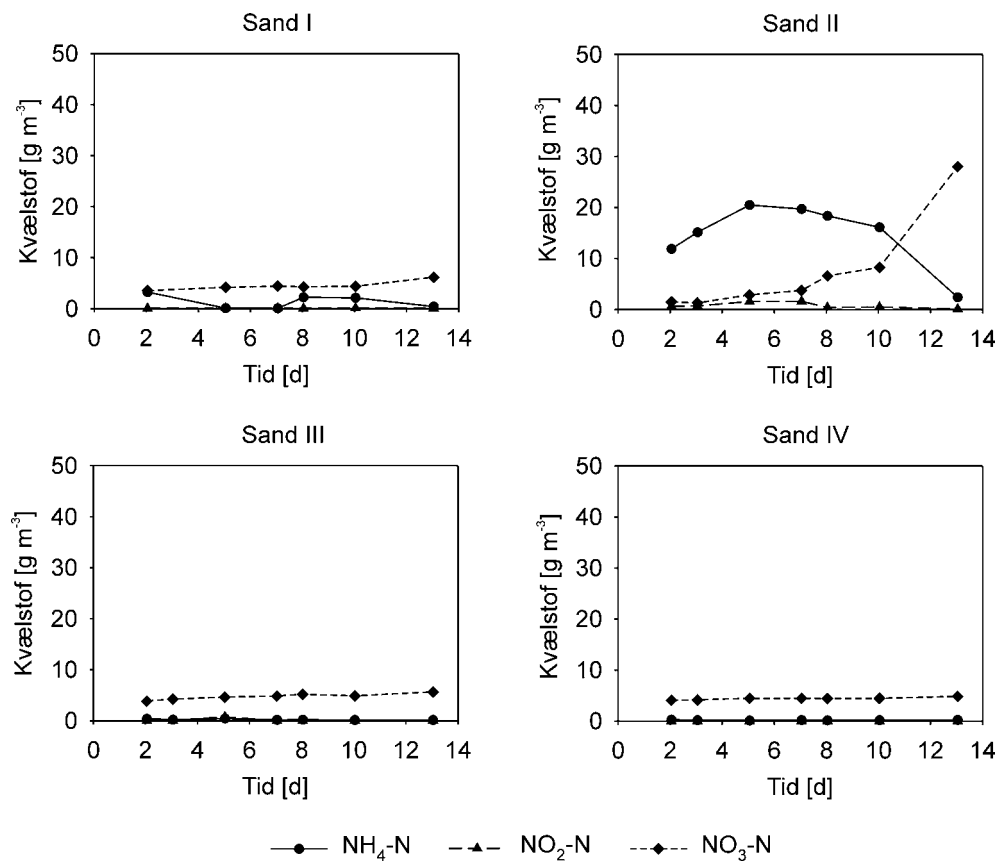
I forsøg D – hvor et lag af sand III var placeret over jord I og II – blev der observeret lave koncentrationer af ammonium i søjlerne, men ikke et egentligt gennembrud af ammonium (Figur 5-17). Til gengæld blev der observeret en stigning i nitratkoncentrationen i slutningen af forsøget.



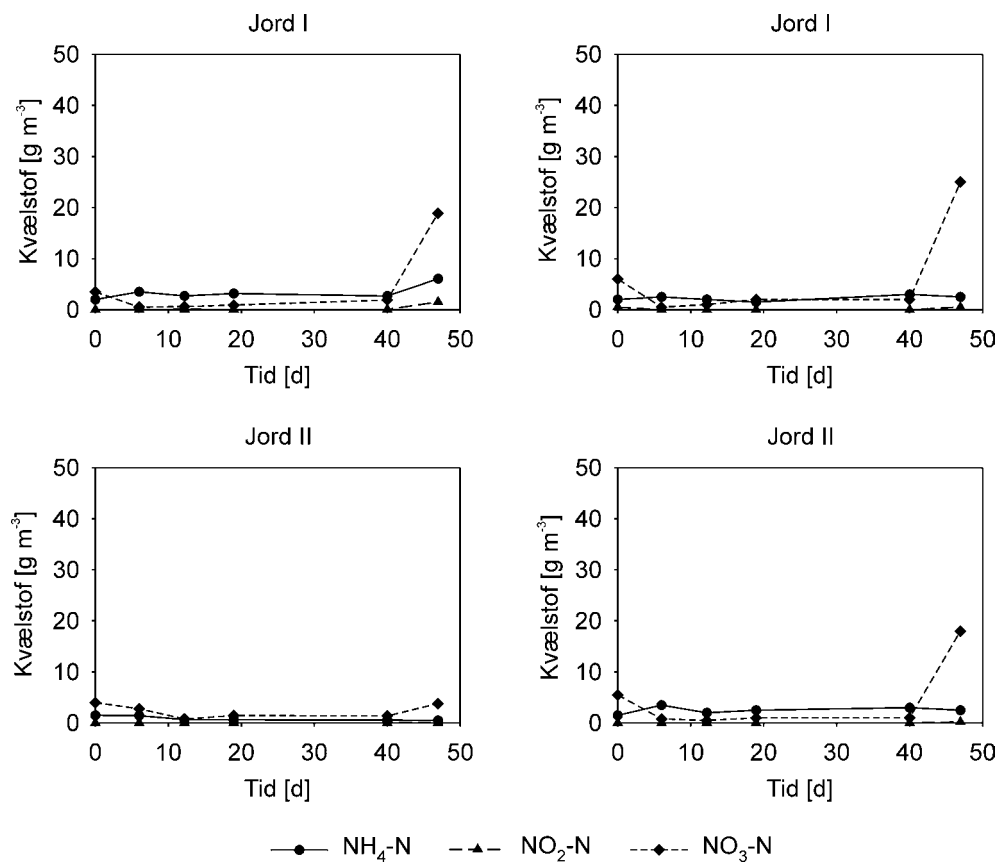
Figur 5-14: Kvælstof i forsøg A.



Figur 5-15: Kvælstof i forsøg B.



Figur 5-16: Kvælstof i forsøg C.



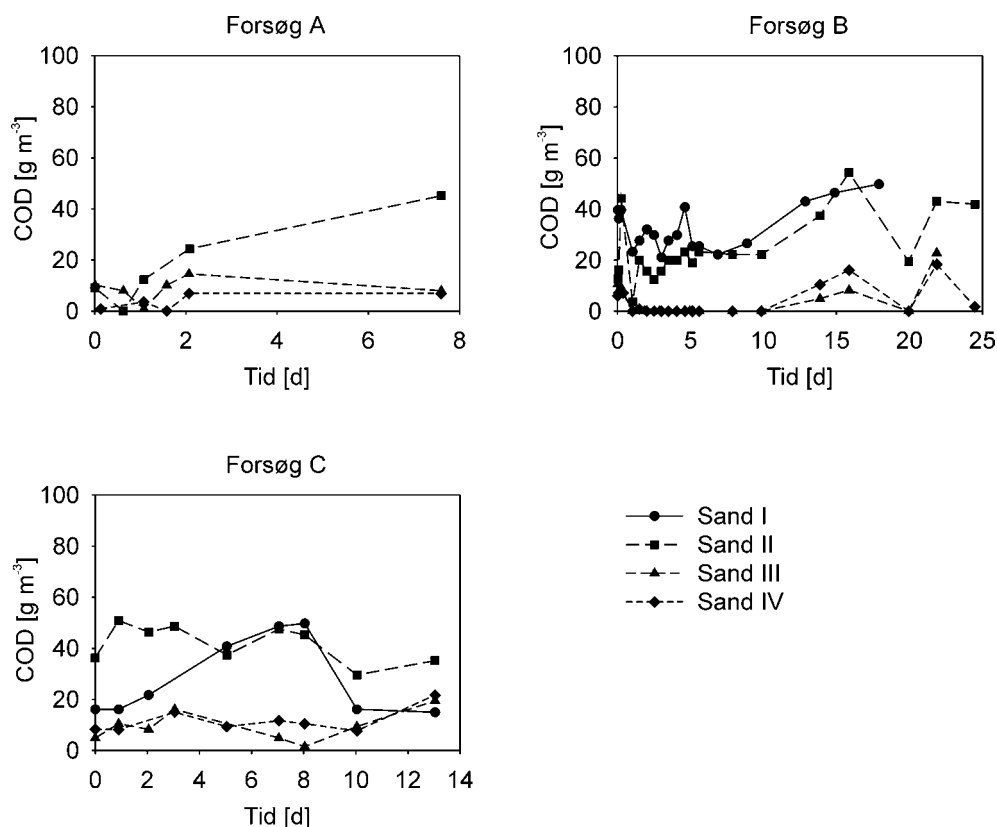
Figur 5-17: Kvælstof i forsøg D.

Forekomsten af nitrifikation under transport af spildevand gennem jord blev også konstateret for hurtige infiltrations systemer. Yamaguchi et al. (1996) observerede, at ved 10°C og 15 - 20% ilt i jordporene begyndte nitrifikationsprocessen efter en forsinkelse på 20 dage.

5.2.3 COD

I forsøgene med de forskellige sandtyper var COD-koncentrationerne generelt højest for sand med de stejle kornkurver (Figur 5-18). Gennemsnitlig lod sand I og II 29 g COD m⁻³ passere, mens det tilsvarende tal for sand III og IV (naturlige sandtyper) var 6 g COD m⁻³. Der var tilsyneladende ikke sammenhænge mellem COD fjernelse og f.eks. bakterie- eller ammoniaktransport.

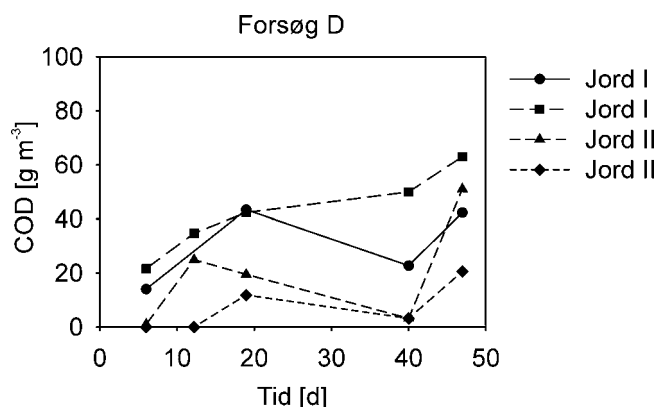
For udsivning gennem jord med et overliggende lag af sand III (Figur 5-19), var COD værdierne høje i forhold til de tilsvarende forsøg udelukkende med sand III (Figur 5-8), nemlig i gennemsnit for jord I 37 g COD m⁻³ og for jord II 14 g COD m⁻³. Altså tillod den mest grovkornede af jordene den største COD transport. Det vides dog ikke, om noget af COD-indholdet stammer fra en frigivelse af det organiske materiale i selve jorden. Endvidere må det for COD analyserne generelt bemærkes, at der er væsentlige usikkerheder i analyserne, idet målingerne i flere tilfælde ligger tæt på detektionsgrænsen.



Figur 5-18: COD i forsøg A-C.

Nitrifikation af NH₄⁺ i sandlaget, der omgiver kloakledninger, kan have konsekvenser for grundvandskvaliteten. Hvis NH₄⁺ siver ned til den underliggende råjord, kan der forventes en adsorption til de lerminerale der typisk forefindes. Denne adsorption kan være forholdsvis stærk, idet NH₄⁺ nemt kan dehydratiseres og dermed transporteres ind i lermineraleternes tetraederstruktur. På denne måde når NH₄⁺ tæt på den negative ladning i lermineralet og kan ikke udbyttes mod andre kationer (Schachtschabel et al., 1992). Hvis NH₄⁺ imidlertid bliver omsat til NO₃⁻ inden den når den lerholdige jord, kan der ikke forventes en tilbageholdelse.

Nitrifikation af det udsivende spildevand kan dermed bidrage til en forøgelse af nitratkoncentrationen i grundvandet.



Figur 5-19: COD i forsøg D

5.2.4 Miljøfremmede stoffer

Koncentrationerne af phthalater var meget lave og lå kun lige over detektionsgrænsen. DEHP kunne identificeres i alle de undersøgte prøver i koncentrationer på ca. 0,6 - 1,5 $\mu\text{g l}^{-1}$. Koncentrationerne faldt i løbet af forsøget og synes at være lavest for sand III. Resultaterne var dog af samme størrelsesorden som blindværdien, der var baseret på destilleret vand. Resultaterne kan derfor ikke anses for sikre. DBP eller DMP blev ikke fundet i prøverne. I spildevandet var DEHP-koncentrationen omtrent en faktor 10 højere, nemlig 10 - 15 $\mu\text{g l}^{-1}$. Der er dermed sket en reduktion af DEHP under transporten gennem sandet. For forsøg D lå alle phthalatmålinger – inklusiv DEHP – under detektionsgrænsen.

Resultaterne for anioniske detergenter og klorerede opløsningsmidler er opsummeret i Tabel 5-1. De anioniske detergenter blev tydeligt reduceret under transporten. De klorerede opløsningsmidler ser også ud til at være blevet reduceret, dog er der stor usikkerhed i målingerne idet spredningen på de gennemførte dobbeltbestemmelser er af samme størrelsesorden som måleværdierne.

Tabel 5-1: LAS og klorerede opløsningsmidler i forsøg B.

	Spildevand	Sand I	Sand III	Sand IV
Anioniske detergenter (mg l^{-1})	7,8	0,23	0,03	0,08
Trichlormethan ($\mu\text{g l}^{-1}$)	0,19	< 0,05	0,12 ^{a)}	0,11 ^{b)}
1,1,1-Trichlorethan ($\mu\text{g l}^{-1}$)	0,21	< 0,05	0,72 ^{c)}	< 0,05
Tetrachlormethan	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Trichlorethylen	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Tetrachlorethylen	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05

^{a)} dobbeltbestemmelse: < 0,05 $\mu\text{g l}^{-1}$; 0,19 $\mu\text{g l}^{-1}$

^{b)} dobbeltbestemmelse: < 0,05 $\mu\text{g l}^{-1}$; 0,16 $\mu\text{g l}^{-1}$

^{c)} dobbeltbestemmelse: < 0,05 $\mu\text{g l}^{-1}$; 1,39 $\mu\text{g l}^{-1}$

5.2.5 Sammenfatning vedr. stoftransport ud af en lækage

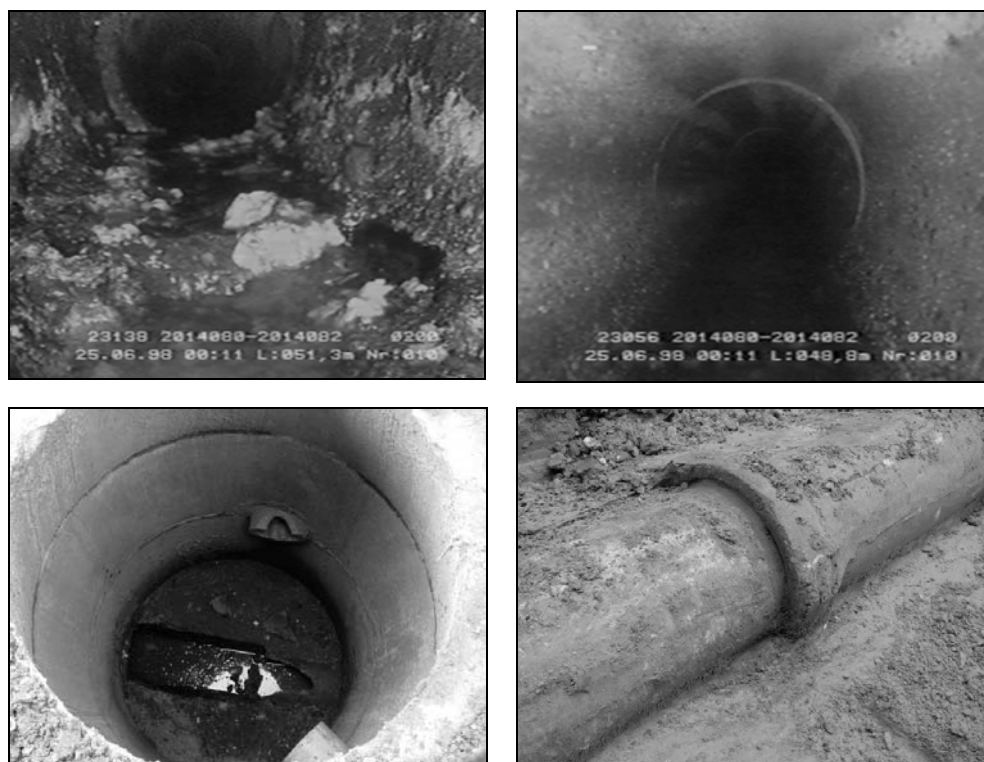
Målingerne viser, at der generelt forekommer en væsentlig reduktion af stof under transport gennem søjlerne. E. coli, COD og visse miljøfremmede stoffer tilbageholdtes i stort omfang, og der sås ingen eller kun en meget beskedent transport heraf. Miljøfremmede stoffer blev dog kun undersøgt i begrænset omfang, og en del af stofferne forekom ikke, eller kun i beskedent omfang i spildevandet. I det omfang vandopløselige miljøfremmede stoffer forekommer i væsentlige mængder i spildevand må det antages, at de vil kunne sive ned til grundvandet. Det skal dog bemærkes, at hvis jorden er ensartet og grovkornet, kan

der forventes en større transport af bakterier og miljøfremmede stoffer i forbindelse med driftsvariationer. F.eks. vil ændring af tryk i ledningen, spuling eller variationer i grundvandspejlet omkring ledningen kunne give anledning til en forøget udsivning – både stof- og vandføringsmæssigt.

De forureningsparametre, der efter nogen tid blev konstateret i det udsivende vand fra søjlerne, var en beskeden mængde organisk stof (fra 6 til 37 g COD m⁻³) og nitrat. Nitrat blev observeret efter 2 til 6 ugers udsivning. Hvis der er iltede forhold omkring kloakrøret, må det antages, at stort set al udsivende ammonium vil kunne nitrificeres til nitrat.

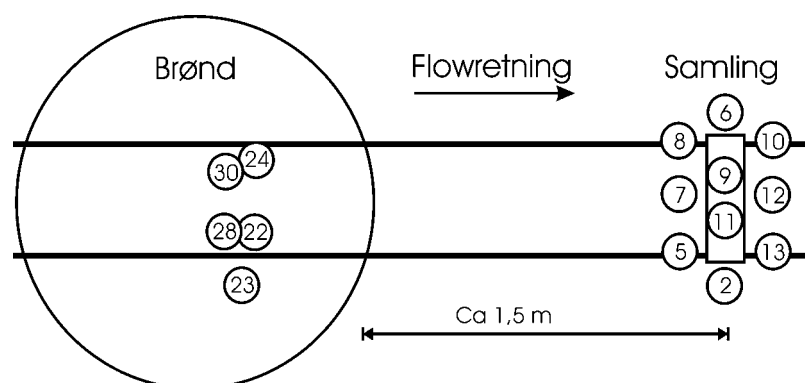
5.3 Feltforsøg

Ved opgravning af en kloakledning i Strøybergsvej i Aalborg, blev der frilagt en strækning på cirka 3 meter indeholdende en brønd og 5 rørsamlinger (Figur 5-20). I ingen af samlingerne var der nogen form for tætningsmateriale, og der kunne observeres sorte zoner under alle samlinger. For selve brønden kunne der konstateres gennemtæring af bundløbet. Det vurderes, at skaderne på ledningen er meget gamle idet ledningen formentlig er fra 1930'erne.



Figur 5-20: Betonbrønd og betonledning i Strøybergsvej, Aalborg. Øverst ses TV-inspektionsbilleder af brønd (TV) og ledning (TH), nederst ses samme under udgravningen.

Under udgravningen blev jorden under brønden delvis kontamineret med spildevand, hvorfor prøver fra de øverste lag blev forkastet. I stedet blev fokus sat på en af de åbne samlinger. Der var ca. 1,5 m mellem brøndvæggen og den undersøgte åbne samling. Figur 5-11 viser en skitse af, hvor prøverne blev taget. De fleste prøver blev taget i niveau med rør- og brøndbund (Foto 4-8). Dog blev rør 28 og 30 taget 40 cm under rørbund, idet der på dette sted blev gravet længere ned. Dermed blev den samlede prøvetagningsdybde under samlingen på omtrent 40 cm og under brønden på omtrent 80 cm. Der blev endvidere taget 2 blindprøver i siden af udgravningen.



Figur 5-21: Skitse over prøvetagningssteder set fra oven. Numrene henviser til prøvetagningsrør. Prøverne blev taget i niveau med rørbunden med undtagelse af rør 28 og 30, der blev taget i en dybde af 40 cm under brøndbund.

Jorden under de to skader blev analyseret for *E. coli*, *Clostridium perfringens* bakterier og sporer samt for bor. *Clostridium perfringens* og især dets sporer formodes at have en bedre overlevelsessevne i jord end *E. coli*, hvorfor de kan benyttes til vurdering af en noget ældre forurening. Bor forekommer kun i lave koncentrationer i danske jorde, men forefindes i spildevand i form af borater. En ophobning af bor i jorden under en lækage vil derfor være et indicium for, om udsivning har fundet sted i større eller mindre omfang.

Umiddelbart under den åbne samling og såvel opstrøms som nedstrøms for samlingen fandtes der *E. coli* i jorden. Men udenfor selve bundløbet, eller lidt nede i jorden under røret, blev der i ingen tilfælde fundet *E. coli* (Tabel 5-2). Et tilsvarende billede ses for *Clostridium perfringens* bakterier (Tabel 5-3) samt for *Clostridium perfringens* sporer (Tabel 5-4). Bor viste en anelse forhøjede værdier, aftagende med dybden (Tabel 5-5).

Tabel 5-2: Antal *E. coli* per gram jord (tørstof) under den åbne samling. Dybde angiver dybde under rørbund.

Rør	Dybde [cm]	<i>E. coli</i> [g ⁻¹]	Dybde [cm]	<i>E. coli</i> [g ⁻¹]
2	0-5	0	30-35	0
5	0-5	0	30-35	0
7	0-5	330	32-37	0
8	0-5	0	30-36	0
6	0-5	0	25-30	0
10	0-5	0	29-34	0
12	0-5	90	28-33	0
13	0-5	0	25-30	0
9	0-4	90	32-37	0
11	0-5	630	30-35	0

Tabel 5-3: Antal *Clostridium perfringens* per gram jord (tørstof) under den åbne samling. Dybde angiver dybde under rørbund.

Rør	Dybde [cm]	Cl.p. [g ⁻¹]	Dybde [cm]	Cl.p. [g ⁻¹]	Dybde [cm]	Cl.p. [g ⁻¹]
7	0-5	-	10-15	-	32-37	<10
9	0-4	1.000	12-17	6.000	32-37	<10
11	0-5	8.200	10-15	6.400	30-35	<10
12	0-5	-	10-15	-	28-33	20

- analyse ej udført

Tabel 5-4: Antal *Clostridium perfringens* sporer per gram jord (tørstof) under den åbne samling. Dybde angiver dybde under brøndbund.

Rør	Dybde [cm]	Cl.p.sp. [g ⁻¹]	Dybde [cm]	Cl.p.sp. [g ⁻¹]	Dybde [cm]	Cl.p.sp. [g ⁻¹]
7	0-5	-	10-15	-	32-37	<10

9	0-4	400	12-17	1.800	32-37	<10
11	0-5	1.800	10-15	2.000	30-35	<10
12	0-5	-	10-15	-	28-33	10

- analyse ej udført

Tabel 5-5: Bor per gram jord (tørstof) under den åbne samling. Dybde angiver dybde under rørbund. Blindprøver for bor viste 1,2 og 1,8 $\mu\text{g g}^{-1}$.

Rør	Dybde [cm]	Bor [$\mu\text{g g}^{-1}$]	Dybde [cm]	Bor [$\mu\text{g g}^{-1}$]
9	0-4	4,0	32-37	3,1
11	0-5	3,8	30-35	2,8

Udsivning fra tæringen i bunden af brønden blev også undersøgt, dog med et lavere prøvetal, og kun ved analyser for E. coli og bor. Idet der var taget prøver i to dybder, var det her muligt at spore stofferne længere ned gennem jordsøjlen. Ligesom ved den åbne samling var der heller ingen E. coli i de dybere lag under brønden. På samme vis aftog bor med dybden, og var i en dybde af 40-45 cm under detektionsgrænsen og under de værdier der var blevet bestemt ved blindprøverne (1,2 og 1,8 $\mu\text{g g}^{-1}$).

Tabel 5-6: Antal E. coli per gram jord (tørstof) under brønden. Dybde angiver dybde under brøndbund.

Rør	Dybde [cm]	E. coli [g^{-1}]	Dybde [cm]	E. coli [g^{-1}]	Dybde [cm]	E. coli [g^{-1}]	Dybde [cm]	E. coli [g^{-1}]
22	0-5	30	15-20	0	-	-	-	-
23	0-5	-	15-20	0	-	-	-	-
24	0-5	-	15-20	0	-	-	-	-
28	-	-	-	-	40-45	0	65-72	0
30	-	-	-	-	40-45	0	70-76	0

- analyse ej udført

Tabel 5-7: Bor per gram jord (tørstof) under brønden. Dybde angiver dybde under brøndbund. Blindprøver for bor viste 1,2 og 1,8 $\mu\text{g g}^{-1}$.

Rør	Dybde [cm]	Bor [$\mu\text{g g}^{-1}$]	Dybde [cm]	Bor [$\mu\text{g g}^{-1}$]
22	5-10	2,1	-	-
24	5-10	2,1	-	-
28	-	-	40-45	<1.0
30	-	-	40-46	<1.0

- analyse ej udført

Feltundersøgelsen viste følgelig, at der sivede spildevand ud af de undersøgte skader, men at de målte forureningskomponenter (bakterier, bakterie sporer og bor) kun kunne påvises i umiddelbar nærhed af skaden. Det må derfor antages, at udsivningen fra ledningen i Strøbyergsvej har været beskeden.

6 Vurdering af risiko for grundvandsforurening

I dette afsnit opstilles en metode til vurdering af størrelsen af udsivning af spildevand fra et afløbssystem samt den potentielle påvirkning af grundvandsressourcen. Metoden vurderer den gennemsnitlige belastning af grundvandet med udsivende spildevand. Det skal derfor i hvert enkelt tilfælde undersøges, i hvilket omfang der lokalt kan være større risici end fundet ved denne metode. Sådanne risici kan for eksempel forekomme hvor en utæt spildevandsledning befinder sig tæt på en vandindvindingsboring.

Risikovurderingen baserer sig på de i nærværende undersøgelse fundne resultater og talværdier. Forskellige forhold har ikke, eller kun i beskedent omfang, været belyst, hvilket afspejler sig i en række begrænsninger i resultaternes validitet. De væsentligste af disse forhold er listet i Tabel 6-1.

Tabel 6-1: Begrænsninger i de undersøgelser der ligger bag risikovurderingen samt de heraf affødte begrænsninger i vurderingens godhed.

Begrænsninger i pilotskala undersøgelserne:	Forventet konsekvens for risikovurderingen:
Bundforskydningsspændinger (slæbespænding) i forsøgsopstillingerne var højere end normalt forekommende.	Overestimering af udsivningens størrelse.
Rørdiameteren i forsøgsopstillingerne var mindre end normalt forekommende.	Ukendt, formentlig ingen.
Der har ingen sedimentaflejring været i ledningen.	Overestimering af udsivningens størrelse.
Udligningslaget som røret var lagt i bestod af homogent sand uden sten, grus og makroporer ved lækagen. Er en afløbsledning lagt i et homogent udjævningslag af sand/jord, vil dette kraftigt reducere potentialet for vand- og stoftransport gennem makroporer.	Underestimering af udsivningens størrelse samt stoftransport ifald udjævningslaget ikke er homogent.
Fravær af døgnvariationer. Vurderes udsivningen i forhold til middelvanddybden, tages der højde for betydningen af varierende areal og tryk over døgnet. Lækager forventes ikke at udtørre i den korte periode hvor lav vandstand forekommer i ledningen.	Ukendt, formentlig ingen.
Lækagerne har i forsøgsopstillingen konstant været under vandspejl. Når lækager findes over normalt vandspejl, vil udsivningszonen antageligt udtørres mellem regnhændelser og dermed have større permeabilitet. På den anden side er sammensætningen af spildevand ændret under regn, typisk med et lavere indhold af forurenende stoffer til følge.	En mulig underestimering af udsivningens størrelse samt stoftransport under regn.
Simulering af regnhændelser skete med spildevand og ikke regnvand. Sammensætningen af regn- og spildevand er forskellig i form af f.eks. partikelindhold og ionstyrke.	Underestimering af udsivningens størrelse samt stoftransport under regn.
Simulering af spuling blev udført med lavt tryk.	Underestimering af udsivningens størrelse samt stoftransport efter spuling.
Alternerende ind- og udsivning (svarende til en ledning der ligger omkring grundvandsspejl) vil kunne føre til hulrum udenfor f.eks. en åben samling.	Underestimering af udsivningens størrelse for ledninger omkring grundvandsspejl.
Industrispildevand fra især uorganisk industri vil typisk have en anden sammensætning end husspildevand, især hvad angår mulighederne for etablering af biofilm i skaden.	Underestimering af udsivningens størrelse samt stoftransport.

Endvidere gøres der forudsætninger ved risikovurderingen, der påvirker resultatets validitet:

- Enhver skade, der kunne tænkes at give anledning til udsivning regnes som lækage. Herved overvurderes udsivningen.
- Undergrunden er homogen og fri for makroporer. Herved ses der bort fra, at der kan være områder, der er særligt udsatte for forurening fra afløbssystemer.

6.1 Vurdering af udsivende vandmængder

For at kunne beskrive udsivningens størrelse, er det nødvendigt at anvende en simplificeret fremgangsmåde set i forhold til de komplekse processer der foregår i udsivningszonen. Det antages derfor i overensstemmelse med de opnåede erfaringer, at tilclogningszonen har en væsentlig lavere permeabilitet end det underliggende materiale, samt at zonen er tynd. Herved kan det nedadrettede flow gennem tilclogningszonen beskrives ved udelukkende én parameter, en lækagefaktor (ligning 6-1; Rauch og Stegner, 1994).

$$L_{\text{læk}} = k_f / \Delta l \quad (6-1)$$

hvor

- $L_{\text{læk}}$ er en lækagefaktor [s^{-1}]
- k_f er permeabiliteten i tilclogningszonen [$m s^{-1}$]
- Δl er tykkelsen af tilclogningszonen [m]

Under anvendelse af ligning 6-1, kan flowet gennem tilclogningszonen beskrives ved Darcy's lov (ligning 6-2). Anvendeligheden af ligning 6-2 er blevet bekræftet af den nærværende undersøgelse (se afsnit 5.1.4) samt af Rauch og Stegner (1994).

$$Q_{\text{læk}} = A_{\text{læk}} \Delta h L_{\text{læk}} \quad (6-2)$$

hvor

- $Q_{\text{læk}}$ er flowet ud af lækagen [$m^3 s^{-1}$]
- $A_{\text{læk}}$ er lækagens areal [m^2]
- Δh er vandtrykket over lækagen [m]

Jf. afsnit 5.1.7 gav den forskudte samling anledning til en udsivning på typisk $0,02 l d^{-1} cm^{-2}$, mens revner og tæring gav anledning til typisk $0,06 l d^{-1} cm^{-2}$.

Vanddybden i røret, og dermed vandtrykket over revnen og tæringerne, var 5 cm. Dermed fås følgende eksperimentelt estimerede lækagefaktorer:

- Revne og tæring: $L_{\text{læk}} = 0,06 l d^{-1} cm^{-2} / 5 cm \cong 1,4 \cdot 10^{-4} s^{-1}$.
- Forskudt samling: $L_{\text{læk}} = 0,02 l d^{-1} cm^{-2} / 5 cm \cong 4,6 \cdot 10^{-5} s^{-1}$.

Til sammenligning fandt Rauch og Stegner (1994) lækagefaktorer for et hul i bunden af et rør på $10^{-2} - 10^{-3} s^{-1}$. Det skal bemærkes, at denne lækagefaktor blev bestemt efter kun 10 - 60 minutters udsivning. Sammenholdt med, at nærværende undersøgelse har vist, at udsivningen fra en nyetableret lækage først når et konstant, lavt niveau efter nogle dage, opfattes en forskel i lækagefaktoren for et tæret bundløb på en faktor 100 som værende rimelig. Dette bestyrkes af, at i begyndelsen af de her gennemførte forsøg, var udsivningen væsentlig højere, nemlig typisk i størrelsesordenen en faktor 100 gange det efterfølgende, konstante niveau.

Med lækagefaktoren og ligning 6-2 i hånden, kan udsivningen fra et afløbssystem vurderes ud fra arealet af lækagerne i systemet samt lækagetyperne. Eksempelvis

vil et tæret bundløb af en størrelse på $0,1 \text{ m}^2$ (brønd uden bund) ved en vanddybde på $0,1 \text{ m}$, give anledning til en udsivning på:

$$Q_{\text{læk}} = 0,1 \text{ m}^2 \times 0,1 \text{ m} \times 1,4 \cdot 10^{-4} \text{ s}^{-1} \cong 121 \text{ l d}^{-1}.$$

På tilsvarende vis vil en samling, der gaber $1,0 \text{ cm}$ i et $\varnothing 50 \text{ cm}$ rør ved en vanddybde på $0,1 \text{ m}$, give anledning til:

$$Q_{\text{læk}} = 0,0046 \text{ m}^2 \times 0,1 \text{ m} \times 4,6 \cdot 10^{-5} \text{ s}^{-1} \cong 1,8 \text{ l d}^{-1}.$$

Det skal dog bemærkes, at det sjældent er klart synligt, om en given skade også er en lækage. F.eks. kan det være vanskeligt at vurdere, om der er pakningsmateriale i en samling eller ej. Ved at antage, at der er udsivning fra samtlige observerede skader, opnås der derfor en overestimering af udsivningen.

Antages det endvidere, at tilclogningszonen har en udstrækning på et par cm – nemlig svarende til den del af sandet hvor der var anaerobe forhold – kan ligning 6-1 benyttes til et overslag over permeabiliteten i tilclogningszonen. For tæring/revne bliver permeabiliteten således

$$k_f = L_{\text{læk}} \Delta l = 1,4 \cdot 10^{-4} \text{ s}^{-1} * 2 \text{ cm} \cong 3 \cdot 10^{-6} \text{ m s}^{-1},$$

og dermed omkring 2 dekader lavere end permeabiliteten i sand III og IV (bilag A).

6.2 Vurdering af udsivende stofmængder

De stoffer, der vil kunne nå grundvandet med det udsivende spildevand, er stoffer der ikke – eller kun i ringe grad – adsorberes til jord. Dette er stoffer som clorid, nitrat og visse miljøfremmede stoffer. I nærværende undersøgelse blev der analyseret for miljøfremmede stoffer, som adsorberer i større eller mindre omfang til partikler. De undersøgte, vandopløselige miljøfremmede stoffer (altså dem der ikke adsorberer til partikler) fandtes kun i ringe mængder i spildevandet, hvorfor de kun sivede ud i begrænset omfang, mens de stoffer der bindes til partikler blev tilbageholdt i sandet/jorden. E. coli blev ligeledes reduceret kraftigt under transport gennem søjlerne – i mange tilfælde til nul. I form af nitrat, kunne kvælstof efter nogle ugers exfiltration genfindes i mængder svarende til ammonium indholdet i byspildevand. Tilsvarende må det antages, at opløste, svært omsættelige miljøfremmede stoffer – ifald de forekommer i spildevandet – ligeledes vil følge dette transportmønster. Såfremt undergrunden fremviser inhomogeniteter i form af makroporer, må det endvidere forventes, at der kan foregå en større stoftransport end erfaret ved den gennemførte undersøgelse.

6.3 Vurdering af samlet risiko for grundvandet

Vælges nitrat som et modelstof for udsivning fra et afløbssystem med lækager, haves et stof med en maksimal transport gennem jorden. Ved at vurdere forureningsbidraget fra udsivningen og den resulterende fortynding med grundvand dannet ved nedbør, kan den resulterende stigning i stofkoncentration i grundvandet bestemmes. Denne metode vil i princippet kunne finde anvendelse for andre stoffer end nitrat, forudsat at disses adsorption/omsætning i jordsystemet kendes.

Metoden søges illustreret ved 3 eksempler på vurdering af udsivning fra afløbssystemer: et mindre byområde med et afløbssystem i ringe stand, en afskærende ledning i rimelig stand samt en afskærende ledning i dårlig stand.

Eksempel 1

En mindre by har sin vandforsyningsboring midt inde i byen. Byen er på 85 ha og har 2.000 PE. Den samlede længde af det offentlige net er cirka 21 km. Afløbssystemet har et ringe fald (stor vanddybde) og er i dårlig stand; altså et opland med stort potentiale for udsivning. En opgørelse over skader observeret ved TV inspektion ses i Tabel 6-2. Byen har en samlet spildevandsproduktion på $90.000 \text{ m}^3 \text{ år}^{-1}$. Det antages, at der forekommer forhøjet udsivning pga. regn i 5% af tiden, fordelt på udsivning svarende til kvart-fuldtløbende rør i 4% af året, halv-fuldtløbende rør i 0,9% af året og fuldtløbende rør i 0,1% af året.

Tabel 6-2: Skader i afløbssystemet i eksempel 1.

Diameter [mm]	Vanddybde [m]	Utætte samlinger [antal]	Tæring og revner [m ²]	Udsivning [m ³ år ⁻¹]
200	0,03	500	4,4	653
300	0,04	200	5,6	1.135
500	0,06	100	2,8	876
500	0,08	50	0,6	260
1.000	0,10	50	2	1.082
Sum				4.006

Antages det, at alle lækager bidrager til udsivningen, siver små 5% af byens spildevand ned til grundvandet, svarende til ca. 90 PE. Årsnedbøren og fordampning i området er 700 mm år^{-1} hhv. 400 mm år^{-1} , hvorfor den samlede grundvandsdannelse er på $(0,700 \text{ m år}^{-1} - 0,400 \text{ m år}^{-1}) \times 850.000 \text{ m}^2 = 255.000 \text{ m}^3 \text{ år}^{-1}$. Udsivningen giver følgelig anledning til en forøgelse af grundvandsdannelsen på knap 2%. Havde øgningen i udsivning pga. regn ikke været medtaget, havde den samlede udsivningen i stedet været $3.570 \text{ m}^3 \text{ år}^{-1}$.

Eksempel 2

En afskærende ledning af ældre dato går på en strækning af 1 km gennem et følsomt vandindvindingsområde. Vandindvindingsområdet dækker et areal på 1 km^2 . Årsnedbøren og fordampning i området er 700 mm år^{-1} hhv. 400 mm år^{-1} og grundvandsdannelsen følgelig $300.000 \text{ m}^3 \text{ år}^{-1}$. Grundvandspejlet ligger hele året under kloakledningen. Ledningen er $\varnothing 50 \text{ cm}$ beton med et fald på 6‰ og en gennemsnitlig vandføring på 10 l s^{-1} , svarende til en gennemsnitlig vanddybde på cirka 7 cm. Spildevandet, der er byspildevand uden væsentligt indhold af industrispildevand, har et ammonium indhold på $30 \text{ g NH}_4\text{-N m}^{-3}$. TV inspektion har vist, at ledningen er i pæn stand, men at der formentlig mangler pakningsmateriale i samtlige samlinger. Gabet mellem rør og muffe er anslået til at være 1,0 cm og rørstykkernes længde er 1 m.

Ved at indsætte en lækagefaktor på $4,6 \cdot 10^{-5} \text{ s}^{-1}$ i formel 6-2 fås, at hver åben samling, giver anledning til $1,07 \text{ l d}^{-1}$. Idet der er 1.000 åbne samlinger på strækningen, bliver den årlige udsivning følgelig $389 \text{ m}^3 \text{ år}^{-1}$. Tages øgning i udsivning pga. regn i betragtning, skal der tages hensyn til, at en afskærende ledning vil være hyppigere fuldtløbende end ledningerne i selve oplandet. Antages det f.eks. at der forekommer udsivning svarende til kvart-fuldtløbende rør i 3% af året, halv-fuldtløbende rør i 1,5% af året og fuldtløbende rør i 0,5% af året fås en øgning i udsivningen til $498 \text{ m}^3 \text{ år}^{-1}$, altså en relativ stigning på cirka 20%.

Da grundvandsdannelsen i området var $300.000 \text{ m}^3 \text{ år}^{-1}$, bidrager ledningen med knap 0,2% til den samlede grundvandsdannelse. Ud fra de geologiske forhold i området antages, at nitrat når grundvandet. Idet al udsivende ammonium kunne blive nitrificeret og transporteret til grundvandet som nitrat, kunne ledningen dermed i værste fald bidrage med $498 \text{ m}^3 \text{ år}^{-1} \times 30 \text{ gNO}_3\text{-N m}^{-3} = 14,9 \text{ kg NO}_3\text{-N år}^{-1}$, svarende til en øgning i nitratkoncentrationen i grundvandet på $0,05 \text{ gNO}_3\text{-N m}^{-3}$ ($0,22 \text{ g NO}_3 \text{ m}^{-3}$).

Eksempel 3

Længere nedstrøms går den samme ledning gennem et tilsvarende vandindvindingsområde. Her viste TV inspektion ligeledes, at tætningsmaterialer manglede, men på denne strækning var der endvidere kraftige tæring af bundløbet. Det blev anslået, at der samlet var tæret 20 m² rørbund væk. Under hensyntagen til regnhændelser kommer der fra dette ledningsstræk sammenlagt 7.253 m³ år⁻¹, indeholdende i alt 218 kg NO₃-N år⁻¹. Herved bliver bidraget til grundvandsdannelsen 2,4% og den tilsvarende potentielle øgning af nitratkoncentrationen i grundvandet bliver 0,7 gNO₃-N m⁻³ (3,2 g NO₃ m⁻³).

Selvom den gennemsnitlige belastning i eksemplerne er lille, vil en vandindvindingsboring der befinder sig tæt på og nedstrøms for en væsentlig lækage i afløbssystemet lokalt kunne give anledning til højere koncentrationer, hvorfor sådanne forhold i hvert enkelte tilfælde skal undersøges nærmere.

Nitrat er i den foreliggende undersøgelse identificeret som et stof, der vil kunne sive til grundvandet. Ønskes der foretaget en risikovurdering for andre stoffer end nitrat, skal følgende forhold kendes for de enkelte stoffer: 1) forekomsten i spildevand, 2) deres adsorptions egenskaber i forhold til jordmediet og 3) stoffernes omsætning i jordmediet.

7 Konklusion

Der foreligger kun få undersøgelser af udsivning fra utætte afløbssystemer samt konsekvenserne heraf på jord og grundvandskvaliteten. Nogle undersøgelser forsøger at kvantificere forureningen af det urbane grundvand, men lider under problemet med at adskille de mulige kilder. De bliver derfor usikre i deres vurdering af, hvilken del af forureningen der skyldes afløbssystemet og hvilken del, der skyldes f.eks. forurenede industrigrunde.

Andre undersøgelser forsøger at kvantificere udsivningen ved daglig drift af afløbssystemet. De er enten baseret på indirekte bestemmelse af udsivningen eller på flowmåling i ledningerne ved brug af sporstoffer. Fælles for de kvantificerende undersøgelser er, at de viser betydelige udsivninger fra afløbssystemer. Op til 25% af det producerede spildevand rapporteres at sive ud i selve oplandet. I afskærende ledninger bestemmes gennemsnitlige udsivninger på op til $3 \text{ l s}^{-1} \text{ km}^{-1}$. De indirekte metoder til bestemmelse af udsivningens størrelse vurderes at være baseret på en sådan mængde af usikre antagelser, at de ikke er konklusive. Hvad angår de direkte målinger, så baserer de sig på måling af relativt små forskelle i flow, og er derfor vanskelige at udføre præcist. Selvom en direkte måling principielt må anses for værende ”bedre” end en indirekte måling, gør vanskelighederne ved præcis flowmåling under feltforhold, at også disse må benyttes med forsigtighed.

Samstemmende viser de gennemførte undersøgelser, at der ikke er nogen entydig sammenhæng mellem ledningernes tilstand registreret ved TV-inspektion og de bestemte udsivninger. Med andre ord: Ikke alle skader giver anledning til udsivning når grundvandsspejlet befinder sig under ledningen. Sikkerheden af dette udsagn er vanskelig at bedømme, idet den manglende korrelation også vil kunne skyldes vanskeligheden ved at bestemme udsivningens omfang korrekt.

Den nærværende undersøgelse er udført som direkte måling af udsivning fra utætte afløbssledninger under pilotskala-forhold: Friskt spildevand blev ført gennem en ledning lagt i sand. Ledningen indeholdt veldefinerede utætheder, hvorfra spildevand kunne sive ned gennem sandet og efterfølgende opsamles. Undersøgelserne er udført under forhold, hvor forsøgsbetingelserne var realistiske. F.eks. var temperaturen typisk for dansk jord og vandhastigheder samt slæbspændinger i den utætte ledning var lig med eller højere end typisk for danske afløbssystemer.

Undersøgelserne har vist, at udsivningen fra utætte ledninger aftager med tiden og under konstante flowforhold nærmer sig et konstant niveau. Dette niveau er uafhængig af hvilken type sand røret lægges i, og bestemmes i stedet af zonen lige omkring lækagen. I overensstemmelse med den grundlæggende hydrauliske teori om udsivning gennem et semipermeabelt lag, er der proportionalitet mellem udsivningens størrelse og vandstanden over lækagen samt proportionalitet med lækagens overfladeareal. Der er i overensstemmelse hermed opstillet beregningsprocedurer til bestemmelse af udsivningens omfang.

Endvidere er det dokumenteret, at en regnhændelse resulterer i en stigning i udsivningen. Det samme gør sig gældende efter en spuling af ledningen samt når grundvandsstanden ændres fra at stå over røret til at stå under røret, dvs. ved varierende ind- og udsivning. Alle disse stigninger i udsivningen er dog reversible,

idet udsivningen falder drastisk så snart belastningen ophører, og i løbet af 1-2 dage finder tilbage til det oprindelige, lave niveau.

Udsivningens størrelse afhænger af, om der er tale om en forskudt samling eller en lækage i bunden af røret. Udsivningen per arealenhed er størst i sidstnævnte tilfælde og svarer her til en hydraulisk ledningsevne gennem det semipermeable lag af samme størrelsesorden som det kendes fra biologiske sandfilteranlæg der clogger til.

Med det udsivende spildevand transporteres stoffer og mikroorganismer ud af afløbsledningen. Pilotforsøgene viser, at der i nærzonen af lækagerne sker en væsentlig reduktion og tilbageholdelse af en del af de undersøgte stoffer. F.eks. fjernes de undersøgte bakterier næsten fuldstændigt. Undersøgelsen antyder, at noget lignende er tilfældet med DEHP og anioniske detergenter, mens der ikke kan konkluderes på andre af de undersøgte miljøfremmede stoffer, idet disse kun blev fundet i små mængder i spildevandet. Kvælstof blev udledt fra lækagerne i form af nitrat, idet der sker en nitrifikation i de aerobe sandlag under lækagerne. Nitratet vil efterfølgende sive gennem de underliggende jordlag og nå grundvandet. Tilsvarende må det antages, at opløste, svært omsættelige miljøfremmede stoffer – ifald de forekommer i spildevandet – ligeledes vil følge dette transportmønster. Såfremt undergrunden fremviser inhomogeniteter i form af makroporer, må der forventes at kunne foregå en større stoftransport end erfaret gennem den foreliggende undersøgelse. Et sandlag omkring en ledning må imidlertid forventes at ville reducere transporten gennem sådanne makroporer.

Det bekræftes af en undersøgelse i forbindelse med opgravning af en afløbssledning, at lækager i afløbssystemet udviser en vis selvætning pga. biofilmvækst og tilegning. Lige under skaderne på ledningen, var der – efter mange års utæthed – spor af spildevandsudsivning, men allerede i en dybde af knap ½ meter kunne der ikke længere spores spildevand. Resultatet af denne enkelte feltundersøgelse er i overensstemmelse med observationer ved pilotskala-forsøgene.

Med udgangspunkt i nærværende resultater, kan der gennemføres en risikovurdering for grundvandsforurening fra utætte afløbssystemer når skadetyper og skadestørrelser kendes. TV-inspektion foreslås anvendt som et væsentligt redskab i en sådan bestemmelse af skader. Idet ikke alle skader nødvendigvis er lækager, bliver dette en konservativ fremgangsmåde, der vil overvurdere udsivningen. Sammenholdes sådanne informationer med de hydrauliske betingelser i ledningssystemet kan udsivningsmængderne beregnes, idet der indføres en lækagefaktor baseret på projektets resultater. Inddrages den naturlige grundvandsdannelse i oplandet, og kendes stoffernes tilbageholdelse og omsætning i jord, kan afløbssystemets maksimale påvirkning af grundvandet vurderes.

Sammenholdes en sådan risikovurdering baseret på projektets resultater med hvad tidligere undersøgelser har vist, ses en markant lavere udsivning. Selv for et opland hvor afløbssystemet er i ringe stand, vil udsivningen højst udgøre nogle få procent af den samlede spildevandsproduktion. En sådan risikovurdering er en vurdering af den gennemsnitlige udsivning, og tager ikke hensyn til fænomener som specielt ”uheldige” geologiske forhold kombineret med en drikkevandsindvinding i umiddelbar nærhed af en kloak i dårlig tilstand. For at afklare den konkrete risiko i et sådant tilfælde, må hver enkelt situation vurderes særskilt under inddragelse af de hydrogeologiske forhold, afløbssystemets drift samt lækagernes placering og størrelse i forhold til vandindvindingen.

8 Referencer

APHA (1995): Standard methods for the examination of water and wastewater. 19th ed. APHA, AWWA, WEF Washington.

Armbruster, H., Mors, K., Eiswirth, M., Hötzl, H., Merkler, G.-P., Nägelsbach, E. (1992b): Leakage detection of sewing pipes by combined geophysical and tracer techniques. In: Hötzl, H., Werner (eds.): Tracer Hydrology, Balkema, Rotterdam, 97-99.

Armbruster, H., Tröger, I., Dornstädter, K., Kappelmeier, O. (1992a): Detection of seepage and flow phenomena by temperature measurements in soil. In: Hötzl, H., Werner (eds.): Tracer Hydrology, Balkema, Rotterdam, 93-95.

Bahl Andersen, E. (1979): Undersøgelse af afløbsanlæg i jord. Byggeteknik, Teknologisk Institut.

Bales, R. C., Li, S., Maguire, K. M., Yayha, M. T., Gerba, C. P. (1993): MS-2 and poliovirus transport in porous media: Hydrophobic effects and chemical perturbations. *Water Resour. Res.* 29, 957-963.

Battersby, N. S., Wilson, V. (1989): Survey of the anaerobic biodegradation potential of organic chemicals in digesting sludge. *Appl. Environ. Microbiol.* 55 (2), 433-439.

Bauer, M. (1997): Verhalten von Phthalsäureestern in anaeroben Hausmüllsickerwässern aus Bioreaktoren und Deponien. Shaker, Aachen.

Bennike, O., Jensen, S. A. B. (1996): Fjernelse af infiltrationsvand fra afløbsledninger. *Stads- og havneingeniøren* 4, 67-68.

Benoit, P., Barriuso, E., Vidon, P., Real, B. (1999): Isoproturon Sorption and Degradation in a Soil from Grassed Buffer Strip. *Journal of Environmental Quality* 28, 121-129.

Boller, M., Häflinger, M. (1996): Verbleib von Schwermetallen bei unterschiedlicher Meteorwasserentsorgung. *gwa* 76 (1), 3-15.

Calderbank, A. (1989): The Occurrence and Significance of Bound Pesticide Residues in Soil. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology* 108, 71-103.

Chiou, C. T., Malcolm, R. L., Brinton, T. I., Kile, D. E. (1986): Water Solubility Enhancement of Some Organic Pollutants and Pesticides by Dissolved Humic and Fulvic Acids. *Environ. Sci. Technol.* 20 (5), 502-508.

de Paolis, F., Kukkonen, J. (1997): Binding of Organic Pollutants to Humic and Fulvic Acids: Influence of pH and the Structure of Humic Material. *Chemosphere* 34 (8), 1693-1704.

Danmarks Miljøundersøgelser (DMU) (1997): Analyse af miljøfremmede stoffer i kommunalt spildevand og slam. Faglig rapport fra DMU nr. 186.

- Dowd, S. C., Pillai, S. D., Wang, S., Corapcioglu, M. Y. (1998): Delineating the specific influence of virus isoelectric point and size on virus adsorption and transport through sandy soils. *Appl. Environ. Microbiol.* 64 (2), 405-410.
- Eiswirth, M., Hötzl, H. (1994): Groundwater contamination by leaking sewerage systems. *Water Down Under*, 21-25 november, Adelaide, Australia.
- Eiswirth, M., Hötzl, H., Kramp, C., Lazar, C., Merkle, G.-P. (1994): Neuartige Methoden der Leckagedetektion bei Abwasserkanälen. *gwf-Wasser/Abwasser* 135, Nr. 6, 312-318.
- Eiswirth, M. (1995): Charakterisierung und Simulation des Schadstofftransports aus Abwasserkanälen und Mülldeponien. Dissertation. Lehrstuhl für Angewandte Geologie der Universität Karlsruhe.
- Eiswirth, M., Hötzl, H. (1995): Tracer techniques and soil gas surveys for the detection of contaminant transport. *Tracer Technologies for Hydrological Systems. Proceedings of a Boulder Symposium, July 1995, IAHS publ. no. 229*, 31-39.
- Ellis, J. B. (2001): Sewer infiltration/exfiltration and interactions with sewer flows and groundwater quality. 2nd International Conference Interactions between sewers, treatment plants and receiving waters in urban areas – Interurba II. 19-22 Feb. 2001, Lisbon, Portugal, 311-319.
- Field, R., O’Conner, T. P. (1996): U.S.EPA Wet-Weather Flow Program Overview on Sanitary Sewer Overflow Control. 7th International Conference on Urban Storm Drainage, Hanover, Germany.
- Gejlsbjerg, B., Klinge, C., Madsen, T. (in press): Mineralization of organic contaminants in sludge-soil mixtures. In press for *Env. Chem. Toxicol.*
- Gerba, C. P., Bitton, G (1984): Microbial pollutants: Their survival and transport pattern to groundwater. In: Bitton, G., Gerba, C. P. (Eds.): *Groundwater Pollution Microbiology*. John Wiley and Sons, New York, 65-88.
- Grant, M. A. (1997): A new membrane filtration medium for simultaneous detection and enumeration of *Escherichia coli* and total coliforms. *Appl. Environ. Microbiol.* 63 (9), 3526-3530.
- Guldbæk, E. (1998): Miljørigtig projektering og drift af afløbssystemer. *Stads- og havneingeniøren* 12, 44-47.
- Härig, F. (1991): Auswirkungen des Wasseraustausches zwischen undichten Kanalsystemen und dem Aquifer auf das Grundwasser. Dissertation. Fachbereich Bauingenieur- und Vermessungswesen der Universität Hannover.
- Härig, F., Mull, R. (1992). Undichte Kanalisationssysteme – die Folgen für das Grundwasser. *gwf-Wasser / Abwasser* 133 (4), 196-200
- Harrington, B. W. (1989): Design and Construction of Infiltration Trenches. In: Roesner et al. (eds.): *Design of Urban Runoff Quality Controls*. American Society of Civil Engineers, New York, 290-304.
- Hatzinger, P. B., Alexander, M. (1995): Effect of aging of chemicals in soil on their biodegradability and extractability. *Environ. Sci. and Technol.* 29, 537-545.

- Herbold-Patschke, K., Straub, U., Hahn, T., Teutsch, G., Botzenhart, K. (1991): Behaviour of pathogenic bacteria, phages and viruses in groundwater during transport and adsorption. *Wat. Sci. Tech.* 24 (2), 301-304.
- Herzig, J. P., Leclerc, D. M., LeGolf, P. (1970): Flow of suspension through porous media – application to deep filtration. *Ind. Eng. Chem.* 62, 8-35.
- Holben, W. E., Ostrom, P. H. (2000): Monitoring bacterial transport by stable isotope enrichment of cells. *Appl. Environ. Microbiol.* 66 (11), 4935-4939.
- Huber, S. A., Scheunert, I., Dörfler, U., Frimmel, F. H. (1992): Zum Einfluß des gelösten organischen Kohlenstoffs (DOC) auf das Mobilitätsverhalten einiger Pestizide. *Acta hydrochimica et hydrobiologica* 20 (2), 74-81.
- Ishizaki, K., Imbe, M., Ni, G., Takeshima, M. (1996): Background of rainwater infiltration technology. 7th International Conference on Urban Storm Drainage, Hanover, Germany, 377-382.
- Jakobsen, E. (1992): Afskæring af infiltrationsvand fra utætte kloakledninger. *Stads- og havneingeniøren* 9, 28-30.
- Jensen, A., Madsen, P. G. (1996). Udsivning fra utætte kloakledninger. *Stads og havneingeniøren* 10, 38-39.
- Jensen, T. F., Nilsson, C. (1993): Kloakreovering og grundvand. *Stads- og havneingeniøren* 6/7, 14-17.
- Jenssen, P. D. (1984), jf. Brömssen U. v., Ensby, S., Gundersen, P., Jenssen, P. D., Kristiansen, R., Nilsson, P., Nyberg, F., Pell, M., Stenström, T. A., Stuanes, A. O. og Willumsen, A. (1985): Avloppsvatten-Infiltration. Förudsättningar, funktion, miljökonsekvenser. Nordisk Samproduktion, Naturvårdsverket, Nordisk Ministerrådet.
- Jenssen, P. D. (1986): Infiltration of wastewater in Norwegian soils – some design criteria for wastewater infiltration systems. Dr. Scient. Thesis. Department of Geology, Agricultural University of Norway, report no. 25.
- Klaus, U., Österreich, T., Volk, M., Spiteller, M. (1998): Interaction of Aquatic Dissolved Organic Matter (DOM) with Amitrole: The Nature of the Bound Residues. *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica* 26, 311-317.
- Klinge, C., Gejlsbjerg, B., Ekelund, F., Madsen, T. (in press): Effects of sludge-amendment on mineralization of pyrene and microorganisms in sludge and soil. In press for *Chemosphere*.
- Knudsen, L., Andersen, U., Ørskov, P., Pedersen, C. M. (1996). Undgå forurening af drikkevandet. *Stads og havneingeniøren* 10, 34-36.
- Knudsen, L., Jørgensen, P. E., Jepsen, S.-E. (1999): Biologisk nedbrydning af organiske mikroforureninger i spildevand. *Stads- og Havneingeniør* 10, 46-49.
- Kommunernes Landsforening (1999): Resultaterne af KL's kloakundersøgelse. Notat, pp. 6.

- Koskinen, W. C., Harper, S. S. (1990): The Retention Process: Mechanisms. In: Cheng, H. H. (Eds.): Pesticides in the Soil Environment: Processes, Impacts, and Modeling, 51-77, Soil Science Society of America, Madison, USA.
- Kurane, R. (1986): Microbial degradation of phthalate esters. *Microbiol. Sci.* 3 (3), 92-95.
- Lahti, K., Hiisvirta, L. (1995): Causes of waterborne outbreaks in community water systems in Finland: 1989-1992. *Wat. Sci. Tech.* 31 (5), 33-36.
- Lapertis, F. (1999): Bedømmelse af betonafløbsledningers restlevetid. Erhvervsforsker Ph.D. afhandling, NIRAS, august 1999.
- Liu, D., Maguire, R. J., Lau, Y. L., Pacepavicius, G. J., Okamura, H., Aoyama, I. (1998): Microbial Adsorption of Cyanazine and Metolachlor. *Journal of Environmental Science and Health - Part B: Pesticides, Food, Contaminants and Agricultural Wastes* 33, 1-15.
- Luthy, R. G., Aiken, G. R., Brusseau, M. L., Cunningham, S. D., Gschwend, P. M., Pignatello, J. J., Reinhard, M., Traina, S. J., Weber, W. J. Jr, Westall, J. C. (1997): Sequestration of hydrophobic organic contaminants by geosorbents. *Environ. Sci. Technol.*, 31, 3341-3347.
- Madsen, L. M., Thyme, J. B., Henriksen, K., Møldrup, P., Roslev, P. (1999): Kinetics of Di-(2-ethylhexyl)phthalate Mineralization in Sludge-Amended Soil. *Environ. Sci. Technol.* 33, 2601-2606.
- Maguire, R. J. (1999): Review of the persistence of nonylphenol and nonylphenol ethoxylates in aquatic environments. *Water Qual. Res. J. Canada* 34 (1), 37-78.
- Matsumara, F. und Benezet, H. J. (1978): Microbial Degradation of Insecticides. In: Hill, I. R. und Wright, S. J. L. (Eds.): *Pesticide Microbiology*, 623-667, Academic Press, London, New York.
- McKay, L. D., Sanford, W. E., Strong, J. M. (2000): Field-scale migration of colloidal tracers in a fractured shale saprolite. *Ground Water* 38 (1), 139-147.
- Mikkelsen, P. S., Weyer, G., Berry, C., Walden, Y., Colandini, V., Poulsen, S., Grotehusmann, D., Rohlfing, R. (1994): Pollution from urban stormwater infiltration. *Wat. Sci. Tech.* 29 (1-2), 293-302.
- Miljøstyrelsen (1979): Jord som recipient for spildevand. Statusrapport vedrørende anvendelse af jord som recipient for spildevand. April 1979.
- Miljøstyrelsen (1992a): Uvedkommende vand i afløbssystemer. Spildevandsforskning fra Miljøstyrelsen nr. 48.
- Miljøstyrelsen (1992b): Afskæring af infiltrationsvand fra utætte kloakledninger. Spildevandsforskning fra Miljøstyrelsen nr. 32.
- Miljøstyrelsen (1994): Miljøfremmede stoffer i renseanlæg. Miljøprojekt nr. 278.
- Miljøstyrelsen (1995): Måleprogram for phthalater på 3 danske renseanlæg. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen nr. 54.

- Miljøstyrelsen (1996): Miljøfremmede stoffer i spildevand og slam. Miljøprojekt nr. 325.
- Miljøstyrelsen (1997): Miljøfremmede stoffer i husholdningsspildevand – Måleprogram for udvalgte stoffer. Miljøprojekt nr. 357.
- Miljøstyrelsen (2000): Punktkilder 1999. Orientering fra Miljøstyrelsen nr. 16
- Mull, R. (1996): Water exchange between leaky sewers and aquifers. 7th International Conference on Urban Storm Drainage, Hanover, Germany, 695-700.
- Mull, R., Härig, F., Pielke, M. (1992): Groundwater Management in the Urban Area of Hanover, Germany. *J. of Water and Environ. Management* 6 (2).
- Newby, D. T., Pepper, I. L., Maier, R. M. (1999): Microbial Transport. In: Maier, R. M., Pepper, I. L., Gerba, C. P. (1999): *Environmental Microbiology*. Academic Press, San Diego, USA.
- O’Conner, O. A., Rivera, M. D., Young, L. Y. (1989): Toxicity and biodegradation of phthalic acid esters under methanogenic conditions. *Environ. Toxicol. Chem.* 8, 569-576.
- Ogram, A., Sayler, G. S., Gustin, D., Lewis, R. J. (1988): DNA adsorption to soils and sediments. *Environ. Sci. Tech.* 22, 982-984.
- Ohlsen, B. og Genders, S. (1993): Udsivning fra kloakledninger. *Stads- og havneingeniøren* 8, 54-58.
- Ou, Z., Yediler, A., He, Y., Jia, L., Kettrup, A., Sun, T. (1996): Adsorption of linear alkylbenzene sulfonate (LAS) on soils. *Chemosphere* 32 (5), 827-239.
- Persson, P. H., Cronqvist, C., Pedersen, C. M. (2000): Private Kloakker. SSTT december 2000, nr. 4.
- Petersen, C. R., Napstjert, L. (1996): Uvedkommende vand – hvor bliver det af? *Stads- og havneingeniøren* 9, 19-23.
- Piccolo, A., Nardi, S., Concheri, G. (1996): Micelle-like Conformation of Humic Substances as Revealed by Size Exclusion Chromatography. *Chemosphere* 33 (4), 595-602.
- Pignatello, J. J., Ferrandino, F. J., Huang, L. Q. (1993): Elution of Aged and Freshly Added Herbicides from a Soil. *Environmental Science and Technology* 27, 1563-1571.
- Randrup, T. B., Faldager, I. (1997): Trærødder i afløbsledninger. Forskningscentret for skov og landskab, Park og Landskabsserien nr. 14, 1997.
- Rauch, W., Stegner, Th. (1994): The colmation of leaks in sewer systems during dry weather flow. *Wat. Sci. Tech.* 30 (1), 205-210.
- Reynolds, J. H. (1994): Environmental protection – a pipe dream or reality? *Proc. Instn. Civ. Engrs. Mun. Engr.* 103, Sept., 121-128.
- Roslev, P., Madsen, P. L., Thyme, J. B., Henriksen, K. (1998): Degradation of Phthalate and Di-(2-Ethylhexyl)phthalate by Indigenous and Inoculated

- Microorganisms in Sludge-amended Soil. *Appl. Environ. Microbiol.* 64 (12), 4711-4719.
- Rørcentret (1991): Afløbssystemer. - Oversigt over undersøgelses-, måle- og renoveringsmetoder. 2. udgave, Dansk Teknologisk Institut, august 1991
- Rørcentret (1997): TV-inspektion af afløbsledninger, Standard definitioner og fotomanual. Rørcentret.
- Sabbah, I., Rebhun, M. (1997): Adsorption-desorption of trichlorophenol in water-soil systems. *Water Environ. Res.* 69 (5), 1032-1038.
- Schachtschabel, P., Blume, H.-P., Brümmer, G., Hartge, K.-H., Schwertmann, U. (1992): *Lehrbuch der Bodenkunde*. Enke, Stuttgart.
- Schrøder-Thomsen, K. (2000): Nedsivning af husspildevand på lerholdig jord. *Stads- og havneingeniøren* 3, 42-44.
- Schwarzenbach, R. P., Gschwend, P. M., Imboden, D. M. (1993): *Environmental Organic Chemistry*. John Wiley & Sons, New York.
- Seager, V. W., Tucker, E. S. (1976): Biodegradation of phthalic acid esters in river water and activated sludge. *Appl. Environ. Microbiol.* 31 (1), 29-34.
- Sinton, L. W., Finlay, R. K., Reid, A. J. (1996): A simple membrane filtration-elution method for the enumeration of F-RNA, F-DNA and somatic coliphages in 100-ml water samples. *J. Microbiol. Meth.* 25, 257-269.
- Spildevandskomitéen (1999). Regional variation af ekstremregn i Danmark. IDA Spildevandskomitéen, Skrift 26, København 1999.
- Tchobanoglous, G. and Burton, F.L. (1991): *Wastewater Engineering – treatment, disposal and reuse*. Metcalf & Eddy, Inc. Udgivet af McGraw-Hill, Inc.
- Teutsch, G., Herbold-Paschke, K., Touganidou, D., Hahn, T., Botzenhart, K. (1991): Transport of microorganisms in the underground – processes, experiments and simulation models. *Wat. Sci. Tech.* 24 (2), 309-314.
- Tomasek, M. D., Johnson, G. E., Mulloy, P. J. (1987): Operational problems with a soil filtration system for treating stormwater. *Lake and Reservoir Management* 3, 306-113.
- Trauth, R., Xanthopoulos, C. (1996): Non-point pollution of groundwater in urban areas. 7th International Conference on Urban Storm Drainage, Hanover, Germany, 701-706.
- Tøttrup, K. (2001): Penge i kloakken. *Dagbladet Licitationen*, 18. maj 2001.
- Urbonas, B. R. (1999): Design of a sand filter for stormwater quality enhancement. *Water Env. Res.* 71 (1), 102-113.
- U.S. Environmental Protection Agency (USEPA) (1977): *Sewer System Evaluation, Rehabilitation and New Construction: A Manual of Practice*. Environmental Protection Technology Series EPA-600/2-77-017d.

U.S. Environmental Protection Agency (USEPA) (1980): Onsite Wastewater Treatment and Disposal Systems – Design Manual. EPA-625/1-80-012.

U.S. Environmental Protection Agency (USEPA) (1995): National Conference on Sanitary Sewer Overflows (SSOs), April 24-26, Washington, DC (Seminar Publication). EPS/625/R-96/007.

Wershaw, R. L. (1986): A New Model for Humic Materials and their Interaction with Hydrophobic Organic Chemicals in Soil-Water or Sediment-Water Systems. *Journal of Contaminant Hydrology* 1, 29-45.

Yamaguchi, T., Møldrup, P., Teranishi, S., Rolston, D. E. (1990): Denitrification in porous media during rapid, continuous leaching of synthetic wastewater at saturated water flow. *J. Environ. Qual.* 19 (4), 676-683.

Yamaguchi, T., Møldrup, P., Rolston, D. E., Ito, S., Teranishi, S. (1996): Nitrification in porous media during rapid unsaturated water flow. *Wat. Res.* 30 (3), 531-540.

Yao, K. M., Habibian, M. T., O'Melia, C. R. (1971): Water and waste water filtration: Concepts and applications. *Environ. Sci. Technol* 5 (11), 1105-1112.

Bilag A: Jord- og sand materialer

I Tabel A-1 og Tabel A-2 er sandtype I til IV nærmere beskrevne. Som det ses, adskiller sandene sig ved både ensformighed, kornstørrelse og lejringsstæthed.

Tabel A-1: Egenskaber for de valgte sandtyper. U er uensformighedstallet og $d_{\#}$ den korndiameter hvor $\#$ % er mindre den respektive diameter.

	d_{50} (mm)	d_{10} (mm)	U (d_{60}/d_{10})	Silt (%)	Fin	Sand (%)		Grus (%)
						Mellem	Grov	
Sand I	0,165	0,072	2,57	7	60,0	33,0	0	0
Sand II	1,0	0,85	1,24	0	0	0	100	0
Sand III	0,32	0,13	3,46	0	29,0	38,0	20,3	12,7
Sand IV	0,51	0,22	2,82	0	7,0	51,0	34,7	7,3

Tabel A-2: Sandtypernes hydrauliske egenskaber. e_{\max} og e_{\min} er sandtypernes poretal for henholdsvis løseste og fasteste lejrings bestemt ved standardiserede laboratorieforsøg med tørt materiale.

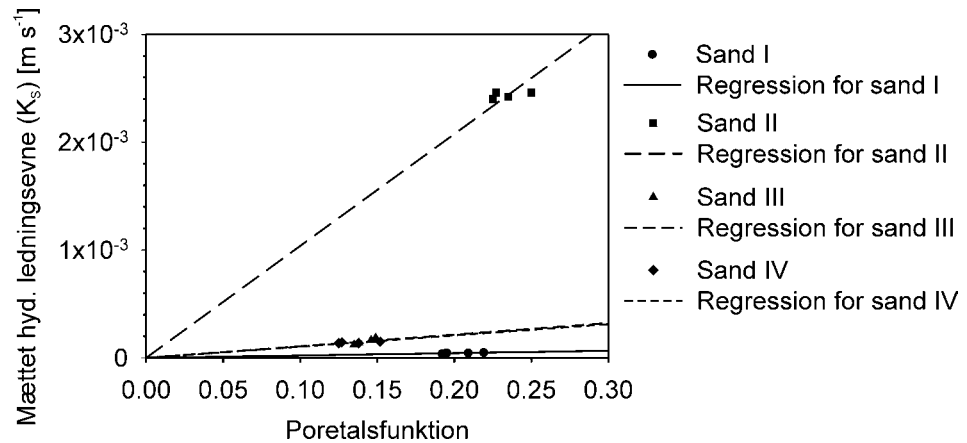
Sandtype	Relativ densitet d_s	Løs lejrings e_{\max}	Fast lejrings e_{\min}
Sand I	2,72	0,977	0,576
Sand II	2,65	0,874	0,617
Sand III	2,65	0,677	0,378
Sand IV	2,65	0,734	0,406

Udover sandenes kornstørrelsesfordelinger, blev deres mættede hydrauliske ledningsevne (K_s) bestemt i strømningforsøg ved forskellige pakningsgrader. Strømningforsøg er udført som tripelbestemmelse i et "Falling Head" apparat, opstillet på Aalborg Universitet, Institut for Vand, Jord og Miljøteknik, Laboratorium for Fundering.

For hver pakningsgrad blev poretalsfunktionen $e^3/(1+e)$ (hvor e er poretallet) udregnet og afbildet mod den mættede hydrauliske ledningsevne (Figur A-1). Ved forsøgene med sand III og IV blev sandet sigtet, så materialet havde en korndiameter på mindre end 2 mm før forsøgene.

For hver sandtype blev der udført fire bestemmelser af K_s ved forskellige pakningsgrader. Sandprøverne blev tørret ved rumtemperatur i ca. 12 timer og anbragt i et permeameter. På grundlag af vands viskositetsforskelle ved forskellige temperaturer, blev den målte hydrauliske ledningsevne omregnet til en beregnet værdi svarende til temperaturen i målebygværket (7°C).

Bilag A



Figur A-1: Poretalsfunktion mod den mættede hydrauliske ledningsevne for sand I til IV ved 7°C. Poretalsfunktionernes hældning er vist i Tabel A-3.

Tabel A-3: Poretalsfunktionernes hældning.

Sandtype	Hældning
Sand I	$2,23 \cdot 10^{-4}$
Sand II	$1,04 \cdot 10^{-2}$
Sand III	$1,08 \cdot 10^{-3}$
Sand IV	$1,04 \cdot 10^{-3}$

Endvidere blev sandtypernes indhold af organisk stof bestemt (Tabel A-4). Prøverne blev tørret ved 105°C i 24 timer og derefter glødet ved 550°C i 4 timer. Vægtforskellen (tørstofglødetab) beskriver dermed mængden af organisk stof i prøven.

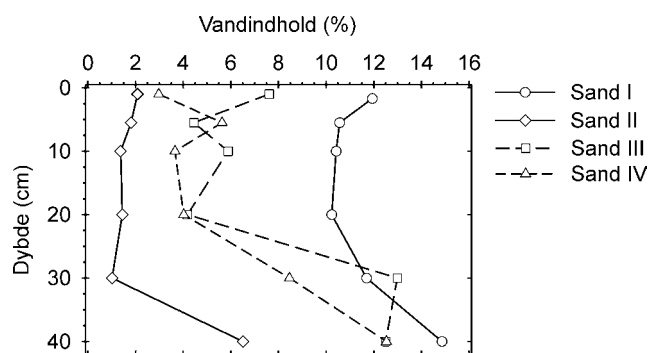
Tabel A-4: Indholdet af organisk stof i sandene.

	Sand I	Sand II	Sand III	Sand IV
Organisk fraktion	0.16%	0.05%	0.38%	0.21%

Bilag B: Pakningsgrad og vandindhold af søjlerne

Efter forsøg A blev vandindholdet i de fire søjler bestemt i ti forskellige dybder (Figur B-1). Efter forsøgene C og D blev der udtaget prøver til bestemmelse af pakningsgrader (Figur B-2 og Figur B-3). Til prøveudtagning blev der anvendt stålcyindre på 100 cm^3 . Prøverne blev tørret ved 105°C i flere dage, hvorefter tørvægten blev bestemt. Pakningstætheden blev beregnet ved at relatere tørvægten til prøvernes volumen på 100 cm^3 . Efter forsøg C blev prøver taget fra 5 cm og 22 cm dybde over hele søjlens tværsnit (Figur B-2). En af prøverne i 5 cm dybde er taget direkte under lækagen.

Efter forsøget med jord (forsøg D) blev prøverne udtaget over hele søjlens tværsnit fra sandlaget, fra jordoverfladen og fra jorden i bunden af søjlen, lige over det stabiliserende sandlag i bunden af søjlerne (Figur B-3). Én af prøverne fra sandlaget er taget direkte under lækagen. De øvrige prøver er fordelt over søjlens tværsnit.

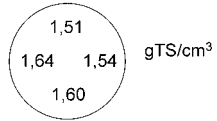


Figur B-1: Vandindhold i de fire sandtyper efter afslutning af forsøg A.

Bilag B

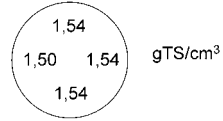
Sand I

a) 5 cm

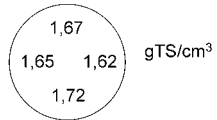


Sand II

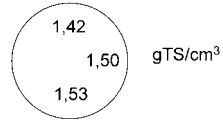
a) 5 cm



b) 22 cm

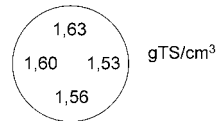


b) 22 cm



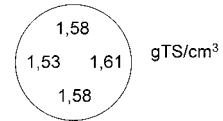
Sand III

a) 5 cm

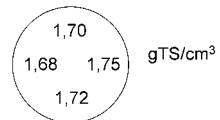


Sand IV

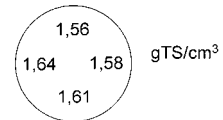
a) 5 cm



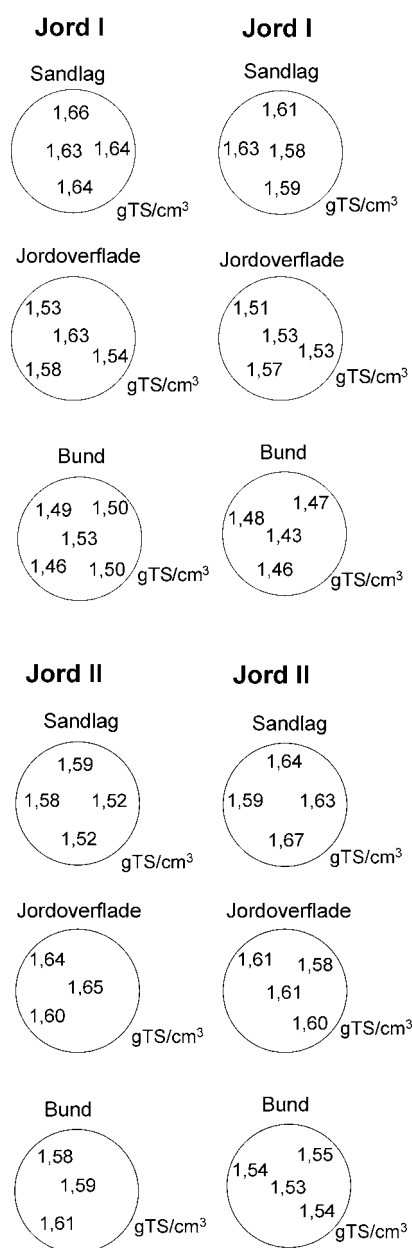
b) 22 cm



b) 22 cm



Figur B-2: Pakningsgrader af sand i forsøg C.



Figur B-3: Pakningsgrader af sand og jord i forsøg D.

Bilag B

Bilag C: Analysemetoder

Prøver fra pilotskala- og feltforsøg blev analyseret for biologiske og kemiske parametre. Prøver fra forsøg A-D blev analyseret for *E. coli*, virus, kvælstofforbindelser ($\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$ og $\text{NO}_3\text{-N}$), COD og miljøfremmede stoffer. Analyseomfanget var afhængigt af det opsamlede prøvevolumen og metodernes detektionsgrænse. De ovennævnte analyser blev gennemført på Aalborg Universitet, Afdeling for Miljøteknik.

Tre prøver fra forsøg B blev analyseret for LAS og klorede opløsningsmidler. Prøverne blev taget fra søjlerne med sand I, III og IV. Desuden blev en spildevandsprøve analyseret, som blev udtaget den 2. november 2000, kl. 15. Analyserne af disse stoffer blev gennemført af laboratoriet KeMiLab.

I feltundersøgelsen blev der endvidere analyseret for bor og *Clostridium* perfringens og dets sporer. Analyserne blev udført hos laboratoriet Miljø-Kemi.

1.1 Biologiske analyser

De biologiske analyser omfatter måling af *E. coli* og colifager. Fremgangsmåden til bestemmelsen af *E. coli* fulgte Grant (1997): 1 ml af prøven blev opløst i ca. 50 ml fosfatbuffer (1mM) og vakuumfiltreret gennem 0,45 μm membranfiltre. Filtrene blev inkuberet med m-ColiBlue[®]-mediet (Millipore), som er USEPA-godkendt. Mediet indeholder inhibitorer for at undertrykke vækst af ikke coliforme bakterier. Pladerne inkuberes ved 35°C i 24 timer. Coliforme bakterier, der ikke er *E. coli* bliver røde, mens *E. coli* kolonier farves blå. Eksempler på de inkuberede plader med *E. coli*-kolonier er vist på Foto C-1. Testens følsomhed bliver beskrevet med 1 CFU (100 ml)⁻¹.

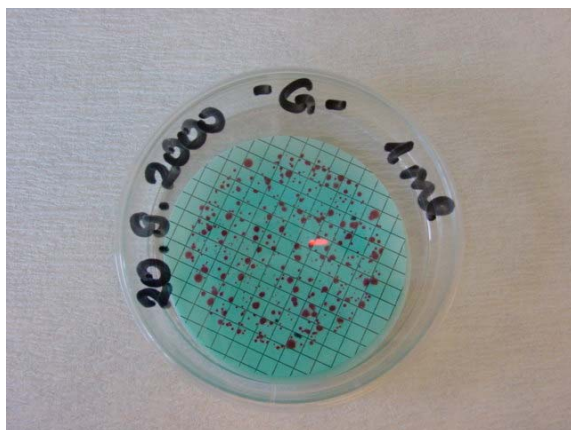


Foto C-1: *E. coli*-analyse af sand, m-ColiBlue[®]-medium.

Testens resultater blev bekræftet ved hjælp af supplerende metoder (Tabel C-1). Sandmaterialerne blev analyseret for *E. coli*, idet 5 g af de fire sandtyper blev ekstraheret med 10 ml fosfatbuffer (1mM). 5 ml af ekstrakten blev filtreret og inkuberet på samme måde som vandprøverne. Desuden blev tre plader med et specifikt medium (Chromocult, Merck) eksponeret i målebygværket i Frejlev for at undersøge en mulig kontamination af luften med aerosoler.

Bilag C

Tabel C-1: Supplerende tests til *E. coli*-analysen

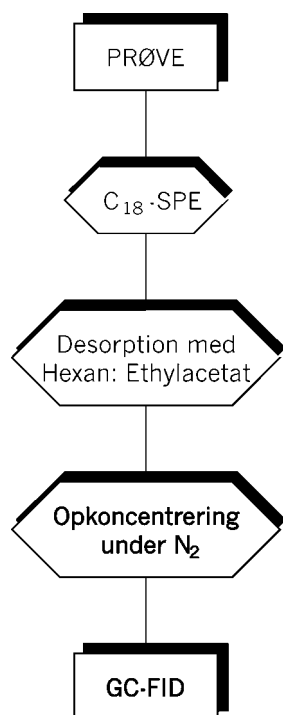
Test	Reaktion
Brilliant green	Gasproduktion
Chromocult medium (Merck)	Blå kolonier
EC-MUG (Remel)	Fluorescens

Virusmålingerne er baseret på Sinton et al. (1996). *E. coli* 13706/60 bliver kultiveret i TSB-medium og tilpasset et antibiotikum (nalidixic acid, 50 mg l⁻¹). Kulturen kan nedfryses og tøs op til brug. Inficering af *E. coli*-vårten med colifager fører til lyse zoner (*plagues*) på pladerne, som kan tælles og relateres til forekomsten af colifager. 2 ml prøve blev blandet med 200 µl af en opløsning, der indeholdt *E. coli*-vårten og et antibiotikum i et flydende TSB-medium. Blandingen blev derefter hældt i en petri-skål, der i forvejen indeholder et lag med TSB-medium og antibiotikum. Pladerne blev inkuberet ved 35°C i 24 timer. Eftersom prøvevolumenet er fastlagt til 2 ml, ligger detektionsgrænsen i denne anvendelse på 1 PFU ml⁻¹.

1.2 Kemiske analyser

Bestemmelsen af kvælstofforbindelserne NO₂-N, NO₃-N og NH₄-N fulgte standardmetoderne DS 222, DS 223 og DS 224. Det udstyr, der er beskrevet i standardmetoderne, er blevet erstattet med en autoanalyser. Derudover er metoderne modificeret således, at brugen af de mest farlige stoffer undgås, f.eks. er phenol i DS 224 blevet udskiftet med den mindre giftige Na-salicylat. COD er blevet analyseret ifølge Standard Methods (APHA, 1995).

Fremgangsmåden ved analysen af phthalaterne i vandprøverne er illustreret på Figur C-1. Ca. 150 ml prøve blev opkoncentreret på en C₁₈-kolonne ved hjælp af solid phase extraction (SPE). Efter tørring af kolonnerne blev phthalaterne desorberet med 12 ml af en blanding af hexan:ethylacetat (1:1). De opkoncentrerede ekstrakter blev analyseret ved hjælp af gaskromatografi med flammeioniseringsdetektion (GC-FID).



Figur C-1: Fremgangsmåde ved analysen af vandprøverne