

Miljøprojekt nr. 121

1989

Forurenede industrigrunde

Miljøministeriet
Miljøstyrelsen

Miljøprojekt

- Nr. 62 : Luftforurening med kvælstofoxider i Danmark
- Nr. 63 : Anvendelse af analyseresultater ved vandkontrol
- Nr. 64 : Kosmetik – bivirkninger
- Nr. 65 : Miljøfremmede stoffer i kommunalt spildevand
- Nr. 66 : Undersøgelser af blødt aggressivt vand
- Nr. 67 : Kilder til grundvandsforurening
- Nr. 68 : Overflade aktiveret iltning af ferrojern i vand fra Hvidmosen
- Nr. 69 : Forbrug og forurening med chlorphenoler
- Nr. 70 : Organiske opløsningsmidler
- Nr. 71 : Kviksølv i havneslam
- Nr. 72 : Organic solvents
- Nr. 73 : Arealanvendelse og geologi – nitrat i grundvand
- Nr. 74 : Kviksølv i danske ferskvandsøkosystemer
- Nr. 75 : Forureningstilstanden i danske svømmebade
- Nr. 76 : Nitrat og pH i drikkevand
- Nr. 77 : Kviksølv i jord
- Nr. 78 : Drænvandskvalitet fra pyritholdige arealer
- Nr. 79 : *Leptospira*-bakterier i rotter ved dambrug og landbrug
- Nr. 80 : Svømmebade og sygdomsrisici
- Nr. 81 : Lokale forureninger og helbredseffekter
- Nr. 82 : QSAR og toksikologi – en ny strategi i kemikalievurdering
- Nr. 83 : Forurening fra gamle affaldsdepoter uden kemikalieaffald
- Nr. 84 : Alternativ lossepladsteknologi – en litteraturgennemgang
- Nr. 85 : Tilførsel af næringsstoffer til vandløb
- Nr. 86 : Genanvendelse af tekstilaffald
- Nr. 87 : Substitution af PVC-plast med andre plastmaterialer
- Nr. 88 : Emballage til mælk og juice
- Nr. 89 : Vandressourcerne og klimasvingninger
- Nr. 90 : Nikkelafgivelse fra metallegeringer
- Nr. 91 : Algetoksicitetstest
- Nr. 92 : CFC- forbrugsmønster i Danmark
- Nr. 93 : Mikrobiel nedbrydning af miljøfremmede stoffer i grundvand
- Nr. 94 : Genanvendelse af madaffald fra storkøkkener i København
- Nr. 95 : Bundfaunaundersøgelser som redskab til overvågning
- Nr. 96 : Svovlbrintedannelse og -kontrol i trykledninger
- Nr. 97 : Renere teknologi i fiskeindustrien
- Nr. 98 : Renere teknologi i træ- og møbelbranchen
- Nr. 99 : Kompostering af haveaffald i Frederiksborg amt
- Nr. 100 : Hazard assessment of 1,1,1-Trichloroethane
- Nr. 101 : Organiske opløsningsmidler i husholdningsprodukter
- Nr. 102 : Fuglefaunaen på konventionelle og økologiske landbrug
- Nr. 103 : Sprøjtefri randzoner i kornmarker
- Nr. 104 : Miljøforbedring ved hovedseparation i rejepilleindustrien
- Nr. 105 : Forbrug af og forurening med bly i Danmark
- Nr. 106 : Haloner – forbrugsmønster i Danmark
- Nr. 107 : Galvanisk overfladebelægning uden affald og spildevand
- Nr. 108 : Madaffald fra storkøkkener – organisation af indsamling og oparbejdning
- Nr. 109 : Erstatningsstoffer for fosfat – spredning og effekter i miljøet
- Nr. 110 : Olie/kemikalieaffald – en spørgeskemaundersøgelse
- Nr. 111 : Undersøgelser af vejledende pyritgrænseværdier
- Nr. 112 : Kvantitative og kvalitative kriterier for risikoaccept
- Nr. 113 : Storskrald og haveaffald
- Nr. 114 : Papirindsamling via specialcontainere og genbrugsstation
- Nr. 115 : Vandmiljøplanens overvågningsprogram
- Nr. 116 : Renere teknologi i svine- og kreaturslagteribranchen
- Nr. 117 : Dioxinmission ved affaldsforbrænding
- Nr. 118 : Klokilders betydning for dioxindannelse ved forbrænding
- Nr. 119 : Okkerrensning i forbindelse med landbrugsmæssig dræning
- Nr. 120 : Kontrol af køretøjer med katalysator
- Nr. 121 : Forurenede industrigrunde

Forurenede industrigrunde

Denne rapport sammenstiller hidtidige erfaringer vedrørende undersøgelser af forurenede industrigrunde. Der opstilles en række krav, der bør opfyldes ved sagsstyring, feltarbejde, analysearbejde og rapportering.

Der er udarbejdet datablade for 3 kemiske stoffer, trichlorethylen, benzen og pentachlorphenol samt industritypebeskrivelser for asfaltfremstillingsvirksomheder, galvanoidindustri og gasværker. Endelig gives retningslinjer for udførelse af borearbejde.

Miljøministeriet
Miljøstyrelsen

Strandgade 29, 1401 København K, tlf. 31 57 83 10

Pris kr. 85,- inkl. 22% moms

ISSN nr. 0105-3094
ISBN nr. 87-503-8188-1

Miljøprojekt nr. 121

1989

Forurenede industrigrunde

**Erfaringsopsamling fra undersøgelser af
forurenede industrigrunde**

Kemp & Lauritzen A/S

**Miljøministeriet
Miljøstyrelsen**

Miljøstyrelsen vil, når lejlighed 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.

SAMMENFATNING

Projektets formål har været at udarbejde en opsamling af de erfaringer der hidtil er gjort under undersøgelse af forurenede industrigrunde. Rapporten er inddelt i 7 hovedafsnit:

- undersøgelsesstrategi
- udtagning af jordprøver
- udtagning af vandprøver
- analyseprogram
- indeklimateundersøgelser
- hydrogeologiske undersøgelser
- rapportering.

I hvert hovedafsnit gennemgås pågældende del af undersøgelsen. I disse hovedafsnit opstilles en række krav der bør opfyldes, ved sagsstyring, feltarbejde, analysearbejde og rapportering i forbindelse med forureningsundersøgelser på forurenede industrigrunde.

Derudover indeholder rapporten 4 appendixer der indeholder:

- datablade, herunder trichlorethylen, benzen og pentachlorphenol
- industritypebeskrivelser, herunder asfaltfremstilling, galvanoidindustri og gasværker
- retningslinier for udførelse af borearbejde
- ordliste.

SUMMARY

The purpose of the project was to elaborate a summary of the experiences made during examination of polluted industrial areas.

The report is divided into 7 main sections:

- strategy of examination
- soil sampling
- water sampling
- analysis programme
- examinations of indoor environment
- hydrogeological examinations
- reporting.

The points above is scrutinized in each main section. In these main sections is also listed a number of demands which should be met during case administration, field studies, analysing and reporting in connection with pollution examinations on the polluted areas.

Furthermore the report contains 4 appendices comprising:

- data sheets, including trichlorethylen, benzene and pentachlorophenol
- industry type descriptions, including bitumen production, galvanic industry and gasworks
- directions for execution of drilling works
- word definition.

INDHOLDSFORTEGNELSE

	Side
1. FORORD	9
2. UNDERSØGELSESTRATEGI	11
2.1 Formålet med undersøgelsen ..	11
2.2 Faseopdeling af indsatsen ...	11
2.3 Orienteringsfasen	13
2.4 Undersøgelsesfasen	15
2.4.1 Strategi ved den indle-	
dende forureningsunder-	
søgelse	15
2.4.2 Supplerende forurenings-	
undersøgelser	16
2.5 Afværgefasen	17
2.6 Drifts- og kontrolfasen	18
2.7 Projektering	18
3. UDTAGNING AF JORDPRØVER	20
3.1 Valg af udtagningsmetode	20
3.2 Udtagning af prøver ved ud-	
gravning	20
3.3 Boremetoder ved udtagning af	
jordprøver	20
3.3.1 Tørboringer	20
3.3.2 Stangboring	21
3.3.3 Slagboring	21
3.3.4 Frifaldsboringer	22
3.4 Valg af boremetode	22
3.5 Udtagning af jordprøver	23
3.6 Emballering og opbevaring af	
jordprøver	23

	Side
4. UDTAGNING AF VANDPRØVER	24
4.1 Strategi ved udtagning af vandprøver	24
4.2 Valg af boremetode ved udtagning af vandprøver	24
4.3 Prøvetagningsudstyr	25
4.3.1 Krav til prøvetagningsudstyr	25
4.3.2 Vandhentere	27
4.3.3 Sugepumper	29
4.3.4 Dykpumper	30
4.4 Emballering og forbehandling af grundvandsprøver	31
4.5 Niveaubestemte grundvandsprøver (BOTESAM)	31
5. ANALYSEPROGRAM	33
5.1 Valg af analyseparametre	33
5.2 Karakterisering af prøver ...	33
5.2.1 Karakterisering i felten	33
5.2.2 Karakterisering i laboratoriet	34
5.3 Indikatorparametre	34
5.4 Samleparametre	36
5.5 Specifikke analyser	39
5.6 Massespektrometriske screeningsanalyser	39
5.7 Kvalitetskrav til analysemetoder og laboratorier	41
6. INDEKLIMAUNDERSØGELSER	43
6.1 Forureningspåvirkning af indeklimaet	43
6.2 Diffusionsberegninger	43
6.3 Undersøgelsesmetodik	47
6.4 Valg af analyseparametre	49

	Side
7. HYDROGEOLOGISKE UNDERSØGELSER ...	50
7.1 Formål	50
7.2 Eksisterende data	51
7.2.1 Regional geologi	51
7.2.2 Terrænnære geologiske forhold	51
7.2.3 Grundvandets trykniveau	52
7.3 Undersøgelsesmetoder	52
7.3.1 Geofysiske målemetoder	52
7.3.2 Boringer	53
7.3.3 Prøvepumpninger	54
7.3.4 Logging i boringer	55
7.4 Præsentation af undersøgelsesresultater	57
 8. RAPPORTERING	 60
8.1 Eksempel på disposition	60
8.2 Indholdet af rapporten	61
8.3 Kvalitetssikring	62
 9. REFERENCER	 64

APPENDIXFORTEGNEELSE

	Appendix	Side
Datablade	1	66
- Indhold af datablade		66
- Trichlorethylen		69
- Benzen		76
- Pentachlorphenol		81
Industritypebeskrivelser	2	86
- Asfaltfremstilling		86
- Galvanoindustri		93
- Gasværker		97
Retningslinier for udførelse af bore- arbejde	3	102
Ordliste	4	108

1. FORORD

Denne rapport er udarbejdet som en opsamling af de erfaringer der indtil nu er gjort under undersøgelse af forurenede industrigrunde og byggegrunde. Rapporten henvender sig primært til sagsbehandlere i kommuner, amter og rådgivende virksomheder.

Bemærkninger eller forslag til ændringer i rapporten modtages gerne.

Rapporten er udarbejdet af Kemp & Lauritzen A/S. Miljøstyrelsens Analytisk Kemiske Laboratorium har bistået med kemidelen af projektet. Projektet er finansieret af Miljøstyrelsen.

Projektet har haft en styringsgruppe bestående af:

Miljøstyrelsen:

- Carsten Raad Petersen (formand),
- Jim Hart
- Ernst Hansen

Miljøstyrelsens Analytisk Kemiske Laboratorium:

- Niels Henrik Spliid,
- Marianne Cleemann

Embedslægeinstitutionen:

- Arne Scheel Thomsen

Kemp & Lauritzen A/S:

- Ole Stang
- Charlotte Nielsen

Der rettes tak til styringsgruppen for aktiv deltagelse i projektet.

Det skal bemærkes, at offentliggørelsen af denne rapport ikke nødvendigvis betyder, at rapporten udtrykker Miljøstyrelsens holdninger.

Miljøstyrelsen, januar 1989

Sagsbehandlere ved Kemp & Lauritzen A/S:

- Charlotte Nielsen
- Ole Michaelsen
- Ole Stang
- Susanne Boiesen Petersen

ORIENTERINGSFASE

- indsamling af oplysninger om lokaliteten og dens omgivelser
- inspektion af lokaliteten
- udarbejdelse af kemiske datablade

UNDERSØGELSESGEFASE

- indledende forureningsundersøgelse til belysning af forureningens kemiske sammensætning og kildestyrke
- supplerende forureningsundersøgelser til uddybning af de forureningsproblemer der blev afsløret i den indledende del af undersøgelsesfasen
- skitseprojekter til afværgeforanstaltninger

AFVÆRGEFASE

- udarbejdelse af detailprojekt til afværgeforanstaltninger
- udførelse af afværgeforanstaltninger

DRIFT- OG KONTROLFASE

- drift og kontrol af afværgeforanstaltninger

FIGUR 2.1 Faseopdeling af handlingsforløbet

2. UNDERSØGELSESTRATEGI

2.1 Formålet med undersøgelsen

Undersøgelserne tager bl.a. sigte på at beskrive;

- Omfanget af en eventuel forurening af jord, med risiko for
 - skader på beplantning, forgiftning af afgrøder
 - skader på dyr og mennesker der færdes på arealerne
 - skader på bygninger, rør og kabler
- Risiko for forurening af grundvand
- Risiko for forurening af nærliggende overfladerrecipient
- Risiko for forurening af luft
 - lugtgener i området
 - indeklimagener i byggeri på grunden

Er der planer for områdets fremtidige anvendelse er det af stor betydning at få kendskab til disse. Det er især vigtigt at få oplysninger om de planlagte forureningsfølsomme anvendelser, som boligbebyggelse, legepladser og lignende. En sådan anvendelse kan betyde at undersøgelsen af grunden kan tage en helt anden dimension, end ved en mindre følsom anvendelse. Det samme gælder for andre interesser i området, f.eks. vandindvindingsinteresser.

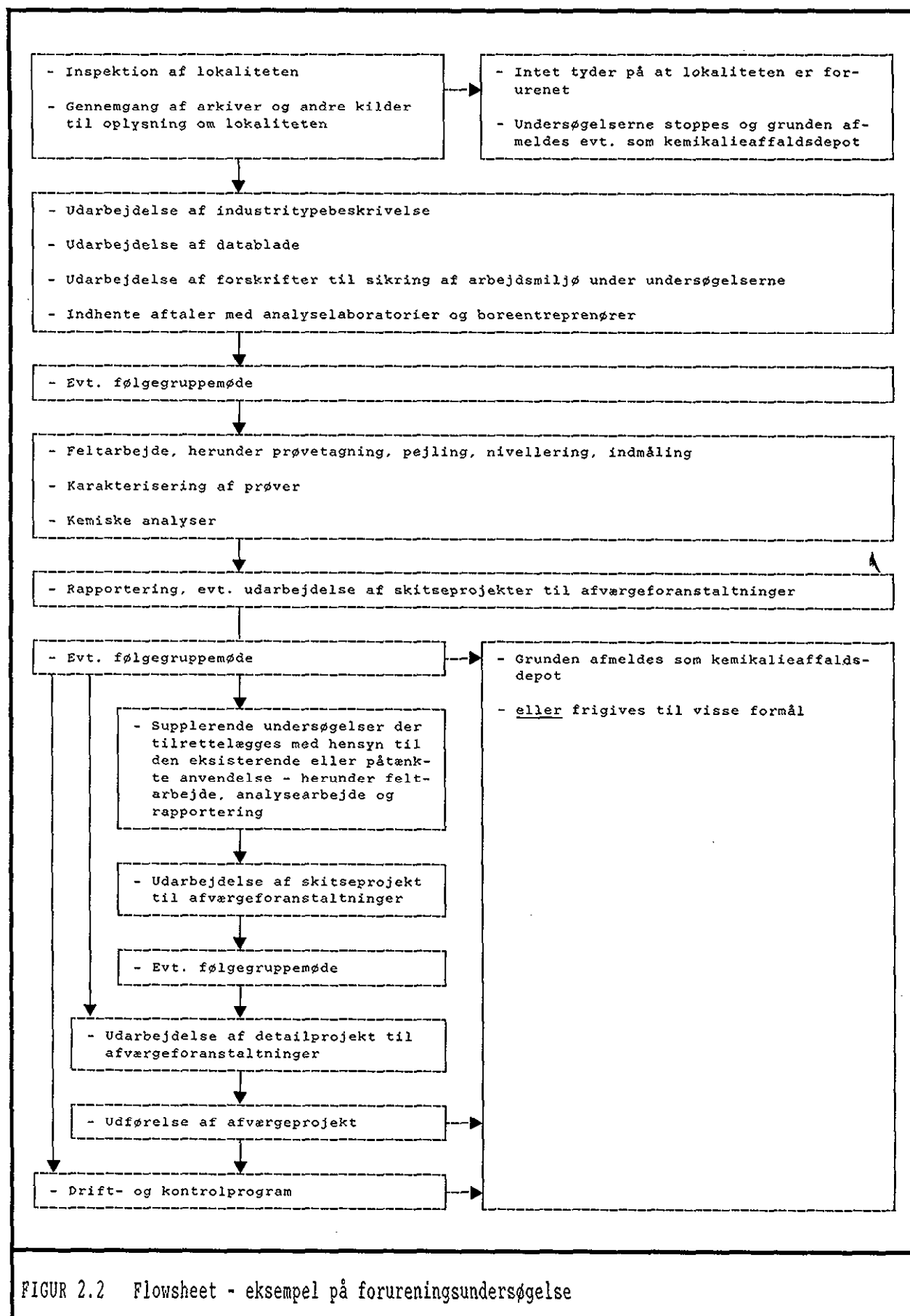
Det har vist sig hensigtsmæssigt at faseopdele undersøgelsen således at man efter at have udført den indledende undersøgelse, kan udnytte den opnåede viden til at målrette de videre undersøgelser til at omfatte et begrænset område eller et begrænset antal forurenende stoffer.

2.2 Faseopdeling af indsatsen

Undersøgelsen af en forurennet industrigrund kan opdeles i faser (se også figur 2.1);

- orienteringsfasen,
- undersøgelsesfase
- afværgefasen
- drift- og kontrolfase.

Denne rapport beskriver primært forløbet af undersøgelsesfasen.



Orienteringsfasen består af den indsamling af oplysninger om lokaliteten der er nødvendig for at kunne lægge prøvetagningsstrategi og udarbejde analyseprogrammer.

I undersøgelsesfasen planlægges, udføres og rapporteres de undersøgelser der er nødvendige for at bestemme omfang og konsekvenser af forureningen og for at kunne planlægge evt. afværgeforanstaltninger.

Er grunden uforurenet, eller kun forurenet i uvæsentlig grad, kan et registreret kemikaliede-
pot afmeldes eller frigives til brug for visse formål. Er grunden forurenet fortsættes forløbet, se figur 2.2.

2.3 Orienteringsfasen

Før der kan foretages et valg af undersøgelsesstrategi skal der i næsten alle tilfælde udføres en række forundersøgelser. Dette gøres for at minimere det nødvendige antal prøvetagninger og analyser, og for at sikre at alle potentielle forureningskilder bliver undersøgt.

Der skal om muligt skaffes oplysninger om hvilke aktiviteter der har fundet sted på undersøgelseslokaliteten, hvad der er fremstillet/forarbejdet, hvor store mængder, hvilke processer og procesanlæg der har været benyttet, hvilke affaldsprodukter der har været fra produktionen, hvor på grunden de forskellige aktiviteter har været placeret og i hvilken periode aktiviteterne har fundet sted. Brancheforeninger kan ofte hjælpe med at fremskaffe oplysninger om tidligere produktionsmetoder. Det er væsentligt at få oplysninger om gamle kloaker, rørledninger og tanke.

Disse oplysninger kan findes i kommunens arkiver, f.eks. i byggesagsarkivet eller i form af gammelt kortmateriale. Brandvæsenet har ofte oplysninger om opbevaring af brandfarlige vædske, tinglysningskontoret og matrikel-direktoratet har oplysninger om hvem der har ejet grunden, og om særlige servitutter eller deklarationer.

Der kan evt. være oplysninger at få fra målebordsblade, eller i egnsudviklingshistorie, evt med flyfotos.

Flyfotos kan ofte findes i landsarkivet, på biblioteket, hos flyfotofirmaer eller hos kommunen.

I forbindelse med forundersøgelserne bør man foretage en inspektion af lokaliteten. Formålet med dette er at se hvad der er af eksisterende bygninger, og at undersøge adgangsforholdene på stedet.

Ved visse former for forurening kan man supplere disse oplysninger med en visuel bedømmelse af området. De forurenede områder kan f.eks. ses som misfarvning af jorden, eller som manglende vegetation. Er det øverste jordlag uforurennet mens der ligger et forurennet lag længere nede, kan det, i nogle tilfælde, ses at græsset gror fint mens træer og andre planter med dybereliggende rodnet går ud.

Man kan undertiden få vigtige oplysninger af tidligere/nuværende ejere eller medarbejdere om håndtering af farlige stoffer og indretning af produktionsanlæg

Inden iværksættelse af bore- eller gravearbejde skal der indhentes oplysninger om beliggenheden af eventuelle elkabler, vandrør, kloaker, gasledninger, telefonkabler og fjernvarmeledninger.

Det kræver et vist kendskab til de stoffer grunden er forurennet med at udarbejde prøvetagningsstrategi og træffe de nødvendige sikkerhedsmæssige forholdsregler ved undersøgelsen.

De nødvendige oplysninger samles i datablade. Databladene udarbejdes en gang for alle hvorefter de benyttes ved hver ny undersøgelse hvor det pågældende stof træffes.

Såfremt ideen med datablade følges af amter og konsulenter foreslås det, at man løbende udveksler disse.

Med hensyn til arbejdsmiljøet under forureningsundersøgelser, henvises til arbejdstilsynet og eventuelt bedriftsundhedstjenesten.

Databladene kan fremsendes til arbejdstilsynet i forbindelse med sikring af arbejdsmiljøet under feltarbejdet.

Databladene beskrives i appendix 1, hvor der også er eksempler på datablade for nogle almindelige forureningskomponenter.

Der indsamles de tilgængelige oplysninger om områdets lokale geologi, hydrogeologi og vandindvinding, samt oplysninger om drænsystemer.

Dette kendskab bruges sammen med de kemiske datablade og baggrundsviden om grunden til at fastlægge hvor man kan forvente at finde en evt. forurening.

2.4 Undersøgelsesfasen

2.4.1 Strategi ved den indledende forureningsundersøgelse

Når prøvetagningen skal planlægges vælges der mellem strategierne;

- at prøveudtagningen placeres som et net over grunden
- at prøverne udtages ved kendte hotspots
- at prøverne udtages under hensyntagen til eksisterende eller påtænkt anvendelse af grunden.

Ved en strategi baseret på hotspots udtager man prøverne de steder, hvor man ud fra de tidligere aktiviteter på området kan forvente at finde en forurening. Denne metode kræver at placeringen af anlæg, tanke, oplagringspladser m.m. er kendt. Med denne metode findes og afgrænses forureningen med mindst muligt antal prøvetagninger. Til gengæld kan store områder af grunden være uundersøgt. Mangelfulde oplysninger om området medfører risiko for at overse mindre forurenede områder.

Ved istedet at placere sin prøvetagning i et net over grunden opnår man en bedre arealmæssig dækning. Denne metode vil være at foretrække hvis oplysningerne om grundens fortid er mangelfulde eller der er tale om opfyldning med tilfældigt materiale på hele området. Afhængig af prøvetagningstætheden risikerer man også ved denne metode at overse mindre lokale forureninger. Det vil kræve langt flere prøvetagninger at afgrænse forureningen ved prøveudtagning i et net end ved udtagning ved hotspots.

Grundens eksisterende eller påtænkte anvendelse vil endvidere have betydning for udtagning af prøver. Således vil en anvendelse som boligområde, legeplads m.m. kræve en mere detaljeret undersøgelse sammenlignet med en anvendelse som befæstet parkeringsplads.

I mange tilfælde vil strategien være en kombination af de nævnte metoder, således at der udtages prøver ved kendte hotspots og/eller ved følsomme anvendelser af arealet. Desuden udtages prøver fra et net, udlagt over de resterende uundersøgte arealer.

Før udtagning af vandprøver fra de udførte boringer bør der foretages analyser af vand fra eksisterende dræn, indvindingsboringer m.m., idet disse kan give vigtige oplysninger om forureningens sammensætning og intensitet.

Ved tilrettelæggelse af forureningsundersøgelser bør der endvidere stræbes efter at få udtaget referenceprøver af jord, luft og grundvand. Jordprøverne kan tages på et nærliggende, uforurenet område. Grundvandsprøver tages opstrøms for grunden, luftprøven tages i vindsiden eller på tilsvarende lokalitet.

De her nævnte strategier anvendes fortrinsvis ved udtagning af jordprøver. Jordprøverne giver et meget lokalt billede af forureningsbelastningen. Ved udtagning af vandprøver kan forureningens udbredelse af vandopløselige forureningskomponenter vurderes, idet vandprøver er langt mere repræsentative for et område sammenlignet med jordprøver.

2.4.2 Supplerende forureningsundersøgelser

Viser den indledende undersøgelse at den pågældende grund er forurenet i en grad der kræver yderligere undersøgelser, opstartes de supplerende undersøgelser.

Formålet med disse undersøgelser er at uddybe et eller flere af de problemer der er blevet afsløret i den indledende undersøgelse, med henblik på bestemmelse af forureningens spredning og koncentration for en senere projektering af afværgeforanstaltninger.

Er der eksempelvis fundet en væsentlig forurening af det sekundære grundvand på undersøgelseslokaliteten, iværksættes der som regel en delundersøgelse af forureningens mulige spredning til det primære grundvandsmagasin.

Det vurderes herefter hvor en eller flere kalkboringer kan placeres optimalt. Viser analyser af vandprøver at forureningen har bredt sig til det primære magasin, vil næste led i denne delundersøgelse være at udføre

en mere omfattende hydrogeologisk undersøgelse af området, og prøve at bestemme udbredelsen af en evt. forureningsfane i magasinet.

Tilsvarende planlægges og udføres andre nødvendige delundersøgelser parallelt. Delundersøgelserne må som regel koordineres indbyrdes da der ofte er fælles elementer i felt- og analysearbejdet.

De supplerende undersøgelser vil naturligt munde ud i ét eller flere skitseprojekter til afværgeforanstaltninger. Skitseprojekterne er udført på baggrund af afgravnings- eller oprensningskriterier. Fastsættelse af sådanne kriterier er yderst vanskelig, og vil bl.a. være afhængig af arealets anvendelse, forureningens kemiske sammensætning, jordens sammensætning samt de jordkemiske forhold. Ud fra skitseprojekter og tilhørende økonomiske overslag kan følgegruppen vurdere og vælge den mest hensigtsmæssige løsning både miljømæssigt og økonomisk.

2.5 Afværgefasen

I afværgefasen udarbejdes detailprojekt til de nødvendige afværgeforanstaltninger og foranstaltningerne gennemføres.

Afværgeforanstaltningerne tager sigte på at afhjælpe en forurening, eller at forhindre spredning af forurening i jord, vand eller luft. De almindelig brugte metoder ved disse projekter er:

Jord

- udskiftning af forurennet jord
- in-situ rensning af forurennet jord
- befæstelse eller indkapsling af forurennet jord
- ændringer i arealernes anvendelse ved f.eks. flytning af det bebyggede areal på grunden eller flytning af legepladsarealer til mindre belastede dele af grunden.

Grundvand

- udskiftning af forurennet jord
- in-situ rensning af forurennet jord/vand
- befæstelse eller indkapsling af forurennet jord (for at hindre udvaskning)
- oppumpning og rensning af primært eller sekundært grundvand.

Luft

- udskiftning af forurennet jord
- in-situ rensning af forurennet jord
- befæstelse eller indkapsling af forurennet jord
- ændringer i arealernes anvendelse ved f.eks. flytning af det bebyggede areal på grunden eller flytning af legepladsarealer til mindre belastede dele af grunden
- i undtagelsestilfælde ændringer i bygningskonstruktionerne for at mindske risikoen for indeklimagener.

Det kan i nogle tilfælde være nødvendigt helt at ændre planerne for grundens anvendelse, hvis det ikke har været muligt at opnå et forureningsniveau der svarer til den planlagte anvendelse.

2.6 Drift- og kontrolfasen

Formålet med drift- og kontrolfasen er at sikre eller kontrollere de udførte afværgeforanstaltningers effekt, dvs. kontrollere at forureningen er fjernet, eller at sikre at tilbageværende forureningen ikke spredes yderligere.

Ved bortgravning af jord vil man kontrollere jordkvaliteten i udgravningens sider og bund, for at sikre at hele forureningen er fjernet.

Renses jorden in-situ vil man løbende kontrollere rensningsprocessen og kvaliteten af jorden i området.

Grundvandets forurening kontrolleres f.eks. ved afværgepumpning og udtagning af prøver til analyse fra kontrolboringer. Det kan være nødvendigt at lade et sådant kontrolprogram strække sig over lange perioder.

2.7 Projektstyring

Som det fremgår af figur 2.2 er det et omfattende og kompliceret projektforløb, som skal gennemløbes for hver enkelt sag.

Det er derfor af afgørende betydning for kvaliteten af det endelige produkt, at der sker en styring af hele sagsforløbet. Denne styring bør gennemføres af amtskommunen.

Hvis en følgegruppe er nedsat for at følge en frivillig undersøgelse og oprydning kan det være mere problematisk for følgegruppen eller amtskommunen at styre sagsforløbet, og i disse tilfælde må det nok accepteres, at styringen primært foretages af den grundejer, der betaler den frivillige oprydning. I de tilfælde, hvor undersøgelsen gennemføres af et konsulentfirma, vil det primært være dette firmas opgave at gennemføre undersøgelserne og styre projektforløbet fra følgegruppemøde til følgegruppemøde.

Ved et af de indledende følgegruppemøder bør følgegruppen vedtage en undersøgelsesstrategi, som sikrer, at når projektforløbet er afsluttet vil alle relevante problemstillinger være belyst.

Der bør til hvert følgegruppemøde udarbejdes en rapport eller et statusnotat, som redegør for projektets forløb siden sidste møde og som lægger op til eventuelle ændringer i det tidligere vedtagne projektforløb. Der bør altid tages beslutningsreferater fra følgegruppemøderne.

Det kan til tider være fristende at prøve at "skyde genvej" i undersøgelsesforløbet og gennemføre større eller mindre dele af afværgeforanstaltningerne, inden kortlægningen af forureningen er fuldt afsluttet. Det er som hovedregel en dårlig løsning, hvor man kan risikere, at afværgeforanstaltningerne fordyres væsentligt, når beslutningsgrundlaget ikke er komplet.

3. UDTAGNING AF JORDPRØVER

3.1 Valg af udtagningsmetode

I dette kapitel behandles boremetoder, udtagningsintervaller og emballering i forbindelse med udtagning af jordprøver.

Jordprøverne kan udtages ved udgravning eller boring.

3.2 Udtagning af prøver ved udgravning

Ved udgravning kan man vælge at grave enten huller eller render i jorden. Der er ofte problemer med at få plads til de opgravede jordbunker ved udgravning på grunden. Fyldes jorden tilbage i hullet er lagfølgen ødelagt, og der kan være skabt en lækage i lagene.

Da udgravningerne enten skal være afstivede eller forsynet med anlæg bliver arbejdet uoverskueligt hvis prøverne skal udtages dybere end et par meter under terræn.

Der kan endvidere være arbejdsmiljøproblemer ved udgravning og prøvetagning i udgravninger på forurenede grunde. Det er derfor vigtigt at det nødvendige sikkerhedsudstyr er tilgængeligt, og at den enkelte medarbejder er fortrolig med brugen af det.

På fyldpladser hvor der er deponeret mange forskellige former for affald, og hvor placeringen af affaldet er ukendt, vil udgravning af render, eller en kombination af render og boringer være at foretrække.

3.3 Boremetoder ved udtagning af jordprøver

3.3.1 Tørboringer

Udtager man prøverne ved boringer undgår man de fleste af ovennævnte problemer. Til gengæld får man ikke det overblik en udgravet rende kan give ved at vise et snit gennem et område af grunden.

Ved forureningsundersøgelser, hvor der skal udtages jordprøver, skal der anvendes tørboringer (frem for skylleboringer), da man på denne måde får de bedste prøver, både til brug ved geologisk bestemmelse af prøven og til kemiske analyser /16/.

Betegnelsen tørboring er egentlig noget misvisende, idet tørboring hyppigt foregår under vand.

Betegnelsen må derfor ses i relation til at materialetransporten sker af mekanisk vej, i modsætning til skylleboringer hvor det løsnede materiale fjernes fra boringens bund ved en kontinuert skylning.

Den mekaniske materialetransport kan finde sted på to måder;

- tørboring med borestænger
- tørboring med wire.

I de følgende afsnit beskrives tre tørboringsmetoder, og udførelse af korte miljøtekniske boringer.

3.3.2 Stangboring

Ved stangboring anbringes boreværktøjer på rotationsstænger, der drives af et hydraulisk drejehovede (eller i nogen tilfælde manuelt). De værktøjer der anvendes kan være snegl, skebor eller specielle prøveoptagere til optagning af f.eks. intakte lejringer.

Fordelene ved stangboremetoden er at den giver gode dybdespecifikke prøver og at meget små vandførende lag kan registreres.

Metoden er ikke velegnet uden brug af foringsrør i sand under grundvandsspejlet. Ved dybere boringer bliver det tidskrævende at samle og adskille borestængerne under arbejdet.

3.3.3 Slagboring

Slagboring er en wireboringsmetode. Værktøjerne er ophængt i to wirer, med hver sin uafhængige wire tromle. Wirespillene kan drives mekanisk eller hydraulisk.

Den kraftigste af wirerne driver mejselværktøjet, den letteste bærer materialeopsamlingsapparatet (også kaldet sandspanden). Princippet er at mejselværktøjet knuser alt materiale til en vis dybde under borerøret, hvorefter sandspanden fjerner alt det løse materiale og borerørene trykkes ned til borehullets bund.

Jordprøver udtaget ved denne boremetode er repræsentative for et boreområde på 1-2 meter. Prøverne vil ofte være opslemmede, og kan derfor ikke bruges til kemiske analyser.

Metoden er velegnet til boringer i relativt stor dybde op til et par hundrede meter. Denne metode anvendes ofte til afværge- eller kontrolboringer.

3.3.4 Frifaldsboringer

Frifaldsmetoden er en forenklet form af slag-boremetoden. Her bruges en sandspand som både mejsel og opsamlingsapparat, der bruges derfor kun en wire. Da sandspanden ikke kan knuse så store sten som en masiv mejsel, er metoden kun egnet ved borediametre på mindst 250 mm.

Jordprøvernes kvalitet er som ved slagboring.

Metoden kan anvendes hvis en stangboring må stoppes ved et sandlag under grundvandspejlet eller lignende. Også denne metode er velegnet til udførelse af afværge- eller kontrolboringer.

3.4 Valg af boremetode

Korte miljøtekniske boringer udføres oftest som stangboring med snegl eller ske. Denne metode er hurtig, økonomisk og giver en god prøve kvalitet. Den bedste prøve kvalitet, fås hvis der anvendes borerør under arbejdet, men dette forsinkes - og dermed fordyrer - dog borearbejdet en del.

Ved dybe boringer må metoden vælges efter krav til prøve kvaliteten og de geologiske forhold i området.

Er kravene til prøve kvaliteten høje vælges en stangboremetode. Metoden er langsommere end boringer med wire.

Er kravene til prøve kvaliteten mindre vælges normalt slag- eller frifalds boring.

Der er givet en nærmere beskrivelse af udførelse, filtersætning og forsegling af boringer i appendix 3. Se også /5/ og 7/.

3.5 Udtagning af jordprøver

Det er normalt tilstrækkeligt at udtage prøver for hver halve meter, det vil sige om - 0,5-1,0 meter - til de kemiske analyser. Ved dybe boringer kan man udtage prøverne tæt de første meter, hvorefter man kan nøjes med at udtage prøver for hver meter.

Prøvetagningsintervallet skal dog altid afpasses efter forureningens og geologiens art.

Ved visse former for forurening vil det være aktuelt med et mindre prøvetagningsinterval. Det gælder f.eks. ved olieforurening hvor der skal udtages prøver med et meget lille interval omkring grundvandspejlet. Ved forurening med stoffer der bindes hårdt i jorden, som f.eks. tungmetaller, skal der udtages prøver med lille interval i de øverste jordlag, f.eks. pr. 10 cm.

Jordprøver til geologisk bestemmelse udtages for hver halve meter, idet der dog udtages mindst en prøve for hvert geologisk lag.

3.6 Emballering og opbevaring af jordprøver

Prøver til geologisk bestemmelse emballeres i plastikposer. Jordprøver til kemiske analyser skal emballeres således at prøven ændrer sig mindst muligt under transport- og ventetid.

Det er hensigtsmæssigt at anvende tætsluttende glasemballage, som f.eks. alm. syltetøjsglas med patentlukning. Man bør dog altid rådføre sig med analyselaboratoriet om hvilken emballage der bør anvendes, idet nogen analyser kræver f.eks. særlig rene eller tætte glas til prøverne, eller konservering af prøverne på stedet.

Prøverne skal afleveres hurtigst muligt til laboratoriet. Indtil aflevering skal prøverne om muligt opbevares mørkt, ved køleskabstemperatur eller evt. nedfrosset. Glassene skal holdes lukkede.

4. UDTAGNING AF VANDPRØVER

4.1 Strategi ved udtagning af vandprøver

Når udbredelsen af en forurening i grundvandet skal bestemmes kan der benyttes to strategier;

- prøvetagningen udføres ved spotcheck, dvs. der udtages vandprøver fra et antal boringer placeret i det aktuelle område
- der udføres volumenprøvetagning fra en enkelt boring.

Af disse to strategier er den førstnævnte langt den mest anvendte. Ved denne metode får man vandprøver der repræsenterer vandkvaliteten lige omkring hver enkelt boring, og kan udfra dette danne sig et billede af forureningsudbredelsen.

Ved volumenprøvetagning udtager man en række prøver med større og større tidsintervaller ved stadig pumpning på en enkelt boring. De enkelte prøver repræsenterer stadig større områder omkring boringen.

Ved denne metode kan man risikere at sprede en eventuel forurening til et større område.

Selvom sidstnævnte metode ikke kræver så mange boringer er den mindre benyttet ved undersøgelse af forurenede industrigrunde. Metoden kræver et nøje kendskab til geologien i området. Sker tilstrømningen f.eks. i sprækker kan man desuden trække stoffer fra fjerntliggende forureningskilder ind i boringen, mens nærliggende kilder i mindre permeable lag ikke registreres. Med hensyn til nærmere beskrivelse af metoden henvises til /8/.

4.2 Valg af boremetode ved udtagning af vandprøver

Den bedste prøve kvalitet, med hensyn til både jord- og vandprøver, fås hvis boringerne udføres som tørboringer.

Skylleboringer kan anvendes hvor de eneste formål med boringen er at der skal udtages vandprøver, prøvepumpes, pejles eller udføres borehulslog.

Normalt anvendes denne metode dog kun til vandforsyningsboringer, da de tilsatte kemikalier til boremudder kan forringe prøve kvaliteten.

Skal der udtages vandprøver fra boringen, skal prøverne så vidt muligt bevare deres oprindelige kemiske- og biologiske egenskaber. Det betyder at filter- og pejlerør, filtermateriale, borevæske og forseglingsmateriale ikke må påvirke vandkvaliteten eller den evt. forurening i grundvandet.

Man bør derfor undgå at lime filter- og pejlerør, og sammensætningen af limen i eventuelle præfabrikerede quartsfiltre bør undersøges. Lecafiltre bør undgås da leca er basisk.

Ved renpumpning af korte miljøtekniske boringer, anbefales det at pumpe 4-10 gange det vandvolumen der står i røret.

Der bør som hovedregel kun installeres et niveaubestemt filter pr. boring i stedet for fuld filtersatte boringer og flere filtre i samme boring.

Ved boringer hvor filteret har en dimension der gør det muligt at anvende dykpumpe, bør boringen renpumpes efter retningslinierne for renpumpning af vandforsyningsboringer. Har der været anvendt boremudder, eller er der på anden måde tilført kemikalier til boringen, skal der renpumpes længe med høj ydelse før prøvetagning. I praksis vælger man ofte at renpumpe i en kortere eller længere periode, en time til et døgn.

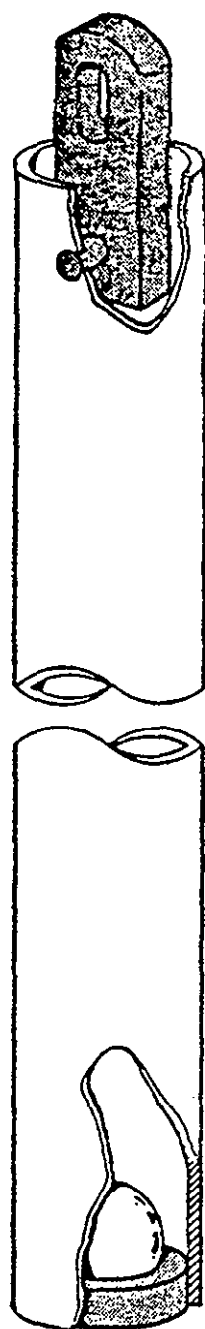
I appendix 3 er der givet retningslinier for udførelse af borearbejde, incl. filtersætning og forsegling.

4.3 Prøvetagningsudstyr

4.3.1 Krav til prøvetagningsudstyret

Den udtagne prøves kvalitet er meget afhængig af prøvetagningsmetode og -udstyr. Der stilles forskellige krav til udstyret alt efter boringens udformning, analyseparametre og økonomi. Kravene til en ideel vandprøveoptager er;

- Udstyret skal kunne udtage en grundvandsprøve uden at ændre på prøvens fysiske eller kemiske egenskaber
- Det skal kunne benyttes til både forpumpning og prøvetagning



FIGUR 4.1 PVC-vandhenter

- Det skal have kapacitet til hurtigt at kunne levere en passende prøvemængde
- Det skal være let at rense og vedligeholde
- Det skal være let håndterligt
- Det skal være driftsikkert
- Det skal være økonomisk i anskaffelse og drift.

Det er ikke muligt at få prøvetagningsudstyr der overholder alle de opstillede krav.

Ud af de mange former for prøvetagningsudstyr der eksisterer er her udvalgt de 3 mest anvendte former til nærmere beskrivelse;

- vandhenter
- sugepumpe
- dykpumpe.

Med hensyn til gennemgang af andre systemer henvises til /6/, /9/ og /10/.

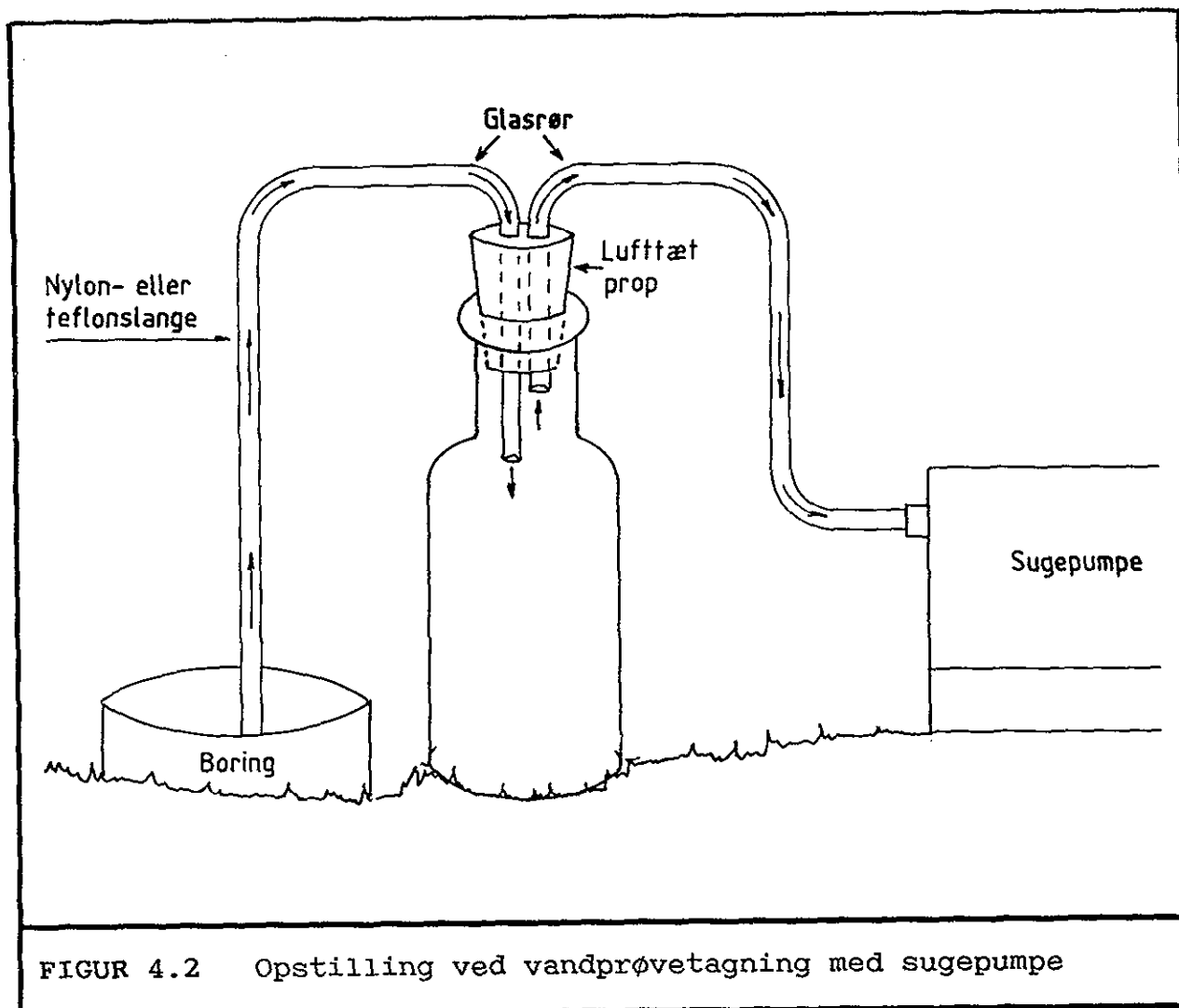
Den trykforskel en vandprøve vil komme ud for er proportional med afstanden mellem prøvetagningsniveau og grundvandsspejl. Jo større denne afstand er jo større risiko er der for at prøven strippes for sit indhold af flygtige stoffer. Dette er et generelt problem ved udtagning af vandprøver, der går igen ved alle nu anvendte udtagningsmetoder.

4.3.2 Vandhenter

Vandhenterne benyttes bl.a. ved boringer hvor grundvandspejlet står mere end 7-8 meter under terræn, og filterdimensionen ikke er tilstrækkelig til brug af dykpumpe.

Vandhenterne er engangsudstyr. Hermed undgås krydskontaminering. De er uegnede til renpumpning, og prøverne bliver dermed ikke af en så god kvalitet, medmindre det er muligt at renpumpe med f.eks. en sugepumpe inden prøvetagningen.

Vandhenterne findes i mere eller mindre komplicerede udformninger. Den mest enkle form for vandhenter er et rør med lukkemekanisme i bunden, som vist på fig 4.1. En sådan vandhenter koster 300-500 kr. (1987-kr.).



Ved udtagning af vandprøver sænkes vandhenteren ned i boringen. Når vandhenteren er under grundvandsspejlet hejses den op og ned et par gange i små ryk. Hermed fyldes vandhenteren, som herefter kan trækkes op. Vandprøven overføres straks til anden emballage.

Vandhenterne kan fremstilles i flere materialer og størrelser, således at de kan tilpasses de aktuelle forhold.

Vandhenterne er lette at transportere, driftsikre og kræver hverken eftersyn eller strømforsyning.

4.3.3 Sugepumper

Sugepumper anvendes ved boringer med lille filterdimension, og grundvandsspejlet mindre end 7-8 meter under terræn. Der anvendes engangsslanger så krydskontaminering undgås.

Sugepumpen virker ved at skabe et undertryk, hvorved grundvandet, gennem en slange, kan suges op af boringen.

De to almindeligste typer sugepumper er peristaltiske pumper og centrifugalpumper. Begge disse pumpetyper kræver strømforsyning. Alternativt kan anvendes en hånddreven vacuumpumpe.

Undertrykket i en peristaltisk pumpe skabes ved at et slangestykke klemmes af et antal roterende ruller. Pumperne fås med variabel ydeevne på op til få hundrede liter i timen. De er derfor bedst egnede til lavtydende boringer.

Centrifugalpumper fås med meget høj ydeevne, og kan derfor bruges til både lavt- og højtydende boringer. Sugepumper er relativt billige og let transportable.

Da sugepumper udsætter vandet for et undertryk er problemet med at prøverne strippes for opløste gasser og flygtige forbindelser endnu større end ved andre prøvetagningsmetoder.

For at undgå at få vandet fra boringen igennem pumpen, som kan være kontamineret og/eller istand til at adsorbere en del af prøvens indhold, indskydes prøvetagningsflaske mellem pumpe og prøvetagningslange, som vist på figur 4.2.

Ved renpumpningen forud for prøvetagningen kan samme system anvendes, dog med en større flaske. Vandet kan da ledes fra sugeflasken ud gennem pumpen. Sugeflasken vil da fungere som bundfældningsbassin, så slid på pumpen, på grund af sand og andet opslemmet materiale i vandet, kan undgås. Det primære formål med at anvende denne opstilling ved renpumpning er dog at forhindre tilbageløb fra pumpen til boringen, f.eks. ved strømsvigt. Står der forurenede vand i pumpen ville et sådan tilbageløb kunne forurene en ellers uforurenede boring.

Sugeslanger kan fås i mange mere eller mindre velegnede materialer. De mest almindelige er PVC, nylon, polyethylen, teflon, silicone og gummi. Man bør være opmærksom på at polymere materialer kan indeholde tungmetaller og organiske stoffer, f.eks. blødgørere eller farvestoffer. Disse kan give anledning til såvel adsorption som stoffrigivelse.

Det anbefales at anvende enten teflon- eller nylonslanger. I tvivlstilfælde kan man ofte søge råd hos enten producenten eller hos det laboratorium der skal udføre pågældende grundvandsanalyser.

Slangerne kasseres som hovedregel efter prøvetagning i én boring.

4.3.4 Dykpumper

Dykpumper kan bruges til prøvetagning fra boringer med vandspejl i enhver forekommende dybde, hvis boringen har en dimension på over 110 mm. Ydelsen afhænger af pumpens størrelse og løftehøjden. Pumper der kan benyttes i boringer med dimension mindre end 110 mm er i øjeblikket under udvikling.

Pumpen, der består af et antal serieforbundne centrifugalpumper anbragt oven på hinanden, kræver strømforsyning, 220/380 V. Pumpen sænkes ned i boringen ved hjælp af en wire eller en slange.

Dykpumper genbruges. Man skal derfor sørge for ordentlig rengøring af pumpen mellem hver boring.

Ved en høj pumpeydelse har vandet en ringe opholdstid i pumpen og pumpe slangen, hvorfor risikoen for adsorption eller frigivelse af stoffer i pumpe og slange nedsættes.

Risikoen vil dog altid være mindst hvis man forpumper længe med høj ydelse umiddelbart før prøvetagning.

Ligeledes skal tophanen stå åben længe før prøven udtages, så prøven ikke indeholder vand der har stået i hanen /6/ og /9/.

4.4 Emballering og forbehandling af grundvandsprøver

Den emballage, grundvandsprøven overføres til efter udtagning, skal sikre at prøven i så høj grad som muligt kommer uforandret frem til laboratoriet. Den skal beskytte mod uønskede ydre påvirkninger, og må hverken adsorbere stoffer fra- eller afgive stoffer til prøven.

Normalt anvendes plastik- eller glasflasker. Forudsætningen for at få et godt analyseresultat er at emballeringen af prøven er aftalt med analyselaboratoriet. I mange tilfælde skal der benyttes specielt tætte eller rene embalager. Ved større analyseprogrammer er det ofte nødvendigt med flere typer emballage til samme prøve.

Skal prøven konserveres eller filtreres straks ved udtagelsen, må proceduren for dette aftales med laboratoriet, således at prøven bevares bedst muligt til analysen.

Analyseringen bør ske hurtigst muligt efter prøvetagningen. Da prøverne ofte skal transporteres et stykke til laboratoriet bør man sikre optimale forhold under vente- og transporttiden, hvilket i mange tilfælde vil sige mørke og 4°C.

4.5 Niveaubestemte grundvandsprøver (BOTESAM)

Når en forurenings tredimensionale udbredelse i et grundvandsmagasin skal bestemmes skal der udtages prøver, fra flere dybder i magasinet. Prøverne skal være repræsentative for det niveau hvor de er udtaget.

Dette kan gøres ved at udføre en række boringer, der er filtersat i forskellige dybder.

Er der kun en filtersat boring, kan det være hensigtsmæssigt at kunne udtage repræsentative grundvandsprøver i en vilkårlig dybde i en

eksisterende boring. Dette kan gøres ved at afproppe filtret over og under det niveau hvorfra prøven ønskes taget, se iøvrigt /1/.

Danmarks Geologiske Undersøgelse har iøvrigt udviklet en speciel metode til udtagnng af niveaurigtige vandprøver og test af hydrauliske parametre i forskellige vandførende horisonter. Navnet på metoden er sammensat af de første bogstaver i BOring, TEst af hydrauliske parametre og det forhold, at der SAMles vandprøver.

Metoden medfører, at der nedrammes en ca. 60 cm lang filterenhed, der nederst består af en rammespids hvorpå der er fæstet et ca. 45 cm langt filter. Filteret består af et 2" galvaniseret jernrør med runde filterøjne. Ovenover filteret er monteret et stigrør. Filterenhed og stigrør nedrammes med trykluft.

Undervejs under nedramningen er det muligt at registrere vandspejlet i det lag, hvor filterenheden er placeret, udtage vandprøver fra samme lag og foretage en slug-test til omtrentlig bestemmelse af den hydrauliske ledningsevne i det vandførende lag. Det er ikke muligt at udtage jordprøver til nøjagtig bestemmelse af lagfølge i boringer, men der kan udføres en gamma-log til omtrentlig fastlæggelse af laggrænsen.

BOTESAM-boringer er mest velegnede i sandede formationer, idet rammearbejdet må stoppes, hvis der stødes på større sten undervejs. I moræneler er det ikke muligt at ramme sonden ned. Største rammedybde har indtil videre været 35 meter, men metoden er stadig under udvikling. BOTESAM-metoden kan ikke helt erstatte traditionelle boringer, da der altid vil være behov for at kende den geologiske lagfølge fra nærliggende boringer.

BOTESAM kan bruges som et værdifuldt supplement til traditionelle boringer for udtagnng af niveaurigtige vandprøver i overvejende sandede formationer /2/.

5. ANALYSEPROGRAM

5.1 Valg af analyseparametre

Analyseprogrammet vil ofte som forureningsundersøgelsen iøvrigt være faseopdelt. Har den orienterende fase givet et klart billede af, hvilke forureningskomponenter, der kan forventes at forekomme, herunder hvilke nedbrydningsprodukter, der kan være dannet, vil det være muligt at starte analyseprogrammet med specifikke analyser. Disse kan omfatte alle eller udvalgte stoffer, der har været anvendt på grunden eventuelt suppleret med analyse af udvalgte indikatorparametre.

Er der usikkerhed om, hvilke forureningskomponenter, der kan være til stede, må der indledningsvis foretages undersøgelser, der afgør forureningens karakter. Den uorganiske forurening kan karakteriseres ved såkaldt udvidet drikkevandskontrol, (vandprøver) /Miljøministeriet 1985-II/ eller analyse for andre udvalgte samleparametre samt analyse for udvalgte tungmetaller (jordprøver).

Arten af de tilstedeværende organiske forureninger bestemmes bedst ved GC/MS-screening, der giver mulighed for identifikation af en lang række komponenter.

Sammensætningen af analyseprogram i eventuel efterfølgende faser afgøres på baggrund af de i den indledende undersøgelse opnåede resultater, med hensyn til forureningens art, kildestyrke og eventuelle udbredelse.

Analyser for forureningskomponenter i luft vil ofte være henlagt til de supplerende undersøgelser, hvor det er klarlagt om en sådan undersøgelse er nødvendig. Der kan her være tale om f.eks. indeklimamålinger.

5.2 Karakterisering af prøver

5.2.1 Karakterisering i felten

Det er ønskværdigt allerede ved feltarbejdet at få foretaget en foreløbig karakterisering af prøverne. Ved hjælp af denne karakterisering kan man i mange tilfælde nå at ændre boreprogrammet således at forureningen allerede i den indledende undersøgelse kan afgrænses.

En sådan karakterisering kan bestå af følgende parametre for jordprøverne;

- geologisk beskrivelse
- farve
- lugt/PID (photoionisationsdetektor)-måling/Miran-måling

5.2.2 Karakterisering i laboratoriet

Efter at prøverne er afleveret i laboratoriet kan der udføres en mere grundig karakterisering, der eksempelvis kan bestå af følgende parametre:

Jordprøver:

- geologisk beskrivelse
- lugtvurdering/PID/Miran
- farve
- pH

Vandprøver:

- farve
- klarhed
- lugt/PID/Miran
- pH
- ledningsevne

Disse oplysninger kan sammen med beskrivelsen af grundens fortid og datablade, give de nødvendige oplysninger til afgørelse af, hvilke prøver der bør analyseres.

På grund af arbejdsmiljøproblemer på laboratorierne må lugtvurderingen ofte udskiftes med andre målemetoder. Dette kan i en del tilfælde være f.eks. PID (photoionisationsdetektor)-målinger, eller målinger med en Miran, suppleret med enkelte lugtvurderinger.

Bortset fra den geologiske beskrivelse må denne karakterisering kun tillægges mindre betydning i det videre arbejde.

5.3 Indikatorparametre

Ved sammensatte forureninger vil det ofte være fordelagtigt at udvælge nogle indikatorparametre til en første bestemmelse af en forurenings udbredelse og intensitet.

Disse parametre udvælges bl.a. udfra lokalitetens baggrund og de udledte stoffers mobilitet i jord/vand/luft.

Ana-lyse-para-meter	Detektions-grænse (vandprøver) mg/l	Naturligt indhold i uforuren- net grundvand mg/l
NVOC	0,1	< 1-5
VOC	0,05	< 0,05
TOC	-	1-5
AOX	0,001-0,002	< 0,001-0,010
VOX	0,001-0,002	< 0,001-0,002
EOX	0,020	< 0,020
Hvor: NVOC = ikke-flygtigt organisk kulstof VOC = flygtigt organisk kulstof TOC = total organisk kulstof AOX = absorberbart organisk halogen VOX = flygtigt organisk halogen EOX = ekstraherbart organisk halogen		
TABEL 5.1 Samleparametre for organiske forbindelser, efter /15/		

Indikatorparametre er parametre, der uden nødvendigvis selv at være det egentlige forureningsproblem, indikerer at en vandprøve er forureningspåvirket i forhold til en referenceprøve (f.eks. en prøve udtaget opstrøms i forhold til den undersøgte lokalitet).

Der kan opstilles en række krav, som de perfekte indikatorparametre bør opfylde:

- De skal repræsentere pågældende forurening, således at man f.eks. som indikatorparameter for vandprøver vælger den delkomponent der er vandopløselig, mobil og viser en god kontrast mellem forurennet- og uforurennet grundvand.
- De skal kunne analyseres sikkert med lav detektionsgrænse
- Baggrundsværdierne for de pågældende stoffer skal være så lave som muligt
- Prøveudtagning og analyse skal være enkle og økonomiske
- De skal være konservative, dvs. at de hverken dannes eller nedbrydes under vandets strømning væk fra forureningskilden.

Det vil i mange tilfælde være umuligt at finde indikatorparametre der overholder alle krav.

Vandforsyningsbekendtgørelsens bilag /13/ med almindelig kontrol og udvidet kontrol giver oversigt over de mest almindelige indikatorparametre. Af disse er de mest benyttede parametre: Ledningsevne, COD, natrium, ammonium og chlorid. Derudover kan sulfat være en udmærket indikatorparameter, hvis der har været deponeret byggeaffald på pladsen.

5.4 Samleparametre

Ud over de traditionelle samleparametre er der i de senere år fremkommet en række nye samleparametre (se tabel 5.1), der også kan finde anvendelse ved forureningsundersøgelser.

Der skelnes normalt mellem flygtig (VOC) og ikke flygtigt organisk kulstof (NVOC), hvor summen af VOC og NVOC udgør det samlede indhold af organisk kulstof (TOC). I resultatet for NVOC-analysen indgår mere højt-kogende oliefraktioner, de relativt vandopløselige organiske opløsningsmidler, pesticider og

naturligt forekommende organiske forbindelser som f.eks. humus. VOC omfatter særligt de flygtige opløsningsmidler og de lavtkogende benzinkomponenter.

Ved analyse for AOX (absorberbart organisk halogen) medbestemmes de fleste halogenerede, organiske forbindelser, idet dog stærkt flygtige forbindelser og meget lavmolekylære, polære forbindelser ved den benyttede procedure kun medgår i begrænset omfang.

I bestemmelsen af VOX (flygtigt organisk halogen) indgår hovedsageligt de lavtkogende halogenerede opløsningsmidler. Chlorbenzen indgår også i et vist omfang i analyseresultatet.

EOX (ekstraherbart organisk stof)-bestemmelsen omfatter lipofile, halogenerede organiske forbindelser, som chlorerede pesticider, chlorphenoler, polychlorerede biphenyler m.m., i et omfang der afhænger af de enkelte forbindelsers ekstraherbarhed.

Samleparametre bruges oftest til at give overblik over forureningssituationen i grundvand, men metoderne kan også anvendes ved undersøgelse af jord. Ved at anvende et vandigt ekstrakt af en jordprøve kan man opnå et rimeligt reproducerbart analyseresultat.

VOC og NVOC kan bestemmes på en vandig opslemning af jordprøven. Indholdet af organisk halogen i jordprøver kan bestemmes som AOX, VOX og EOX. For AOX analyseres et vandekstrakt af jordprøven som en vandprøve, mens VOX kan bestemmes på såvel et vandekstrakt som på en opslemning af jorden. Bestemmelse af EOX i jordprøver bestemmes bedst som en direkte ekstraktion /15/.

Giver disse analyser forhøjede værdier i forhold til uforurenet grundvand, må det fastlægges, hvilke komponenter der er tale om, f.eks. ved GC/MS-screening. Er forureningskomponenterne allerede bestemt f.eks. ved GC/MS vil AOX og andre samleparameterundersøgelser ofte være overflødige. I stedet kan der direkte foretages specifikke analyser.

Som et sidste eksempel på nyere samleparametre skal omtales bestemmelse af arealer under gaschromatogrammer som udtryk for belastningen med gaschromatograferbart materiale. Ved at foretage en gaschromatografisk analyse under helt standardiserede omstændigheder på en

DETEKTOR	HVILKE ORGANISKE STOFFER KAN DETEKTERES	DETEKTIONSGRÆNSE- OMRÅDE
Flammeionisa- tionsdetektor (FID)	Alle organiske stoffer, der kan gaschromatografe- res, f.eks. anvendt til detektion af aromater	- mg/kg i jord - µg/l i vand
Electron cap- ture detektor (ECD)	Halogenholdige stoffer, f.eks. chlorphenoler og chlorholdige flygtige for- bindelser	- µg/kg i jord - ng-µg/l i vand
Nitrogen fos- for detektor (NPD)	Organiske stoffer indehol- dende nitrogen eller fos- for, f.eks. thiofosforsyre- estre såsom parathion	- µg/kg i jord - ng-µg/l i vand
Massespektro- meter (MS)	Alle organiske stoffer, der kan gaschromatografe- res. Anvendes ofte, hvor flammeionisationsdetekto- ren ikke er tilstrækkeligt sensitiv og/eller selektiv	- µg/kg i jord - ng-µg/l i vand
TABEL 5.2 Gaschromatografi		

DETEKTOR	HVILKE ORGANISKE STOFFER KAN DETEKTERES	DETEKTIONSGRÆNSE- OMRÅDE
Ultraviolet detektor (UV)	Alle organiske stoffer, der absorberer UV-lys, aromatiske forbindelser	µg-mg/kg i jord ng-µg/l i vand
Fluorescens- detektor	Alle stoffer, der fluores- cerer, f.eks. PAH (polycy- cliske aromatiske hydro- carboner) og phenol	ng-µg/kg i jord pg-ng/l i vand
Electrokemisk detektor	Stoffer, der kan oxideres eller reduceres, phenoler, aromatiske aminer, cyanid	µg/kg i jord ng/l i vand
TABEL 5.3 HPLC		

række prøver fra en forurennet lokalitet, og ved at foretage arealbestemmelse af en udvalgt del af chromatogrammet, kan man opnå et tal, der fortæller, hvor meget organisk materiale, der har kunnet passere gaschromatografens kolonne. Disse tal, som øvrige samleparametre, skal bruges med stor forsigtighed, men kan f.eks. finde anvendelse i forbindelse med gasværksgrunde, hvor der er tale om forurening med et stort antal forskellige organiske forbindelser.

5.5 Specifikke analyser

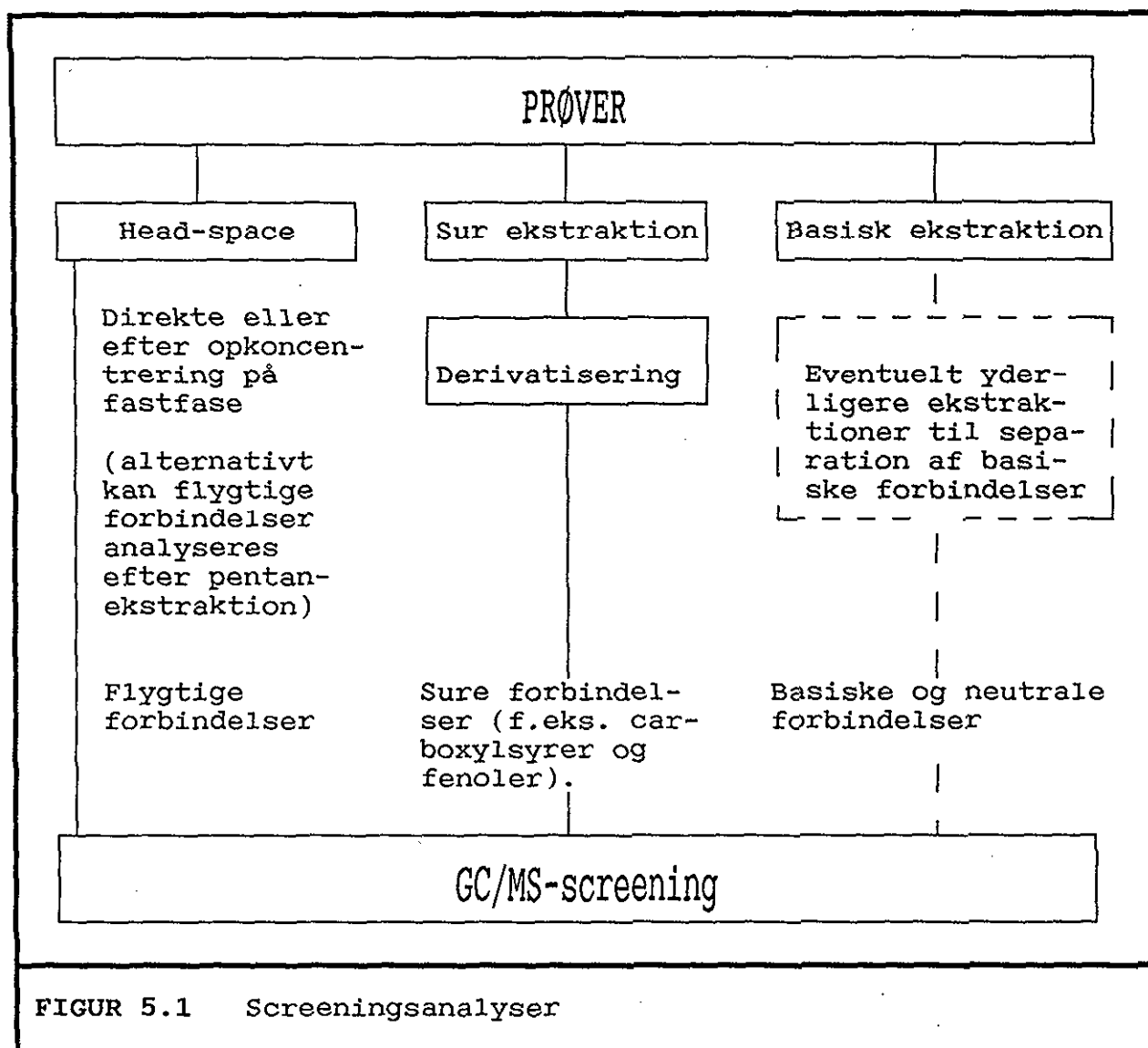
Når det ved den historiske gennemgang af lokalitetens tidligere anvendelse, eller ved GC/MS-screeninger er fastslået, hvilke specifikke forureningskomponenter, der optræder på grunden, må det fastlægges i hvilket omfang og for hvilke udvalgte komponenter, der skal foretages specifikke analyser. Herunder må det overvejes, hvilke nedbrydningsprodukter der kan være tale om. Disse analyser udføres hyppigt ved gas- (GC) eller væskechromatografi (HPLC). Ved disse metoder skilles de enkelte stoffer fra hinanden ved at vandre gennem chromatografens kolonne. Den tid denne vandring tager bruges som identifikation af stoffet. Den stofmængde, der kommer ud og detekteres til en given tid sammenlignes med en standardopløsning med kendt indhold, og derved kan prøvens indhold beregnes.

I tabel 5.2 og 5.3 er opført forskellige detektorer til gas- og væskechromatografer og deres anvendelsesområde. Om muligt bør selektive detektorer anvendes så graden af sikkerhed øges for korrekt bestemmelse af den ønskede komponent.

5.6 Massespektrometriske screeningsanalyser

Med GC/MS gaschromatografi kombineret med en massespektrometrisk detektor, udføres en gaschromatografisk analyse, hvorefter de enkelte komponenter identificeres ved massespektrometri. Som regel er massespektrometret tilsluttet et standardbibliotek med et stort antal stoffer (40.000).

De optegnede massespektre i prøven sammenlignes 1 gang pr. sekund med bibliotekets 40.000 stoffer, hvorefter datasystemet angiver hvilke stoffer, der kan være tale om.



FIGUR 5.1 Screeningsanalyser

Screeningsanalyser medtager organiske stoffer, som kan ekstraheres over på en organisk fase, og som, eventuelt efter derivatisering, kan gaschromatograferes. Endvidere kan vandopløselige opløsningsmidler medbestemmes ved udførelse af en "head-space"-analyse, det vil sige analyse af luftfasen over en opvarmet vandprøve. Metoden kan således ved passende valg af prøveforarbejdningsteknik medtage en lang række organiske stoffer.

Følgende grupper af stoffer medtages ikke ved analysen:

- meget vandopløselige, ikke-flygtige forbindelser, f.eks. sulfonamider og visse pesticider,
- højmolekylære forbindelser med molekylvægt større end 300-400,
- stoffer, der går i stykker ved gaschromatografi, eller som af anden grund ikke kan gaschromatograferes.

På figur 5.1 er vist en typisk ekstraktions- og oprensningssprocedure, der anvendes ved screeningsanalyser.

Detektionsgrænsen ved screeningsanalyser varierer fra stof til stof og er afhængig af i hvilken udstrækning stoffet lader sig ekstrahere, chromatograferes samt stoffets massespektrum. Detektionsgrænsen afhænger endvidere af det anvendte apparatur. Da der er tale om analyser, hvor komponenterne er ukendte er det i lige så høj grad afgørende, hvad "identifikationsgrænsen" er. På grund af kemisk støj vil muligheden for en pålidelig identifikation begrænses til koncentrationer over $\mu\text{g/l}$.

5.7 Kvalitetskrav til analysemetoder og laboratorier

Følgende bør overvejes ved valg af analysemetode og laboratorium;

Den valgte analysemetode kan suppleres med alternative metoder for udvalgte prøver, således at de fundne analyseresultater verificeres. Eventuelt kan flere laboratorier analysere på den samme prøve.

Om muligt vælges standardmetoder, eller metoder, der er interkalibreret.

Skal der kun udføres få analyser, bør der altid foretages dobbeltbestemmelse. Skal der udføres et stort antal analyser og er krav til præcisionen på analyseresultatet mindre væsentligt i forhold til bestemmelse af forureningsniveauer over et stort areal, kan det være tilstrækkeligt med enkeltbestemmelser. Der skal dog altid i hver analyseserie (eller for hver 20 analyser) udføres dobbeltbestemmelse så metodens præcision er kendt.

Der skal ligeledes i hver analyseserie udføres blindforsøg, så det er kendt, om der tilføres stof under prøveforberedelsen. Der skal udføres genfindingsforsøg, så det er kendt, hvor stor en procentdel af stoffet der tabes under prøveforberedelsen. Genfindingsforsøg udføres på koncentrationsniveauer svarende til de laveste, der forventes i prøverne. Eventuelt udføres der genfindingsforsøg på flere koncentrationsniveauer.

Det er vigtigt at få oplysninger om analyseforskrifter, detektionsgrænser, metodeusikkerhed m.m. fra laboratoriet før der vælges analysemetoder, og der bør altid følge kromatogrammer og anden vigtig dokumentation med analyserapporten.

Analysemetodens detektionsgrænse skal opgives, f.eks. beregnet ud fra genfindingsforsøg på lavt niveau. Ved afrapportering af analyseresultater er det vigtigt om muligt at angive usikkerheden på analysen.

6. INDEKLIMAUNDERSØGELSER

6.1 Forureningspåvirkning af indeklimaet

Ved byggeri på forurenede grunde er der risiko for en negativ påvirkning af indeklimaet i byggeriet, fra forureningskomponenter i jord eller grundvand.

Det er de flygtige, toksiske stoffer der giver anledning til forringet indeklima. Der er bl.a. tale om organiske opløsningsmidler, PAH'er og cyanbrinte der ofte findes på forurenede industrigrunde.

Udover art- og koncentration af forureningen er der mange andre faktorer der er afgørende for en eventuel indeklimapåvirkning, bl.a.;

- dybden til forureningen fra byggeriets gulv og forureningens placering i forhold til grundvandsspejl
- jordlagenes beskaffenhed
- byggeriets udformning og hvilke materialer der er benyttet
- temperatur- og trykgradienter omkring byggeriet
- ventilation i byggeriet

Tolkningen af resultaterne kan vanskeliggøres af anden form for forurening indendørs såvel som udendørs. Der tænkes her på afgasning fra byggematerialer, møbler, tæpper m.m., rygning, trafik, nærliggende industri, m.v.

I forbindelse med byggeri på forurenede industrigrunde kan det være aktuelt at udføre såvel indeklimamålinger som diffusionsberegninger. Ofte udføres diffusionsberegningerne for at få afklaret om der skal udføres indeklimamålinger.

6.2 Diffusionsberegning

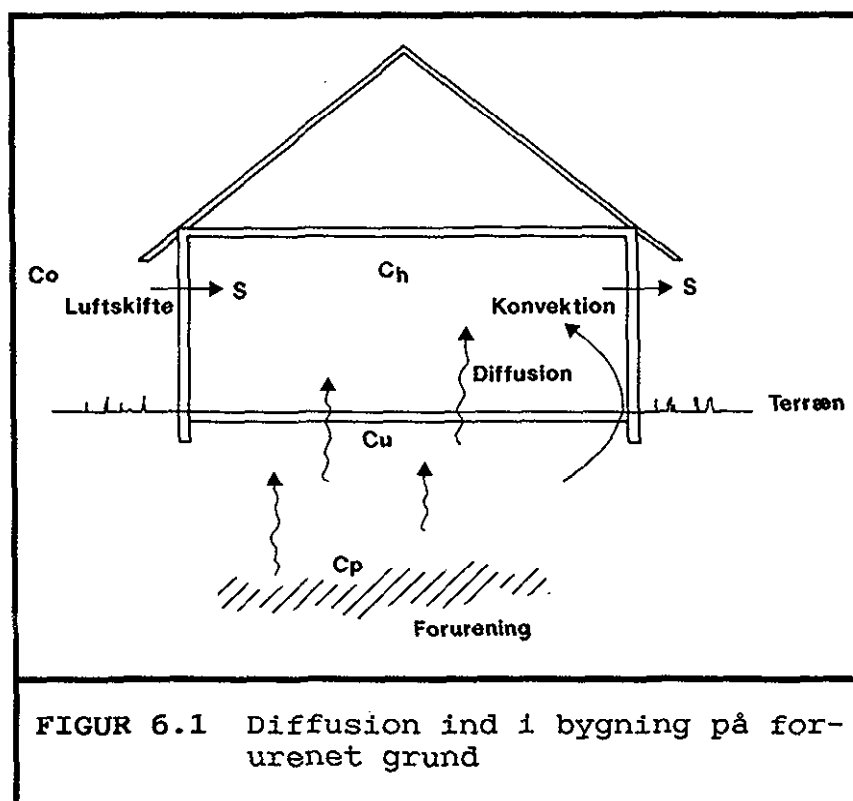
Diffusionsberegninger benyttes såvel i undersøgelsesfasen som afværgefasen ved behandling af forurenede grunde;

- for bebyggede forurenede grunde, hvor det overvejes at udføre indeklimamålinger

- ved planlægning af afværgeforanstaltninger til begrænsning af diffusion af forurenende stoffer ind i byggeriet
- til vurdering af mulige anvendelser af en forurennet grund.

Da det har vist sig at der er store forskelle mellem målte og beregnede koncentrationer, regnes der normalt konservativt, for at mindske risikoen for ubehagelige opdagelser på et senere tidspunkt.

Her beskrives princippet i en diffusionsberegning.



På figur 6.1 ses en bygning der er placeret over en forurening i jorden eller grundvandet.

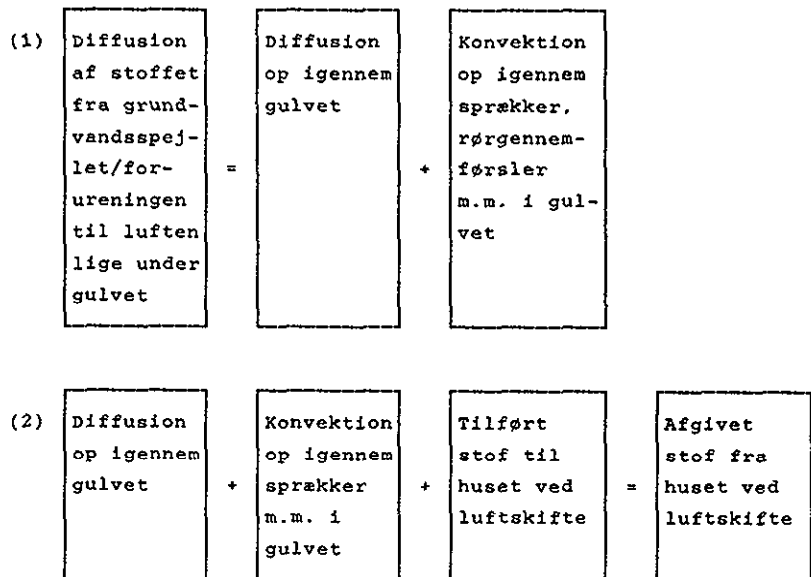
For at gennemføre beregningerne må der opstilles en række forudsætninger. Forudsætningerne for beregningsmetoderne er følgende;

- stationære forhold
- ingen nedbrydning eller adsorption af forureningskomponent i jord, vand eller luft
- homogene forhold i jorden. Transporten af stof sker som diffusion gennem jorden, ikke som konvektion gennem sprækker i jorden.

- C_h = konc. af stoffet i indeluften
 C_u = konc. af stoffet lige under gulvet
 C_p = konc. af stoffet i poreluften lige ved grundvandspejlet/forureningen
 C_o = konc. af stoffet i udeluften
 h = lofthøjde i huset
 S = luftskiftet i huset $\approx 0,5/\text{time} = 1,39 \cdot 10^{-4}/s$
 K = Konvektionen gennem sprækker m.m. = 0-1% af S
 N_b = betons luftporøsitet $\approx 3\%$
 L_b = betonlagets (gulvets) tykkelse
 N_j = jords luftporøsitet (sand) $\approx 20\%$
 L_j = afstand fra grundvandspejl/forurening til husets gulv
 D_o = stoffets diffusionskoefficient i luft.

- huset er etableret uden kælder og undertryksforholdene i huset er ubetydelige
- der er ingen forureningsbidrag fra afgasning af byggematerialer eller lignende

Da der er forudsat stationære forhold kan koncentrationen i indeluften beregnes ud fra massebalancer og Fick's første lov:



Disse massebalancer kan også skrives;

$$(1) \quad \frac{N_j \cdot D_o \cdot [C_p - C_u]}{L_j} = \frac{N_b \cdot D_o \cdot [C_u - C_h]}{L_b} + K \cdot C_u \cdot h$$

$$(2) \quad \frac{N_b \cdot D_o \cdot [C_u - C_h]}{L_b} + K \cdot C_u \cdot h + \frac{99 \cdot S \cdot C_o \cdot h}{100} = S \cdot C_h \cdot h, \text{ hvor}$$

Ligningssystemet løses som to ligninger med 2 ubekendte (C_h og C_u).

Enten kan C_o (koncentrationen i udeluften) måles, eller der kan anvendes baggrunds niveauer for henholdsvis by/land efter hvor lokaliteten er placeret.

C_p (koncentrationen i poreluft lige ved forureningen/grundvandsspejlet) beregnes ud fra henholdsvis koncentrationen af det pågældende stof i jorden, hvis forureningen er beliggende over grundvandspejlet, eller koncentrationen af stoffet i grundvandet, hvis forureningen ligger under grundvandspejlet eller er ført til stedet med grundvandet.

En væsentlig del af den usikkerhed der ligger i beregningerne stammer fra estimatet af C_p .

Koncentrationen i jord/grundvand forudsættes kendt, hvad den normalt vil være efter en orienterende forureningsundersøgelse. Er koncentrationen af stoffet i det sekundære grundvand kendt, kan koncentrationen af stoffet i luften ligge over grundvandspejlet, C_p , beregnes ved hjælp af Henry's lov.

$$P_a = X_a \cdot K_a$$

hvor

P_a er stoffets partialtryk
 X_a er stofkoncentrationen i vandet
 K_a er Henrys konstant

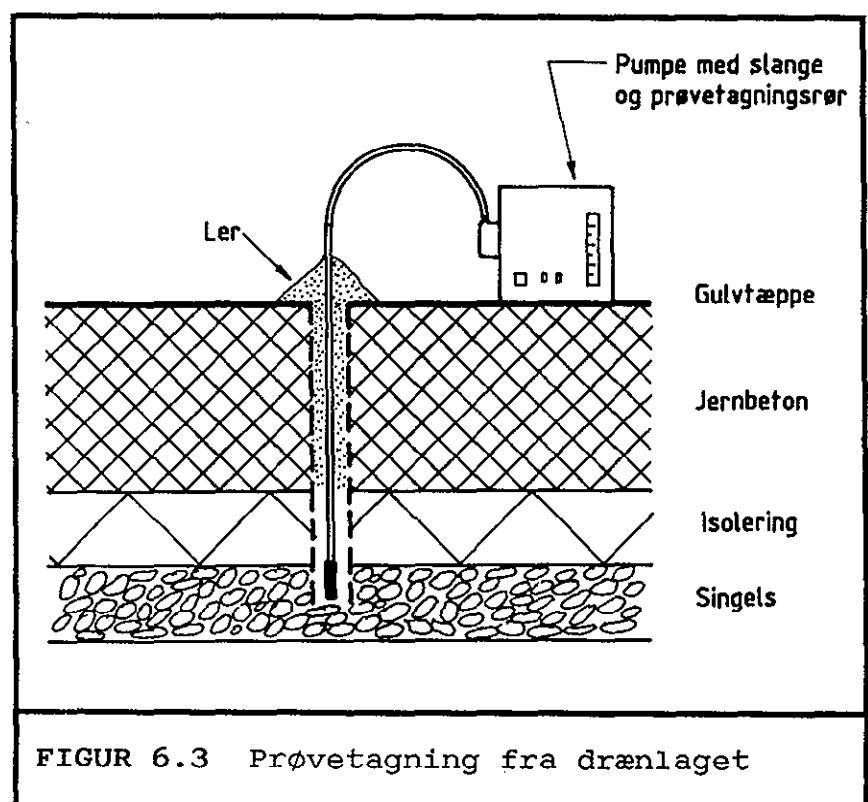
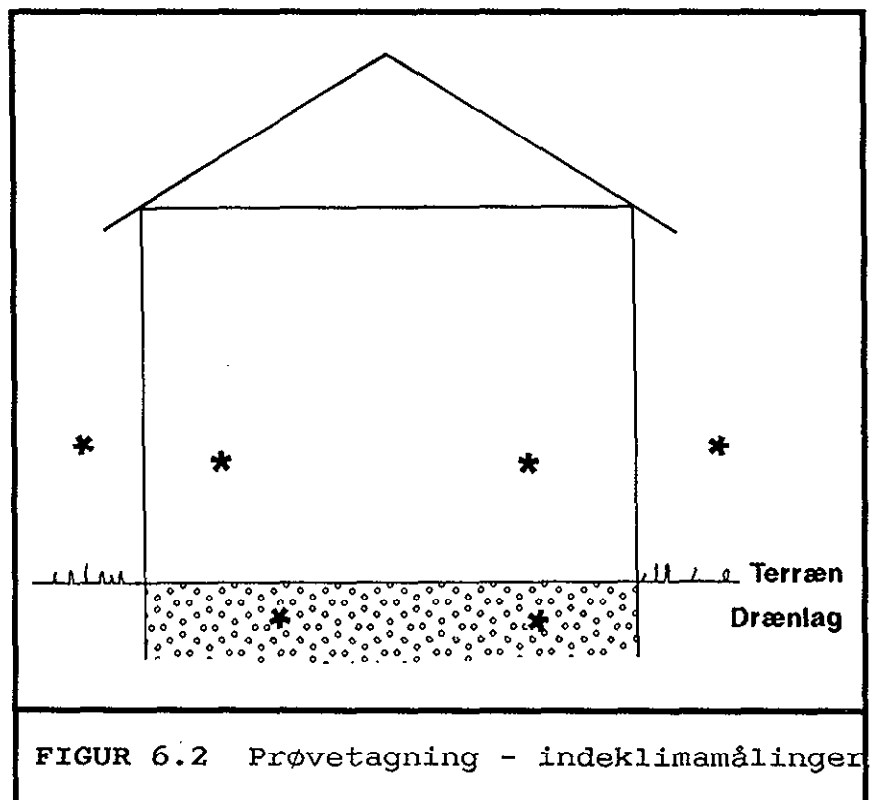
Er koncentrationen af forureningen i jorden kendt kan koncentrationen i poreluften ved forureningen estimeres. Disse estimater; vil dog som regel være ret grove. Man kan i nogen tilfælde komme uden om problemet ved at foretage analyser af poreluften i de forurenede jordlag.

6.3 Undersøgelsesmetodik

Det anbefales at vente med at iværksætte indeklimateundersøgelser til forureningens art, koncentration og udbredelse er bestemt, og der er udført diffusionsberegninger.

Et prøvetagningsprogram kan f.eks. bestå af prøvetagning i drænlag, i rummet lige oven over drænlaget og i udeluften, samtidig. Der bør mindst udføres dobbeltbestemmelser på alle prøver. Se figur 6.2 og 6.3.

Inden der udføres indeklimamålinger i et rum, skal det sikres at døre og vinduer har været lukkede i mindst et døgn. Endvidere bør der ikke have været røget i det pågældende rum i mindst en uge.



Ved målingen skal man desuden være opmærksom på følgende forhold: Nyere bygningsmaterialer, der kan afgive miljøfremmede stoffer, luftskifte, årstid, grundvandsstand, temperatur og vindforhold. Ved selve målingen må indsugningen ikke være så kraftig at luftskiftet i målerummet ændres. Den indsugede luftmængde skal endvidere være så stor, at koncentrationen er over detektionsgrænsen ved laboratorieanalysen. Målingen kan af disse årsager strække sig over flere timer evt. et døgn.

Prøverne kan udtages ved hjælp af en pumpe der suger et kendt luftvolumen gennem f.eks. en vaskeflaske eller et rør med aktivt kul til opsamling af den udvalgte forureningskomponent. Den opsamlede prøve afleveres til analyse på laboratoriet.

Prøvetagning i drænlaget kan udføres ved at bore et passende hul gennem gulvet og efter at prøvetagningsslangen er placeret i hullet, lukke hullet tæt med f.eks. ler.

Med hensyn til valg af prøvetagningsmaterialer, f.eks. slanger, bør man i samråd med analyselaboratorium vælge så inerte materialer som muligt.

6.4 Valg af analyseparametre

Er jorden eller grundvandet forurenet med flere forureningskomponenter, kan det, af økonomiske årsager, blive nødvendigt at udvælge enkelte kritiske stoffer eller stofgrupper, til analyse ved indeklimalmålinger. De kritiske stoffer i en blandet forurening findes ved sammenstilling af følgende;

- de enkelte stoffers koncentration i jorden/grundvandet
- stoffets fysisk-kemiske egenskaber
- stoffets toksikologiske egenskaber
- anvendelige analysemetoder.

Der foreligger på nuværende tidspunkt ikke danske grænseværdier for luftens indhold af forurenende stoffer i boliger, institutioner og lignende. Arbejdstilsynets grænseværdier er udarbejdet efter andre kriterier end normalt er benyttet i konkrete indeklimalmålinger. Der findes enkelte udenlandske værdier der kan anvendes som grundlag for en vurdering, f.eks. WHO's Air quality guidelines - Europe.

7. HYDROGEOLOGISKE UNDERSØGELSER

7.1 Formål

Formålet med at gennemføre undersøgelser af de hydrogeologiske forhold ved en forurennet industrigrund vil primært være:

- at vurdere risikoen for grundvandsforurening, hvis en sådan ikke kan konstateres
- at vurdere risikoen for spredning (hastighed og retning) af en grundvandsforurening, hvis en sådan kan påvises
- at vurdere risikoen for forurening af vandforsyningsboringer ved undersøgelseslokaliteten og planlægge evt. alternative indvindingsstrategier for de eksisterende vandforsyninger
- endelig at vurdere mulighederne for at iværksætte oppumpning af forurennet grundvand fra boring, sugespidsanlæg eller dræn.

For at nå disse mål vil det typisk være nødvendigt at kortlægge både de regionale hydrogeologiske forhold i et område omkring undersøgelseslokaliteten og de helt lokale geologiske (mikro-geologiske) forhold.

De førstnævnte forhold vil normalt være afgørende for spredningen af en grundvandsforurening i et regionalt grundvandsmagasin, mens de sidstnævnte er bestemmende for nedsivningshastigheden for forureningen eller en mulig spredning til overfladerecipienter, og herunder øvre grundvandsmagasiner.

De hydrogeologiske undersøgelser i forbindelse med en konkret sag vil generelt være forskellige i de østlige egne af Danmark og på hedesletterne i Vestjylland. På hedesletterne er det primære grundvandsmagasin meget sårbart, da der som regel er sandede aflejringer fra terræn og ned til magasinet, mens nedsivningsforholdene er mere komplicerede i områder med kvartære morænelersaflejringer ovenpå det primære grundvandsmagasin. Her kan være tale om, at der findes ét eller flere sekundære grundvandsmagasiner over det primære. De kvartære aflejringer er visse steder meget varierende med skiftende lerede og sandede aflejringer.

7.2 Eksisterende data

Der foreligger en lang række muligheder for at fremskaffe oplysninger om de geologiske og hydrogeologiske forhold. I det følgende skal kun nævnes nogle af de vigtigste.

7.2.1 Regional geologi

Amterne har i forbindelse med den hydrogeologiske kortlægning udarbejdet geologiske basisdatakort (cirkeldiagramkort) på basis af oplysninger om boringer indberettet til DGU's borearkiv. Disse kort foreligger i målestok 1:50.000 eller i visse amter i 1:25.000. De fleste steder er der tale om farvetryk.

Fra disse kort er det muligt at danne sig et billede af de regionale geologiske forhold omkring en lokalitet. Kortene viser også grundvandets trykniveau i boringerne - dog som oftest målt ved boringernes udførelse. Det er derfor kun muligt at danne sig et skøn over grundvandets strømningsretninger på basis af cirkeldiagramkortene.

Det må iøvrigt anbefales, at der i alle tilfælde rekvireres kopier af de originale boreprofiler og jordprøvebeskrivelser for boringer i umiddelbar nærhed af undersøgelsesområdet, bl.a. fordi ikke alle boringer er medtaget på cirkeldiagramkortene. I mange ældre boringer er de øvre jordlag ikke beskrevet specielt detaljeret og de geologiske basisdatakort er derfor mest velegnede til beskrivelse af laggrænser i de dybereliggende formationer.

7.2.2 Terrænnære geologiske forhold

Det viser sig ofte hensigtsmæssigt at beskrive de hydrogeologiske forhold i de øvre jordlag ved enten at udføre korte boringer udenfor det egentlig undersøgelsesområde eller f.eks. at benytte sig af resultaterne af geotekniske undersøgelser fra nabogrunde. Det sidstnævnte kræver dog normalt, at eventuelt byggeri på nabogrundene er af relativt ny dato og der er tale om fleretagesbyggeri. I modsat fald kan boreprofiler være vanskelige at opspore eller være af tvivlsom kvalitet.

For 10 større provinsbyer er desuden af DGU udarbejdet rapporter i en serie kaldet bygeologi. Disse er meget velegnede til at få et overblik over den lokale geologi.

I landområder har Landbrugsministeriets Arealdatakontor foretaget en jordklassificering af den øverste meter af jordlagene. Denne klassificering er baseret på jordbundskarteringer for hele landet og foreligger som farvetryk i målestok 1:50.000.

7.2.3 Grundvandets trykniveau

For størstedelen af landets vedkommende eksisterer der kort over det primære grundvands trykniveau udarbejdet af amtskommunerne i forbindelse med vandindvindingsplanlægningen. Typisk er målestoksforholdene 1:100.000.

Oplysningerne fra disse trykniveaushort må dog ikke anvendes ukritisk, idet der i visse områder kan være tale om, at pejlinger fra boringer i flere forskellige grundvandsmagasiner er blandet sammen. Desuden kan der lokalt omkring større kildepladser ske meget store variationer i grundvandspotentialet som følge af ændret oppumping. Hverken denne dynamik eller de naturlige sæsonvariationer er der taget hensyn til ved udarbejdelsen af trykniveaushortene.

I mange tilfælde findes de mest pålidelige informationer om grundvandets trykniveauer hos de store vandforsyninger, der driver egne net af pejleboringer. Det gælder f.eks. Københavns, Odenses og Århus vandforsyninger. Herfra foreligger ofte meget lange tidsserier af pejlinger, og der foreligger som regel bearbejdede data både som tidsserier for hver boring og trykniveaushort udarbejdet ud fra synkrone pejlinger. Også på mindre vandforsyninger kan sådanne data findes, omend de normalt ikke er bearbejdet i samme omfang.

I mange kommuner kan desuden findes brugbare trykniveaushort udarbejdet i forbindelse med vandforsyningsplanlægning, kildepladsanalyser, drænplaner eller forundersøgelser for nye kildepladser.

7.3 Undersøgelsesmetoder

7.3.1 Geofysiske målemetoder

Det kan komme på tale at anvende indirekte målemetoder til bestemmelse af de geologiske forhold under en fourenet industrigrund, men det kan ikke generelt anbefales.

De metoder, som kan anvendes er geoelektriske metoder eller seismik. Der findes en lang række varianter af disse metoder og her skal blot henvises til speciallitteraturen /4/.

Da de forurenede industrigrunde som regel er beliggende i bymæssig bebyggelse vil anvendelse af seismik ikke være hensigtsmæssig på grund af risiko for skader på bygninger, nedgravede rør, m.v. De geoelektriske metoder er vanskelige at udføre på befæstede arealer, da der kræves god elektrisk kontakt mellem jorden og de jordspyd, der bruges. Tolkningen af geoelektriske sonderinger i bymæssig bebyggelse bliver desuden vanskeliggjort ved at nedgravede el-kabler, metalrør eller trådhegn i større eller mindre grad kan kortslutte eller forstyrre målingerne.

Hvis det er muligt at eliminere disse vanskeligheder i et aktuelt tilfælde, kan der dog være et økonomisk incitament til at anvende geofysiske målemetoder som supplement til et mindre antal undersøgelsesboringer.

7.3.2 Boringer

Den mest pålidelige kortlægning af både de terrænnære geologiske forhold og de regionale geologiske forhold i bymæssig bebyggelse fås ved udførelse af boringer. Vedrørende valg af boremetoder henvises til afsnit 3.3 og 3.4.

Grunden til, at boringer er at foretrække ved undersøgelse af forurenede industrigrunde er, at der i samme arbejdsproces kan opnås kendskab til

- de geologiske forhold
- forureningstilstanden i jorden
- forureningstilstanden i grundvand eller porevand
- grundvandets trykniveau.

Det må erkendes, at omhyggeligt udførte boringer, geologisk og miljømæssig beskrivelse af jordprøver, nivellement og pejling af trykniveau er relativt bekostelige, men ingen anden undersøgelsesmetode giver mulighed for at indhente denne brede vifte af data med samme pålidelighed. Det er dog vigtigt, at der vælges en boremetode, som kan leve op til de krav, der i det givne tilfælde må stilles til prøvetagning, filtersætning m.v.

I appendix 3 er anført en række generelle retningslinier for udførelse af borearbejde, og derfor skal kun nogle få punkter, som vedrører de hydrogeologiske forhold nævnes. Den geologiske beskrivelse af jordlagene opnås ved dels en foreløbig beskrivelse i felten, hvor der føres en borejournal, og dels ved en mere grundig jordprøvebeskrivelse på udtagne jordprøver. På borejournalen angives desuden observerede laggrænser og pejlearrangement (filtersætningsinterval).

Oplysninger om grundvandets trykniveau opnås ved nivellement af et målepunkt ved boringen (ofte top af borerør) og pejling af vandspejlet i boringen nogle dage efter boringens udførelse. Hvis flere boringer er filtersat i samme vandførende formation kan der optegnes et trykniveaushort for denne formation på basis af synkrone pejlinger. Der kan herudover foretages manuel eller automatisk registrering af trykniveauet i de enkelte boringer for optegning af tidsserier. Disse tidsserier kan bl.a. bruges til en vurdering af de hydrauliske forhold i de filtersatte grundvandsmagasiner og eventuel påvirkning fra nærliggende indvindingsboringer.

7.3.3 Prøvepumpninger

Ved udførelse af kontrollerede prøvepumpninger på filtersatte boringer er det muligt at bestemme de hydrauliske parametre for det filtersatte reservoir og boringernes virkningsgrad. Det kan desuden ved analyse af data fra en sådan prøvepumpning lade sig gøre at bestemme lækageforhold og andre hydrauliske sammenhænge.

Den mest anvendte metode er prøvepumpning med konstant ydelse, hvor der pumpes med størst mulig ydelse på en boring (uden at den dog løber tør) og der samtidig måles sænkninger i pumpeboring og i omkringliggende pejleboringer.

Plotning og grafisk tolkning af sæknings- og stigningsdata kan enten foretages manuelt eller ved anvendelse af EDB-tolkningsprogrammer. For en mere detaljeret beskrivelse af fremgangsmåde ved udførelse af prøvepumpning og tolkning henvises til faglitteraturen /2/ og /14/.

Med resultaterne fra én eller flere af sådanne prøvepumpninger kan opstilles en hydrogeologisk model af forholdene i det undersøgte område, og konsekvenserne af en given afværgepumpning eller omlægning af eksisterende indvindinger kan vurderes.

Endelig vil det på basis af udførte prøvepumpninger være muligt at beregne transporttider for vandpartikler i grundvandsmagasinerne og nedsivningsforhold. Disse beregninger kan igen danne grundlag for vurderinger af spredningen af en grundvandsforurening.

7.3.4 Logging i boringer

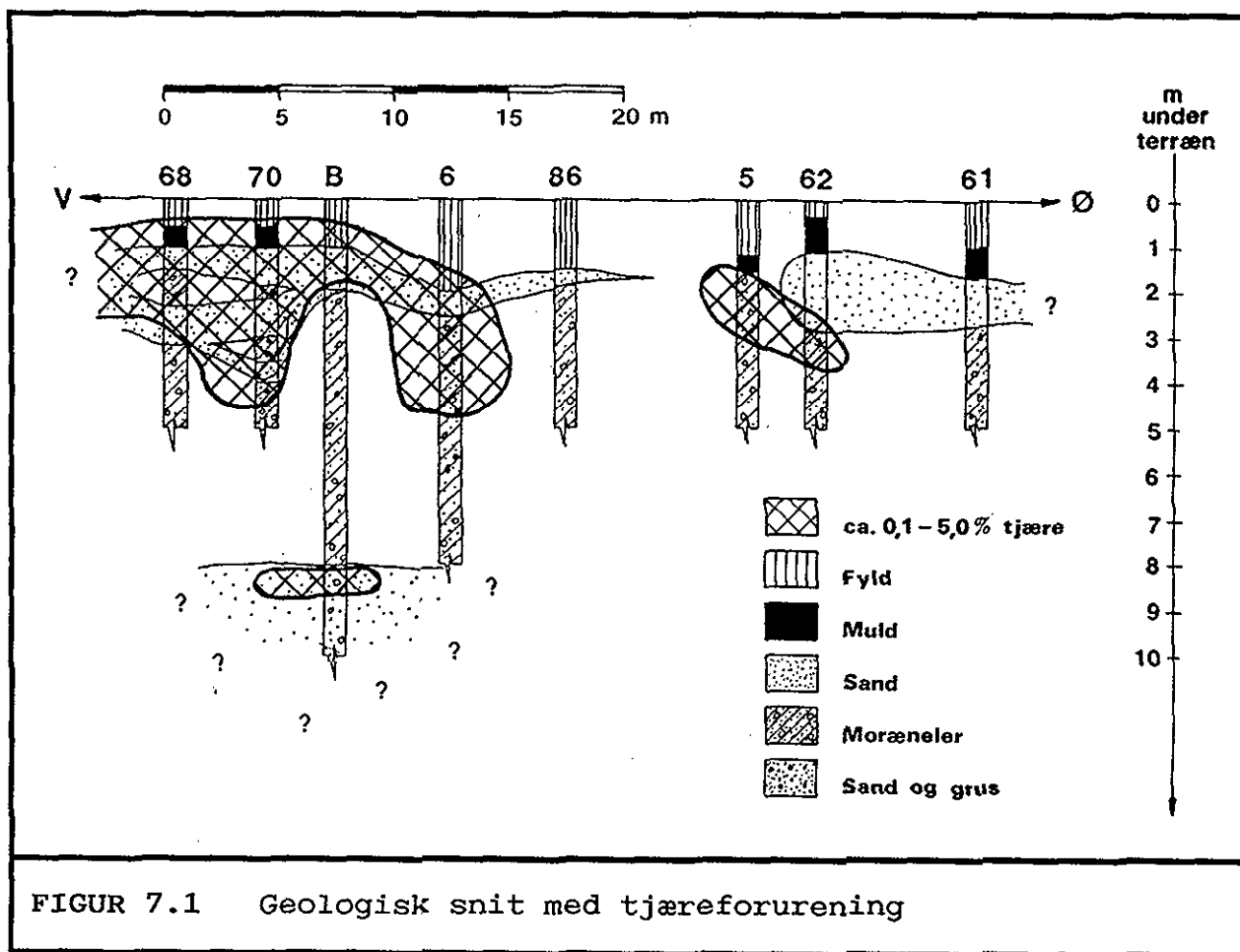
Ved logging i en boring nedsænkes måleudstyr i en boring, og variationerne af forskellige parametre med dybden registreres. I det følgende skal nogle få log-typer omtales: Flow- og caliperlog, naturlig gamma-log og resistivitetslogs. Disse og andre metoder er mere udførligt beskrevet i bl.a. /3/.

Ved anvendelse af en caliperlog måles den gennemsnitlige diameter i et uforet borehul, f.eks. i kalkboringer. Metoden anvendes stort set kun til tolkning af andre logs, hvor det er af betydning af korrigere for variationer i borehullets diameter.

Med en flow-log kan indstrømningsfordelingen i en færdig udbygget boring måles, når den pumpes med konstant ydelse. Ofte anvendes en centreret propel til registrering af strømningshastigheden i borehullet. Ved at multiplicere strømningshastigheden med boringens tværsnitsareal bestemmes den totale indstrømning under målesonden. Ved at betragte ændringerne i den totale indstrømning fra niveau til niveau fås et mål for de enkelte jordlags ydeevne og ved pludselige ændringer i indstrømningen fås en indikation for tilstedeværelsen af en sprækkezone.

Tilstedeværelsen af sådanne sprækker kan have helt afgørende betydning for spredningen af en grundvandsforurening.

Ved nedsænkning af en scintillationstæller kan den naturlige gamma-stråling fra de forskellige jordlag registreres.



Herved kan lerede og sandede horisonter skelnes fra hinanden, idet ler har højere tæltetal end sand. Resultaterne kan anvendes som hjælpeværktøj ved korrelation mellem forskellige boringer eller ved omtrentlig bestemmelse af de geologiske forhold i ældre boringer, hvor lagfølgebeskrivelsen er gået tabt.

Resistivitetslogs er i princippet en geoelektrisk måling af den elektriske modstand i et givet jordvolumen omkring et borehul. Der er en lang række forhold, der influerer på den elektriske modstand i jorden, bl.a. vandindholdet i jorden, porøsiteten, lerindholdet og saltkoncentrationen i porevandet. Med en resistivitetslog kan kun måles ændringer i modstandsforhold, når forskellige jordvolumener inddrages i målingerne og det er derfor nødvendigt at kombinere en resistivitetslogging i udførte boringer med andre hydrogeologiske data for at gennemføre en tolkning.

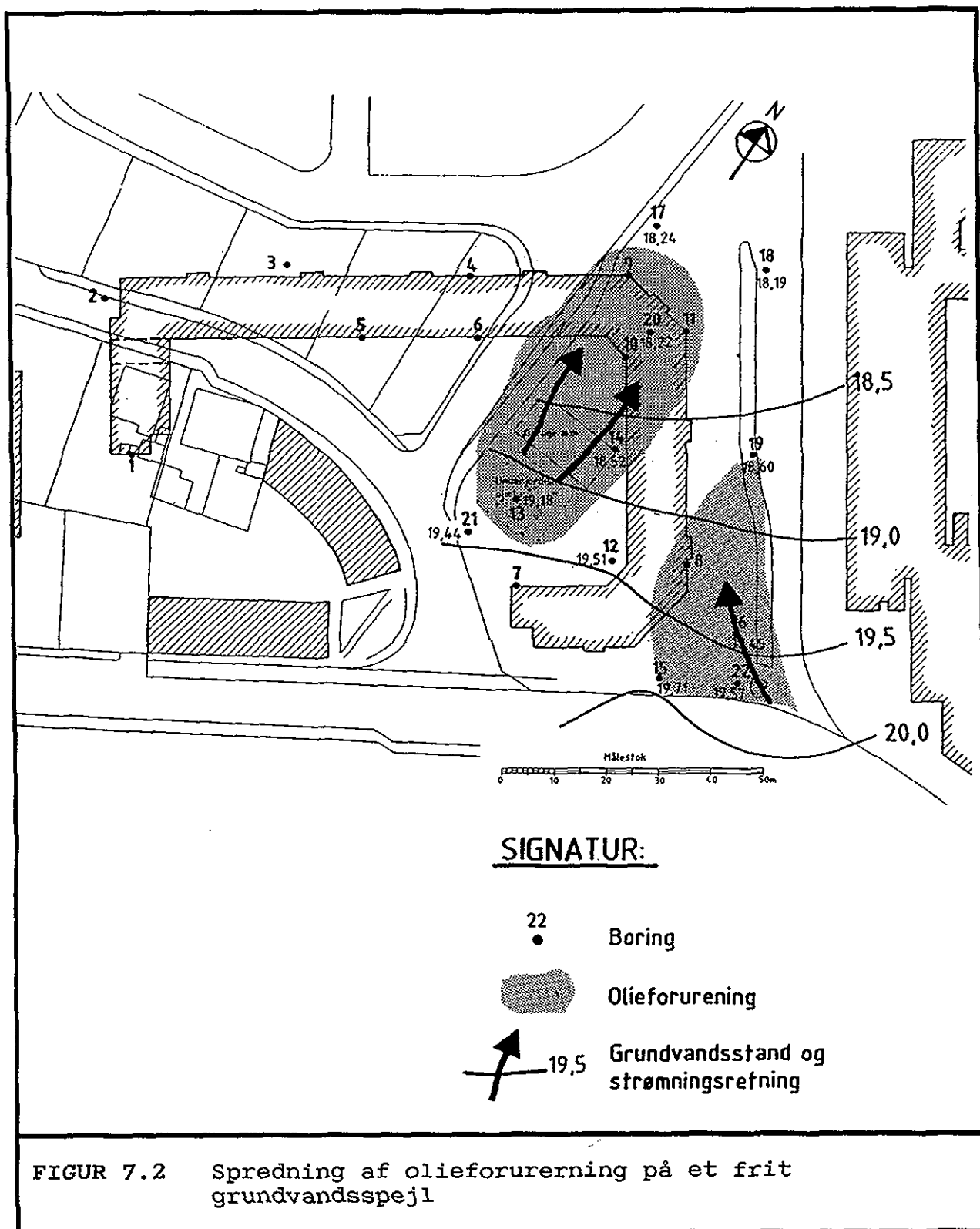
7.4 Præsentation af undersøgelsesresultater

Det er vigtigt, at de hydrogeologiske undersøgelsesresultater på et tidligt tidspunkt i undersøgelsesforløbet sammenholdes med de analyseresultater, der opnås for jord- og vandprøver. Ved en kombination af disse resultater kan der ofte opnås en forbedret tolkning både af de hydrogeologiske forhold og forureningens karakter. Typiske eksempler på dette er oliespredning på grundvandsspejlet, fortynding af opløste stoffer i porevandet, når en nedsivningsfront passerer et sandlag eller spredning af tjære i sandede horisonter i moræneaflejringer.

Det kan derfor anbefales, at den geologiske tolkning i form af geologiske snit kombineres med en grafisk fremstilling af forureningsintensiteten, se figur 7.1.

De traditionelle geologiske snit bør selvsagt ledsages af en uddybdende tekst, hvor de enkelte jordlags opbygning og beskaffenhed beskrives detaljeret.

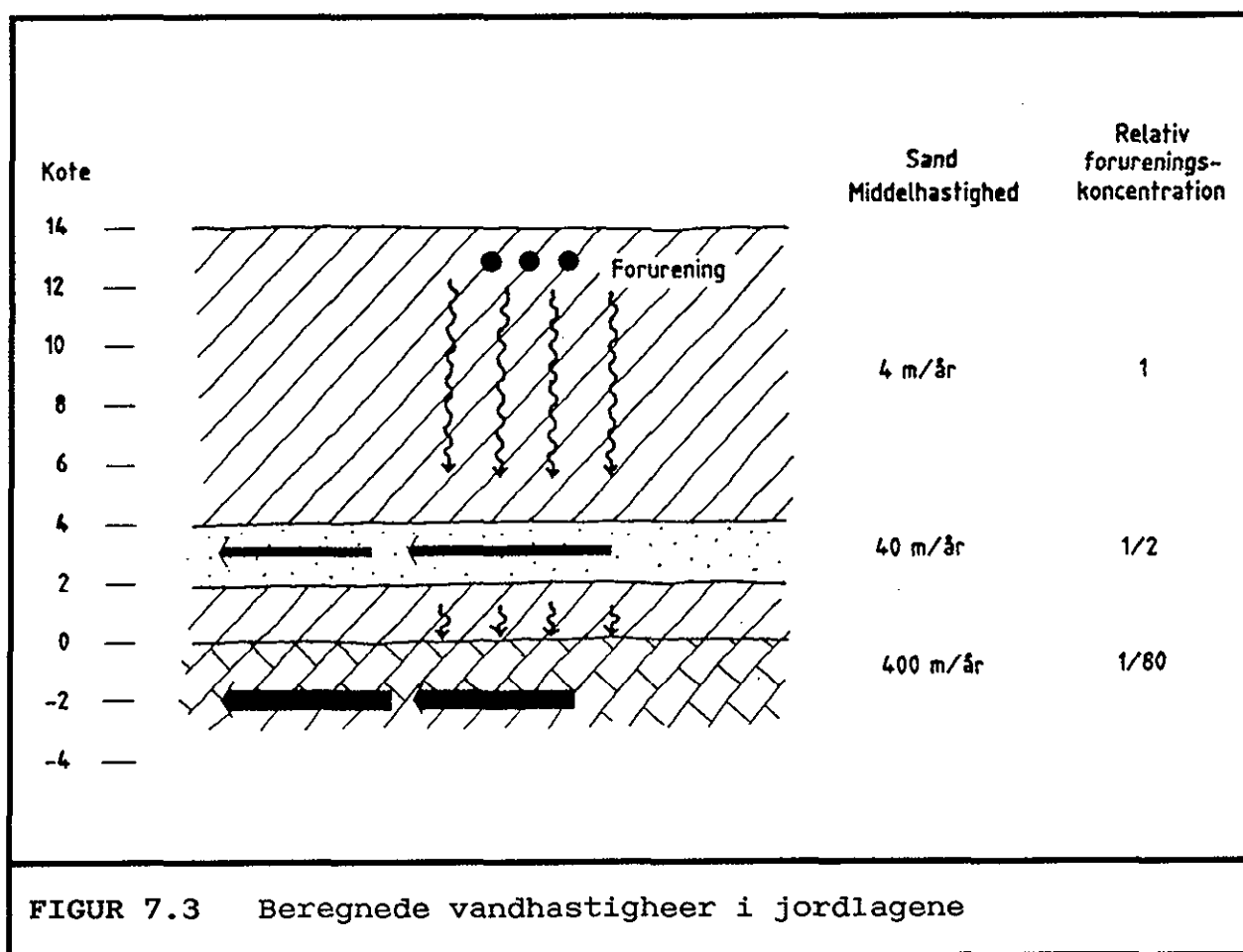
Grundvandets trykniveau kan med fordel vises på geologiske snit eller på kort, hvor både pejleresultater, trykniveaukurver samt strømningens retninger er indikeret.



Det kan også her være fordelagtigt at vise analyseresultater sammen med grundvandspotentialer, så der opnås en grafisk illustration af fortyndingsforholdene både vertikalt og horizontalt i jordlagene, se figur 7.2.

Prøvepumpningsresultater vil give oplysninger om hydrauliske sammenhænge, som kan indarbejdes i geologiske snit. Desuden vil det ud fra de bestemte hydrauliske parametre være muligt at opstille modeller for grundvandets bevægelser. Sådanne modeller kan være numeriske EDB-modeller, hvor det er muligt at simulere forskellige oppumpnings- og nedsvnings-situationer, eller der kan udføres mere enkle manuelle beregninger af strømningshastigheder og -retninger. Under alle omstændigheder bør beregninger af denne type illustreres med strømningsmønstre enten i lodrette eller vandrette projektioner, se figur 7.3.

Resultaterne fra eventuelle logs bør ikke betragtes isoleret, men indarbejdes i den geologiske tolkning og visualiseres i form af udvidede boreprofiler og geologiske snit.



8. RAPPORTERING

8.1 Eksempel på disposition

Det er ikke muligt at give generelle retningslinier for hvordan en rapport skal skrives. Her beskrives dog nogle minimumskrav som rapporten bør overholde.

I det følgende afsnit gennemgås et eksempel på hvordan en rapport over en forureningsundersøgelse kan disponeres.

1. Indledning
2. Baggrund
 - 2.1 Områdebeskrivelse
 - 2.2 Historisk gennemgang for lokaliteten
 - 2.3 Industritypebeskrivelse
 - 2.4 Planlagt anvendelse af grunden
3. Feltundersøgelser og kemiske analyser
 - 3.1 Undersøgelsesstrategi
 - 3.2 Feltarbejde
 - 3.3 Kemiske analyser
4. Undersøgelsesresultater
 - 4.1 Geologiske og hydrogeologiske forhold
 - 4.2 Forurening af jord
 - 4.3 Forurening af grundvand
 - 4.4 Forurening af recipienter
 - 4.5 Forurening af luft
5. Miljø- og sundhedsmæssig vurdering
6. Resumé og anbefalinger
 - 6.1 Resumé
 - 6.2 Anbefalinger
7. Referencer

BILAGSFORTEGNELSE:

1. Oversigtskort og situationsplan
2. Boreprofiler, nivelleringskoter og pejledata
3. Kemiske datablade
4. Analyseforskrifter og -resultater
5. Geologiske snit med den fundne forurening

8.2 Indholdet af rapporten

Kort og figurer er en meget vigtig del af en rapport. De medtages for at lette forståelsen og give oversigt. Det er derfor vigtigt at de er overskuelige og forsynet med korrekt signaturforklaring, herunder indtegnet målestok og nordpil.

Det gør aflæsningen af kort lettere hvis der anvendes runde målestoksforhold, 1:25.000, 1:10.000 osv.

I det følgende gives en kort oversigt over hvad de enkelte kapitler, i den nævnte disposition, som minimum bør indeholde.

Indledningen bør indeholde adresse, matr.nr. og kemikalieaffaldsdepotnr. for lokaliteten. I dette kapitel kan rekvirenten, konsulenten og formålet med undersøgelsen nævnes.

Kapitel 2 giver en beskrivelse af lokalitetens baggrund, herunder hvilke former for industri der har været på grunden, hvilke interesser der er i området og den nuværende og planlagte anvendelse af grunden.

Der skal være et kort der viser lokalitetens placering i forhold til følsomme interesser i området, såsom vandforsyningsinteresser, overfladerecipienter, boligområder m.m.

Der bør udarbejdes industritypebeskrivelse for de industrier der har været placeret på grunden.

Industritypebeskrivelser kan illustreres ved hjælp af flow-sheets.

Derudover bør der være en situationsplan der viser hvor på grunden de forskellige aktiviteter, har fundet sted.

Er der tidligere foretaget forureningsundersøgelser på grunden bør de omtales her.

I kapitel 3 gives en metodebeskrivelse for de udførte undersøgelser.

Den valgte strategi for undersøgelsen beskrives og valget begrundes. Det udførte feltarbejde beskrives, herunder boremetode, filtersætning, renpumpning, pejling, prøvetagning og -emballering. Placering af prøvetagningssteder illustreres med et kort.

Analyseprogrammet gennemgås og kriterierne for valg af prøver der skal analyseres beskrives.

I kapitel 4 beskrives de opnåede resultater i undersøgelsen.

De geologiske forhold på grunden sammenstilles med oplysninger om områdets geologi og hydrogeologi. Der kan eventuelt fremstilles et potentiale kort over det sekundære grundvandspejl på grunden.

Jordens, grundvandets og eventuelt nærliggende recipienters forureningstilstand skal beskrives f.eks. dels ved fremstilling af analyseresultater i tabelform, dels ved kort over pågældende forureningsudbredelse.

Ved tabeller over kemiske analyseresultater skal det angives hvad analysens detektionsgrænse er, hvilke enheder der er benyttet og hvilke prøver der er tale om.

I kapitel 5 gives en sammenkædning mellem grundens planlagte anvendelse og forureningsgrad. Det vurderes om den planlagte anvendelse er sundhedsmæssig forsvarlig, eventuelt efter en oprydning på grunden, eller om andre alternative mindre forureningsfølsomme anvendelser må anbefales.

I kapitel 6 gives et resume af kapitel 1 til 5. Ud fra dette resume konkluderes hvad der videre bør ske i undersøgelsesforløbet.

8.3 Kvalitetssikring

For at sikre at undersøgelser og rapporter opnår en ønsket kvalitet, udføres der løbende kvalitetskontrol under hele forløbet.

Denne kontrol kan deles op i kontrol med underentreprenører (boreentreprenører og analyselaboratorier) og "selvkontrol".

Kvalitetssikringsfunktionen varetages af en kvalitetssikringsorganisation, der ikke er involveret i projektets udførelse. Denne kvalitetssikringsorganisation er ansvarlig for, at de forskrifter og metoder som konsulentfirmaet har udarbejdet for undersøgelsen og rapportering, følges. I praksis vil det ved undersøgelse af forurenede industrigrunde

være tilstrækkeligt at overlade kvalitetssikringsarbejdet til én person, som udfører kvalitetssikring på oplæg, feltarbejde, resultattolkning og rapportering.

Kvaliteten af underentreprenørers arbejde kan sikres ved tilsyn. Da det ikke er muligt at kontrollere alle detaljer i arbejdet bygger kvaliteten på et tillidsforhold mellem konsulent og underentreprenør. Det er derfor afgørende for forureningsundersøgelsens kvalitet at der finder et tæt samarbejde sted mellem underentreprenør og konsulent.

En vigtig del af kvalitetssikringen er at koordinere forskellige fageksperters arbejde.

9. REFERENCER

- / 1/ Andersen, L. J.; 1985
Udtagning af representative prøver
fra filtersatte eller åbne borer.
Noter til ATV-møde om prøvetagnings-
teknik, den 14. marts 1985

- / 2/ ATV-komiteen vedr. grundvandsforure-
ning; 1988
Larsen, F. og Andersen, L. J.
Botesam-erfaringer med nyt BORETEST
og SAMPLINGUDSTYR
2.-3. marts 1988

- / 3/ Bai, W.; 1982
Geofysisk borehulsmåling, logging
Laboratoriet for geoteknik,
Ingeniørhøjskolen, Horsens Teknikum

- / 4/ Bai, W.; 1987
Den geoelektriske metode
Laboratoriet for geoteknik,
Ingeniørhøjskolen, Horsens Teknikum

- / 5/ Brøker, H.; 1985
TØRBORINGER. Teknik, erfaringer og
priser.
Noter til ATV-møde 1985-09-12
Grundvandsforurening - boremetoder

- / 6/ Gillham, R. W., M. J. L. Robin, J. F.
Barker and J. A. Cherry; 1983
Groundwater Monitoring And Sample Bias
Department of Waterloo, Waterloo,
Ontario

- / 7/ Glensvig, L. og Christiansen, P.; 1974
Boremetoder. Vandteknik, nr. 3, juni
1974

- / 8/ Greulich, R.; 1987
Volumenprøvemåling og -monitoring.
Terraqua Aps./Nielsen & Rauschenberger
Gruppen. Noter til ATV-vintermøde,
26-27 feb. 1987

- / 9/ Hjelmar, Ole; 1984
Udkast til afsnit 6 i rapport fra
DAKOFA arbejdsgruppe vedr. grundvands-
monitoring ved kontrollerede losse-
pladser.
Vandkvalitetsinstituttet

- /10/ Kirkegaard, Claus; 1987
Udtagning af repræsentative grundvandsprøver.
Indlæg ved ATV-vintermøde om grundvandsforurening 25.-26. februar 1987
Geoteknisk Institut - DGI
- /11/ Miljøministeriet; 1983
Lov om kemikalieaffaldsdepoter
- /12/ Miljøministeriet; 1985-I
Bekendtgørelse af lov om miljøbeskyttelse
- /13/ Miljøministeriet; 1985-II
Lov om vandforsyning m.v.
Schultz
- /14/ Mucha, I.; 1980
Selected Topics of Hydrogeology,
Institutet for teknisk geologi,
Danmarks tekniske Højskole
- /15/ Schultz, B.; 1986 II
Kemiske analysemetoder ved undersøgelse af forurenede industrigrunde
Noter til indlæg ved DIEU's kursus: Forurenede industri- og byggegrunde, 20.-21. maj 1986
Vandkvalitetsinstitutet, VKI
- /16/ Vesterby, H.; 1985
ROTATIONSBORINGER
Teknik, erfaringer og priser
ATV-komiteen vedr. grundvandsforurening
Noter til møde 1985-09-12:
Grundvandsforurening-boremetoder

DATABLADE

1. INDHOLD AF DATABLADE

1.1 Formål med udarbejdelsen af datablade

Formålet med at udarbejde datablade er at få samlet de oplysninger der kræves for at kunne udføre en forureningsundersøgelse bedst muligt. Databladene udarbejdes inden de praktiske aktiviteter/arbejde iværksættes.

Vedlægges databladene til rapporterne som bilag vil det lette arbejdsbyrden ved senere opgaver med samme typer forurening.

Såfremt ideen med datablade følges af amter og konsulenter foreslås det, at man løbende udveksler disse.

Oplysningerne i databladene bruges bl.a. til;

- valg af prøvetagningsstrategi, -metode og -sted og af passende emballage til jord- og vand prøver.
- valg af analyseparametre og -metoder
- databladene tilsendes arbejdstilsynet til brug ved deres vejledning i sikring af arbejdsmiljøet under feltarbejdet.

1.2 Indhold af datablade

Det vil i nogle tilfælde være en uoverkommelig opgave at fremskaffe alle de her nævnte oplysninger, især for komplekse blandinger som benzin, olie og tjære.

Det vil dog være en fordel ved planlægning af undersøgelsen, valg af analyser m.m. at have så mange af de nævnte oplysninger som muligt.

1) Trivialnavn, handelsnavn, CAS-nr., m.m.

2) Fysisk-kemiske parametre

- bruttoformel (eller stofsammensætning)
- strukturformel
- molvægt
- massefylde
- damptryk
- opløselighed i vand, pH-afhængighed
- K_{ow} , K_d , K_{oc} og andre relevante fordelingskoefficienter.

- 3) Analysemetoder
 - detektionsgrænse
 - usikkerhed
 - interfererende parametre
 - m.m.
- 4) Nedbrydelighed
 - biologisk, kemisk, fotokemisk.
 - nedbrydningsprodukter
- 5) Det forurenende stofs fordeling i jord, vand, luft.
Beskrivelse af hvor man kan forvente at genfinde stoffet, hvordan prøven skal udtages og emballeres, for at undgå tab af stoffet fra prøven, m v.
- 6) Baggrundsværdier
 - jord
 - vand
 - luft
- 7) Økotoxikologiske data
- 8) Toxikologiske data
- 9) Grænseværdier
 - drikkevand
 - arbejdstilsynets grænseværdi
 - m.m.
- 10) Referencer

Til udarbejdelse af datablade anvendes som minimum nedenstående håndbøger. Da håndbogslitteraturen ikke dækker oplysninger, der er fremkommet indenfor de sidste år, foretages der en databasesøgning på hvert enkelt stof.

Arbejdstilsynet, At-anvisning Nr. 3.1.0.2., april 1988
Grænseværdier for stoffer og materialer.

American Conference of Governmental Industrial Hygienists - Documentation of the threshold limit values. 4th ed. Cincinnati, Ohio, 1980-. (Løsblade).

Hommel, Günter (ed.) - Handbuch der gefährlichen Güter. Berlin: Springer, 1973. 2 bd. (Løsblade).

IARC; 1972-1982
International Agency for research on Cancer - IARC monographs on the evaluation of the carcinogenic risk of chemicals to humans: Vol. 1-42 suppl 4. Lyon.

Kirk-Othmer encyclopedia of chemical technology: vol. 1-. New York: John Wiley, 1978--.

Danmarks Statistik - Kvartalsstatistik over udenrigshandelen, Købh. (Udkommer årligt).

Miljøministeriet - Bekendtgørelse nr. 197 af 6. april 1988. (Også udgivet som: Miljøstyrelsen - Liste over farlige stoffer).

Martindale: The Extra Pharmacopieia; 28th ed. London: The Pharmaceutical Press, 1982, xxx, 2025 s.

The Merck index: and encyclopedia of chemicals, drugs and biologicals. 10th ed. Rahway, N.J.: Merck & Co., 1983. xv, 2052 s.

Patty's industrial hygiene and toxicology. 3rd ed. New York: John Wiley, 1978-1982. Vol. 1-3.

U.S. National Institute for Occupational Safety and Health - Registry of toxic effects of chemical substances (RTECS). Wash., D.C. (Opdateringer udkommer kvartalsvis på mikrofiche - papirudgave udkommer årligt).

Sax, N. Irving - Dangerous properties of industrial materials. 5th ed. New York: Van Nostrand Reinhold. 1979. xi, 1118 s.

Sitting, Marshall (ed.) - Priority toxic pollutants: Health impacts and allowable limits. Park Ridge, N.J.: Noyes Data Corporation, 1980. x, 370 s. (Environmental health review; no. 1).

/10/

2. TRICHLORETHYLEN

2.1 Stofnavn m.m.

Stofnavn:

Trichlorethen

/5/

Synonymer:

Trikllorethylen

TRI

Ethylentrichlorid

1-chloro-2,2dichlorethylen

1,1-dichloro-2-chloroethylen

Ethinyl trichlorid

Acethylen trichlorid

/5/

Handelsnavne:

Algylen, Anamenth, Benzinol, Blacosolv, Blancosolv, Cecolene, Chlorilen, Chlorylea, Chlorylen, Chorylen, Circosolv, Crawhaspol, Densinfluat, Dow-tri, Dukeron, Fleck-Flip, Flock Flip, Fluate, Gemalgene, Germalgene, Lanadin, Lethurin, Narcogen, Narkosoid, Nialk, Perma-A-Chlor, Perm-A-Chlor, Petzinol, Philex, Threthylen, Threthylene, Trethylene, Tri-Clene, Trielene, Trielin, Triklone, Trilen, Trilene, Triline, Trimar, Triol, TRI-plus, TRI-plus M, Vestrol, Vitran, Westrosol.

/5/

CAS-nr.: 79-01-6

/5/

E.E.C.-nr.: 602-027-00-9

/11/

2.2 Fysisk-kemiske parametre

Bruttoformel: C_2HCl_3

Strukturformel:
$$\begin{array}{ccc} & Cl & Cl \\ & | & | \\ H & - C = C & \\ & | & | \\ & H & Cl \end{array}$$

/5/

Beskrivelse: Farveløs vædske

/5/

Molvægt: 131,5 g/mol

/4/

Massefylde: 1,46 g/cm³

/15/

Damptryk:

20 mmHg ved 0°C,

/15/

60 mmHg ved 20°C,

/15/

95 mmHg ved 30°C,

/15/

100 mmHg ved 32°C,

/13/

Kogepunkt: 87 °C

/5/

Smeltepunkt: -73 °C	/5/
Frysepunkt: -86,8 °C	/5/
Opløselighed i vand: 1100 mg/l ved 25 °C	/15/
Blandbart med; acetone, ethanol, diethyl ether, chloroform og olie	/5/
Densitet: 1,4642 g/ml	/5/
Dampdensitet: 4,52 (atmosfærisk luft = 1)	/5/
$\log K_{ow} = 2,29$	/6/
$\log K_{oc} = 2,14$ (beregnet)	/6/
Henrys konstant: 10^{-2} atm m ³ /mol	/6/

2.3 Analysemetoder

Jord og vand:

Prøverne ekstraheres med n-pentan. På pentanfasen udføres gaskromatografi. Der anvendes en gaskromatograf, der er monteret med kapillarkolonne og electron capture detektor (GC/ECD). Med den almindelige anvendte prøvemængde er påvisningsgrænsen for trichlorethylen ved denne analysemetode 0,1 ug/l vand og 0,1 mg/kg jord.

Der gaskromatograferes under flg. betingelser:

- Kolonne: 25 m Crosslinked 5% phenylmethyl silicone (HP5)
- Detektor: ECD
- Bæregas: Hydrogen, 2 ml/min
- Make-up gas: Nitrogen, 30 ml/min
- Injektion: Split 50:1, 1 µl
- Injektortemp.: 200 °C
- Detektortemp.: 250 °C
- Kolonnetemp.: 35 °C

/7/

Påvisningsgrænsen vil være afhængig af analysemetode og laboratorie.

Luft:

En kendt mængde prøve (luft) suges gennem et kulrør. Røret ekstraheres med carbondisulfid og ekstraktet analyseres v.h.a. GC-ECD. Detektionsgrænsen er 5 µg trichlorethylen pr. rør. Detektionsgrænsen for luft afhænger af hvor meget luft der pumpes gennem røret. /14/

2.4 Nedbrydelighed**Kemisk nedbrydning:**

For chlorerede opløsningsmidler, som trichlorethylen, er kemisk nedbrydning i grundvandszonen en langsom proces. Halveringstiden for hydrolytisk nedbrydning af trichlorethylen i grundvand er anslået til 2,5 år. /6/

Under aerobe forhold er trichlorethylen meget tungt nedbrydeligt - eventuelt unedbrydeligt. Der finder dog en vis nedbrydning sted ved cometabolisme, med kulstofkilder som f.eks. methan eller propan. Under anaerobe forhold er trichlorethylen biologisk nedbrydeligt, men langsomt da der dannes langsomt nedbrydelige mellemprodukter som 1,2-dichlorethylen og chlorethen (vinylchlorid). /3/

2.5 Stoffets fordeling i jord/vand/luft

Ved et større udslip af trichlorethylen i den umættede zone vil trichlorethylenen sive ned som en samlet organisk fase.

Under nedsivningen vil en del af den organiske fase tilbageholdes i jorden som små dråber. Tilbageholdelseskapaaciteten er 3-50 l/m³ jord, afhængigt lagenes permabilitet. /6/

Ved kontakt med grundvandsspejlet vil hovedparten af den organiske fase fortsætte ved densitetsbetinget to-faseflow til bunden af grundvandsmagasinet. Her vil den organiske fase ligge og udgøre et reservoir for forurening af grundvandet ved opløsning. /6/

Stoffets vandringshastighed i jord kan beregnes ved hjælp af formelen;

$$\frac{U_s}{U} = \frac{1}{1 + \frac{K_p \cdot X_T}{\epsilon}}, \quad K_p = 0,63 \cdot f_{oc} \cdot K_{oc}$$

U_s = Stoffets vandringshastighed i jord
 U = Grundvandets porehastighed
 K_p = fordelingskoefficienten mellem jord og vand
 X_T = Jordens bulkvægtfylde
 ϵ = Jordens porøsitet
 f_{oc} = Fraktionen af organisk kulstof i jorden
 K_{oc} = n-oktanol/vand-fordelingskoefficienten

Beregningsmetoden kan anvendes under følgende forudsætninger:

- stoffet nedbrydes ikke
- der er mættede forhold

derudover forudsættes et vist indhold af organisk kulstof i jorden. Her må henvises til /16/.

2.6 Baggrundsværdier

Chlorerede opløsningsmidler, som trichloret-hylen, betragtes som udelukkende miljøfremmede stoffer. I grundvandet optræder de kun som følge af en forureningspåvirkning. /6/

2.7 Økotoxikologiske data

Toxicitets tærskel (celledelingsinhiberings-test): /15/

Bakterie (<i>Pseudomonas putida</i>):	65 mg/l
Alge (<i>Microcystis aeruginosa</i>):	64 mg/l
Grønalge	
(<i>Scenedesmus quadricauda</i>):	> 1000 mg/l
Protozo (<i>Entosiphon sulcatum</i>):	1200 mg/l
Protozo (<i>Uronema perduczi</i>	
Chatton - Lwoff):	> 960 mg/l

Dafnie:

LC_{100} : I 600 mg/l, 40 timer
 Ingen effekt: ± 100 mg/l /15/

Fisk:

Guppy (*Poecilia reticulata*)LC₅₀: 55 ppm i 7 døgn /15/Elritse 96 timer LC₅₀ (F) 40,7 mg/l96 timer LC₅₀ (S) 66,8 mg/l /15/

2.8 Tokikologiske data

Pattedyr:

Mus - inhalation

LC₅₀: 49000 ppm 30 min /15/LC₅₀: 5500 ppm 4 timer /15/

Mus - oralt

LD₅₀: 3500 mg/kg /13/

Rotte - inhalation

LC₅₀: 8000 ppm 4 timer /15/

Rotte - oralt

LD₅₀: 4,92 ml/kg /8/

Kanin - inhalation

Ingen effekt: 1200 ppm 473 timer /15/

Abe, kanin, marsvin - inhalation

Ingen effekt: 730 ppm 8 timer/dag
i 6 uger /15/

Menneske:

Øje irritation: 160 ppm /15/

Udholdelig konc. i 30 min:

372-379 ppm /15/

Fuld narkose: 2500-6000 ppm /15/

Alvorlige toxiske effekter:

2000 ppm i 60 min /15/

Der findes kun meget få epidemiologiske studier af de chlorerede opløsningsmidlers langtidsvirkninger på mennesker. Trichlorethylen har vist sig at være carcinogen over for f.eks. mus, og mutagen over for bakterie- og gærsystemer. /1 og 12/

Foreliggende epidemiologiske data har dog ikke bekræftet en eventuel mistanke om forøget cancerrisiko for mennesker. /1/

Trichlorethylen kan passere moderkagen, men der er ikke rapporteret om egentlig fosterbeskadigende effekter i de få teratogenstudier, der foreligger. /1/

2.9 Grænseværdier

Drikkevandskrav:

Danmark: 1 µg/l /9/

USA: Målsætningsværdi 0 µg/l
Maksimumsværdi 5 µg/l /6/

Arbejdstilsynets grænseværdi:
30ppm = 160 mg/m³ luft /2/

2.10 Referencer

- / 1/ Arbejdstilsynet, 1983
Basisbog i arbejdsmedicin, del II
Risikofaktorer i arbejdsmiljøet 2. oplag.
- / 2/ Arbejdstilsynet, At-anvisning nr. 3.1.0.2, april 1988
Grænseværdier for stoffer og materialer.
- / 3/ Arvin, E; 1986
Noter til indlæg ved HYG-møde, den 18.11.1986.
Afværgeforanstaltninger.
- / 4/ Hommel G.; 1973
Handbuch der gefährlichen Güter
Berlin Springer 2 bd.
- / 5/ IARC; 1972-1987
International Agency for research on Cancer - IARC monographs on the evaluation of the carcinogenic risk of chemicals to humans: Vol. 1-42 suppl 4. Lyon.
- / 6/ Københavns Amtskommune; 1987
Forekomst, transport og nedbrydning af trichlorethylen og tetrachlorethylen i grundvandszonen-
Cand.scient Christian Grøn, VKI.
- / 7/ Levnedsmiddelkontrollen I/S; 1987
Levnedsmiddelkontrollen i Skovlundes standardprocedure vedr. analyse for klorerede opløsningsmidler.

- / 8/ The Merck Index; 1983
 10th ed. Rahway. N.J.: Merck & Co.
- / 9/ Miljøministeriet; 1985
 Lov om vandforsyning m.v.
 Schultz
- /10/ Miljøstyrelsen, 1984
 Udvalgte kemiske stoffer. Udredning
 vedr. udvalgte kemiske stoffers miljø-
 og sundhedsmæssige effekter samt an-
 vendelse og forekomst.
- /11/ Miljøstyrelsen, 1986
 Miljøprojekt nr. 72: Organic Solvents
- /12/ RTECS; 1983-84
 Registry of Toxic Effect of Chemical
 Substances NIOSH
 U.S. Department of health and human
 service centers for disease control
 National Institutet for Occupational
 Safety and Health.
- /13/ Sax, N.I.; 1974
 Dangerous properties of industrial
 materials. 5th ed. New York: Van No-
 strand Reinhold.
- /14/ Teknologisk Institut i Tåstrup; 1987
 Teknologisk Instituts procedure for
 analyse af trichlorethylen i luft.
- /15/ Verschueren, K.; 1983
 Handbook of Environmental Data on
 Organic Chemicals
 Second Edition Van Nostrand Reinhold
 Company.
- /16/ Dahi, E., Jensen, B., Løkke, H., An-
 dersen, J., Broholm, K. og Pedersen,
 J. K.; 1988
 Vandforurening med miljøgifte
 Laboratoriet for Teknisk Hygiejne.

3. BENZEN

3.1 Stofnavn m.m.

Stofnavn: Benzene

Synonymer og handelsnavne:

Annulene, Benzeen, Benzen, Benzene, Benzin, Benzine, Benzol, Benzole, Benzolene, Benzolo, Bicarburet of Hydrogen, Carbon oil, Coal naphtha, Cyclohexatriene, Fenzen, Mineral naphtha, Motor benzol, NCI-C55276, Nitration benzene, Phene, Phenyl hydrid, Pyrobenzol, Pyrobenzole, RCRA waste number U019, UN 1114. /7/

CAS-nr.: 71-43-2 /7/

3.2 Fysisk-kemiske parametre

Bruttoformel: C_6H_6 /7/

Strukturformel:



Beskrivelse:

Klar, farveløs, brændbar væske med en karakteristisk aromatisk lugt. /7/

Molvægt: 78,12 g/mol /7/

Densitet: 0,87865 g/ml (20°C) /7/

Dampdensitet: (luft = 1) 2,77 /7/

Omregningsfaktor: (25°C, 760 mmHg)
1 ppm = 3,19 mg/m³ /7/

Damptryk:

60 mm Hg ved 15°C /10/

76 mm Hg ved 20°C /10/

100 mm Hg ved 26,1°C /11/

118 mm Hg ved 30°C /10/

Kogepunkt: (760 mm Hg) 80,1°C /10/

Smeltepunkt: 5,5°C /10/

Opløselighed i vand:

1780 mg/l ved 20°C /10/

Blandbart ned:

Acetone, alcohol, carbon disulfid, carbon tetrachlorid, chloroform og olie. /1/

Diffusionskoefficient: $0,024 \text{ m}^2/\text{h}$ /4/

Henrys konstant:
 $H = 2,4 \text{ atm}$, ved 20°C /3/

Oktanøl/vand fordelingskoefficient:
 $\log P_{ow} = 2,13$ /10/

3.3 Analysemetoder

Vand:

Prøven ekstraheres med n-pentan. Ekstraktet analyseres ved gaskromatografi på kapillarkolonne med flammeionisationsdetektor (GC/FID). Ved metoden bestemmes benzen med en påvisningsgrænse på $0,5 \text{ } \mu\text{g/l}$ /5/

Luft:

Et kendt luftvolumen ledes gennem et rør med aktivt kul, mrk. SKC 226-01. Efter eksponering af rørene elueres kullene i 1 ml carbondisulfid. Mængden af benzen bestemmes ved kapillargaschromatografi. Påvisningsgrænsen er $0,1 \text{ } \mu\text{g benzen/rør}$ /9/

3.4 Nedbrydelighed

Benzen er, under aerobe forhold, let nedbrydeligt i både terrestriske og akvatiske miljøer. Nedbrydningen er vanskeligere i anaerobe eller anoxiske miljøer. /2/

Er benzen den eneste kulstofkilde er lagfasen på få uger, under aerobe forhold, mens den under anaerobe forhold er betydeligt længere. Benzen kan virke hæmmende på celledelingen, se også næste afsnit. /2/

3.6 Baggrundsværdier

Luft:

Byområder USA 1977-78 $< 0,5-3,6 \text{ ppb}$

Vand:

Flodvand Holland 1976 i.p. - $5,7 \text{ } \mu\text{g/l}$
 gennemsnit $0,1 \text{ } \mu\text{g/l}$ /10/

3.7 Økotoxikologiske data

Encellede organismer:

Toxisitets tærskel (Cellemultiplikationsinhiberingstest):

Bakterie (<i>Pseudomonas putida</i>)	92 mg/l
Alge (<i>Microcystis aeruginosa</i>)	>1400 mg/l
Grønalge (<i>Scenedesmus quadricauda</i>)	>1400 mg/
Protozo (<i>Uronema parduczi</i> Chatton-Lwoff)	486 mg/l /10/

Fisk:

Elritse:

min. letal dosis: 6 timer: 5-7 mg/l

Guldfisk:

L₅₀: 24 timer: 46 mg/lGuppy (*Poecilia reticulata*):LC₅₀: 14 dage : 63 mg/l
/10/

3.8 Tokikologiske data

Rotte - oralt:

LD₅₀: 3-6 g/kg
/10/ og /6/

Rotte - inhalation:

LC₅₀: 10.000-16.000 ppm
/6/

Mus - oralt:

LD₅₀: 4,70 g/kg
/6/

Mus - inhalation:

LC₅₀: 9980 ppm
/6/

Menneske:

Benzen er et giftigt opløsningsmiddel der påvirker centralnervesystemet og de bloddannende væv i knoglemarven. Benzen kan optages ved indånding, gennem mavetarmkanalen og gennem huden.

/6/ og /8/

Ved akut udsættelse er symptomerne hovedpine, svimmelhed, døsighed og kvalme. Der kan opstå lever- eller nyreskader. I høje koncentrationer virker benzen bedøvende, og i meget høje koncentrationer kan benzen medføre døden.

Ved længerevarende påvirkning, i lave koncentrationer, kan knoglemarven beskadiges. Både dannelsen af røde- og hvide blodlegemer og af blodplader kan påvirkes. Blødninger fra hud og slimhinder, øget modtagelighed for infektioner og livstruende blodmangel kan blive følgerne. Benzen forårsager desuden kræft i de bloddannende væv (leucæmi).

/8/

3.9 Grænseværdier

Arbejdstilsynets
grænseværdi:

5ppm = 16 mg/m³
/11/

NIOSH (1977), TWA:

1ppm i 8 timer/dag
5ppm i 15 min /dag
/6/

3.10 Referencer

- / 1/ The Merck index and encyclopedia of chemicals, drugs and biologicals. 10th ed. Rahway, N.J.: Merck & Co. 1983.
- / 2/ Jensen, S.K., Nielsen, M. og Skaarup, J.; 1987
Nedbrydelighed af miljøfremmede organiske stoffer
Udredningsrapport U1 - Lossepladsprojektet
Udført i samarbejde mellem Københavns Amtskommune, Cowiconsult og Lossepladsprojektet.
- / 3/ Kavanaugh, M.C. & Trussel, R.R.; 1980
Design of Aeration Towers to strip Volatile Contaminants from Drinking Water.
Jour. Am. Wat. Works Ass. Res. & Tech. pp 684-692
- / 4/ Kirk-Othmer; 1978
Encyclopedia of Chemical Technology
New York: John Wiley

- / 5/ Levnedsmiddelkontrollen VS i Skov-
 lunde; 1987
 Analysemetode for alkylbenzener i vand
- / 6/ Patty's industrial hygiene and toxi-
 cologi; 1978-82.
 3rd. edition.
 New York: John Wiley, vol. 1-3.
- / 7/ RTECS; 1983-84
 Registry of Toxic Effect of Chemical
 Substances NIOSH
 U.S. Department of health and human
 service centers for disease control
 National Institute for Occupational
 Sagety and Health
- / 8/ Sikkerhedsudvalget for kemiske in-
 dustrier; 1980
 Kemikalier og sikkerhed
 Speciel del 11, benzen
 2. udgave 1980
- / 9/ Teknologisk Institut; 1987
 Analysemetode for alkylbenzener i luft
- /10/ Verschueren, K.; 1983
 Handbook of Environmental Data on
 Organic Chemicals
 Second edition
 Van Nostrand Reinhold.
- /11/ Arbejdstilsynet, AT-anvisning nr.
 3.1.0.2., april 1988
 Grænseværdier for stoffer og materia-
 ler

4. PENTACHLORPHENOL

4.1 Stofnavn m.m.

Stofnavn: Pentachlorphenol /1/

Synonymer:

Chlorophen; PCP; PENCHLOROL; Penta; Pentachlorofenol; Pentachlorofendo; Pentachlorophenate; 2, 3, 4, 5, 6-pentachlorophenol. /1/

Handelsnavne:

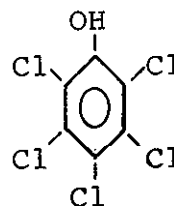
Chem-Tol; Cryptogil ol; Dowcide 7; Dowicide 7; Dowicide EC-7; Dowicide G, Durotox; EP 30; Fungifen; Grundier Arbezol; Lauxtol; Lauxtol A; Liroprem; Pentacon; Penta-Kil; Pentasol; Penwar; Peratox; Permicide; Permagard; Permasan; Permatox; Permatox DP-2; Permatox Penta; Permite; Santobrite; Santaphen; Santophen 20; Sinituho; Term-I-Trol; Thompsons Wood Fix; Weedone; Glazd Penta; Priltox; RCRA Waste number U242. /1/, /2/

CAS-nr.: 87-86-5

4.2 Fysisk-kemiske parametre

Bruttoformel: C_6HCl_5O /1/

Strukturformel:



/1/

Beskrivelse:

Hvide krystaller

/1/

Urenheder og tilsætningsstoffer:

Pentachlorphenol fremstilles ved chlore-ring af phenol eller lavere chlorerede chlorphenoler /1/. Ved denne proces dannes samtidig lavere chlorphenoler, især tetrachlorphenol, foruden chlorerede phenoxyphenoler, chlorerede dioxiner og chlorerede dibenzofuraner. Pentachlorphenol som teknisk produkt vil typisk indeholde 88% /1/ /9/ pentachlorphenol, 5-10% tetrachlorphenol, mindre end 0,1% trichlorphenol og ca. 6% chlorerede phenoxyphenoler /1/ /9/.

Molvægt:	266,3 g/mol	/1/
Dentitet:	1,978 g/cm ³ ved 22°C	/3/
Damptryk:	0,00011 mm ved 20°C	/4/
Dampdentitet:	(luft = 1) 9,2	/8/
Kogepunkt:	310°C	/3/
Smeltepunkt:	188/191°C	/4/
Vandopløselighed:		
	0,18 mg/l ved 20°C	
	0,35 mg/l ved 50°C	/8/
Opløseligt i:		
	Kold petroleum ether, benzen, ethanol diethylether og paraffin petroleum olier.	
Oktonol/vand fordelingskoefficient:		
	$\log P_{oct} = 5,01$	/4/

4.3 Analysemetoder

Vand:

Prøverne ekstraheres med en blanding af hexan og ether. Efter tørring og inddampning af ekstraktet acetyleres med eddikesyreanhydrid. De acetylerede phenoler analyseres ved gaskromatografi kombineret med massespektrometri. /5/

Detektionsgrænsen ved denne analysemetode er 0,1 µg/l.

4.4 Nedbrydelighed

Pentachlorphenol (PCP) er nedbrydeligt under aerobe og metanogene forhold både i terrestriske og akvatiske miljøer.

Ved den aerobe nedbrydning dannes der phenol med en række chlorphenoler som mellemprodukter. Phenolen nedbrydes videre til kuldioxid og vand. Under anaerobe betingelser dannes phenol og chlorphenoler. Den videre anaerobe nedbrydning af phenol resulterer ideelt i dannelsen af methan og kuldioxid. Der kan endvidere ved anaerob nedbrydning af pentachlorphenol dannes chloranisoler. /7/

For mikroorganismerne sker der en gradvis adaption til omsætning af PCP. Adaptionstiden stiger med stigende PCP-koncentration. Resultater fra nedbrydningsforsøg viser at nedbrydningen af PCP foregår væsentligt langsommere end for de øvrige chlorphenoler. PCP har en væksthæmmende effekt overfor bakteriestammer. Total væksthæmning overfor forskellige aerobe bakteriestammer er observeret ved koncentrationer varierende fra 2,5 mg/l til 2500 mg/l.
/7/

4.7 Økotoxikologiske data

Guppy (*Poecilia reticulata*)

LC₅₀: 24 timer: 0,38 mg/l ved pH 7,3
/4/

Guldfisk

LC₅₀: 24 timer: 0,267 mg/l
96 timer: 0,247 mg/l

Zebrafisk

LC₅₀: 48 timer: 1,24 mg/l
96 timer: 1,13 mg/l
10 dage: 1,08 mg/l ved 25°C

4.8 Toxikologiske data

Rotte - oralt

LC₅₀: 27-28 mg/kg /4/

Kanin - oralt

LC₅₀: 70-100 mg/kg /4/

Mennesker - metaboliske forhold:

Pentachlorphenol kan optages via mave-tarmkanalen, gennem huden og ved indånding
/9/, /10/

Hos mennesker er der målt en maksimal plasmakoncentration 4 timer efter oral indgift af 0,1 mg/kg legemsvægt på 0,248 mg/l. Aber havde efter oral indgift af 10 mg/kg lægemsvægt en maksimal plasmakoncentration på 10-30 mg/kg efter 12-24 timer.
/10/

I dyreforsøg og ved obduktion af mennesker, der har været eksponeret for lethale doser, er det rapporteret, at stoffet først og fremmest er genfundet i tarm, lever, nyre og blod. Således blev der hos aber 15 døgn efter indgift af 10 mg/kg legemsvægt genfundet ca. 11% i forskelligt væv. Heraf blev 65-83% fundet i lever og tarm
/1/

Pentachlorphenol udskilles via urin og fæces, som tetrachlorhydroquinon (metabolit) eller som glucuronidkonjugater af disse /1/

Akut toksicitet:

Pentachlorphenol fremkalder ved forgiftning træthed, sved-sekretion, forhøjet kropstemperatur og respiration, hjertebanken og coma. Rigor mortis indtræder kort efter døden /9/

Stoffet afkobler den oxidative phosphorylering /9/

4.9 Grænseværdier

Arbejdstilsynets grænseværdi:

0,05 ppm = 0,5 mg/m³ /6/

4.10 Referencer

- / 1/ IARC; 1972-82
International Agency for Research on Cancer - IARC-monographs on the evaluation of the carcinogenic risk of chemicals to humans: Vol. 1-29 supp. 4. Lyon.
- / 2/ RTECS; 1983-84
Registry of Toxic Effect of Chemical Substances NIOSH
U.S. Department of health and human service centers for disease control
National Institute for Occupational Safety and Health
- / 3/ Sax, N.I.; 1974
Dangerous properties of industrial materials.
5th edition
New York: Van Nostrand Reinhold.
- / 4/ Verschueren, K.; 1983
Handbook of Environmental Data on Organic Chemicals
Second edition
Van Nostrand Reinhold.
- / 5/ Levnedsmiddelkontrollen i København
Kvantitativ bestemmelse af phenoler i drikkevand
GC/MS-metode
LMK-metodebeskrivelse nr. 12, 1. udgave.

- / 6/ Arbejdstilsynet, At-anvisning nr. 3.1.0.2, april 1988
Grænseværdier for stoffer og materialer.

- / 7/ Jensen, S.K., Nielsen, M. og Skaarup, J.; 1987
Nedbrydelighed af miljøfremmede organiske stoffer
Udredningsrapport U1 - Lossepladsprojektet
Udført i samarbejde mellem Københavns Amtskommune, Cowiconsult og Lossepladsprojektet.

- / 8/ Hommel, G.; 1973
Handbucg der gefärlichen Güter
Berlin Springer 2. bd.

- / 9/ Fiedlder, R.J.: Toxicity Revieu 5. Pentachlorphenol. Health and safety exeautive.
London 1982.

- /10/ Ambient water quality criteria for pentachlorphenol. U.S. Environmental Protection Agency, Washington D.C. October 1980.

1. ASFALTFREMSTILLING

1.1 Historisk gennemgang af produktionsmetoder

Asfalt er betegnelsen for en blanding af bindemiddel (bitumen eller tjære) med mineralsk stof (sten, grus og kalk).

Ved produktion af asfalt forekommer der ingen kemiske reaktioner, men kun en blanding af de opvarmede materialer.

Bitumen, bitumenemulsion samt tjære kaldes under ét for bituminøse bindemidler.

Ved bitumenemulsion forstås en blanding af bitumen med vand og/eller opløsningsmidler.

Udviklingen af vejbygning og vejmaterialer skal kort beskrives i det følgende.

Fra 1820 og i de næste ca. 100 år dominerede Mac Adams vejbygningsmetode. Makadamisering som den kaldtes blev udført med ret store skærver som blev udlagt i et lag på 15-20 cm. Mellemrummene blev udfyldt med grus og/eller ler.

Omkring århundredeskiftet begyndte man at hælde råtjære over makadammen for at dæmpe støvplagen fra vejene.

Fremstillingen af bitumenemulsion til afløsning af tjæren begyndte i tyverne. Bitumenemulsion kan anvendes i kold tilstand i modsætning til tjære, og denne egenskab forøgede anvendelsesmulighederne og udbredelsen.

Med ønsket om mere jævne belægninger blev de første egentlige asfalttyper udviklet i trediveerne.

I begyndelsen foregik fremstillingen af asfalt ved at oversprøjte de opvarmede sten med tjære. Herefter blev stenene med det klæbrige lag af tjære blandet med varm bitumen.

Asfaltbelægningen blev i reglen udlagt som 2-lagsbelægning med makadam som bærelag.

Ved anvendelsen af en "stivere" tjære, kunne bitumen og tjære blandes før tilsætning af stenmateriale.

Denne fremgangsmåde blev taget i brug omkring 1950-1960. Op til 8 vægt% tjære blev iblandet den varme bitumen. Ialt udgjorde den samlede mængde bindemiddel mellem 4 1/2% og 6%.

Brugen af tjære som en del af bindemidlet ved asfaltfremstilling ophørte helt fra ca. 1968. Herefter anvendes udelukkende forskellige typer af bitumen /1/ og /2/.

1.2 Vejbelægningsmaterialer

Asfalt fremstilles i en række kvaliteter afhængigt af trafikbelastningen. Som hovedtyper kan nævnes pulverasfalt, asfaltbeton og støbeasfalt.

Pulverasfalt anvendes til veje med en ringe trafikbelastning samt til underlag for de hårdere asfalttyper. Pulverasfalt fremstilles ved blanding af stenmateriale og 5-7% bituminøst bindemiddel med relativ stor blødhed, eventuelt tilsættes en lille smule petroleum. Ved udlægningen er det en varm pulveragtig masse, der udlægges og tromles i tynde lag.

Ved større trafikbelastning og som overfladebelægning (slidlag) anvendes asfaltbeton. Asfaltbeton adskiller sig først og fremmest fra pulverasfalt ved anvendelse af en hårdere bitumen. Forskellige typer bestemmes iøvrigt af kornsammensætningen for tilslagsmaterialerne.

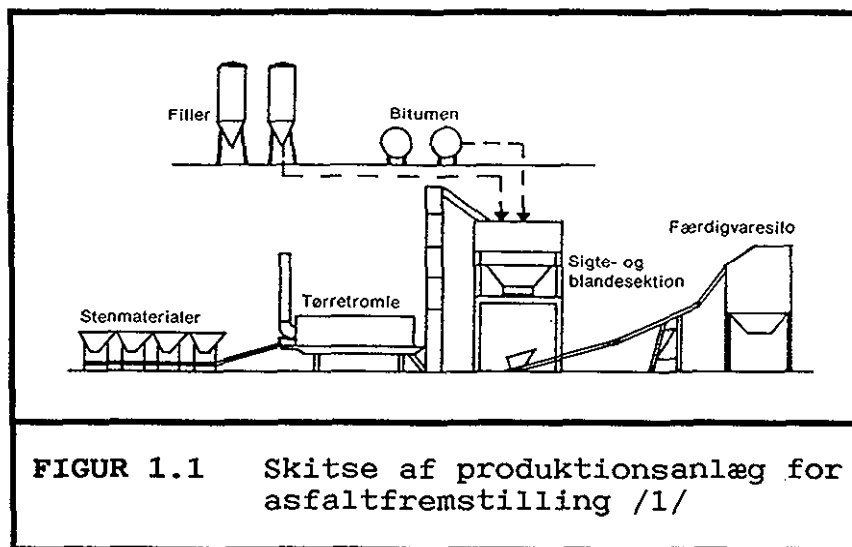
En særlig slidstærk belægning opnås ved anvendelse af støbeasfalt. Støbeasfalt karakteriseres ved at være en meget tæt belægning (hulrumsprocent < 1.0), fremstillet af et hårdt bindemiddel og velgradueret stenmateriale med et højt indhold af fine korn (filler). I modsætning til pulverasfalt og asfaltbeton har støbeasfalt flydende konsistens og kræver ikke komprimering. En opvarmning til mere end 200°C er derimod nødvendig for udlægning.

Endelig findes der forskellige former for asfaltemulsioner. De anvendes som klæbemidler enten under pulverasfalt eller asfaltbeton for at få den til at binde bedre til de underliggende sten eller på overfladen /1/ og /3/.

1.3 Asfaltproduktion

Pulverasfalt og asfaltbeton fremstilles på et asfaltblande anlæg eller et asfaltværk, der som vist på figur 1.1 består af følgende hoveddele:

- Doseringsanlæg for rå stenmaterialer
- Tørreanlæg
- Sigte- og blandesektion
- Færdigvaresiloer

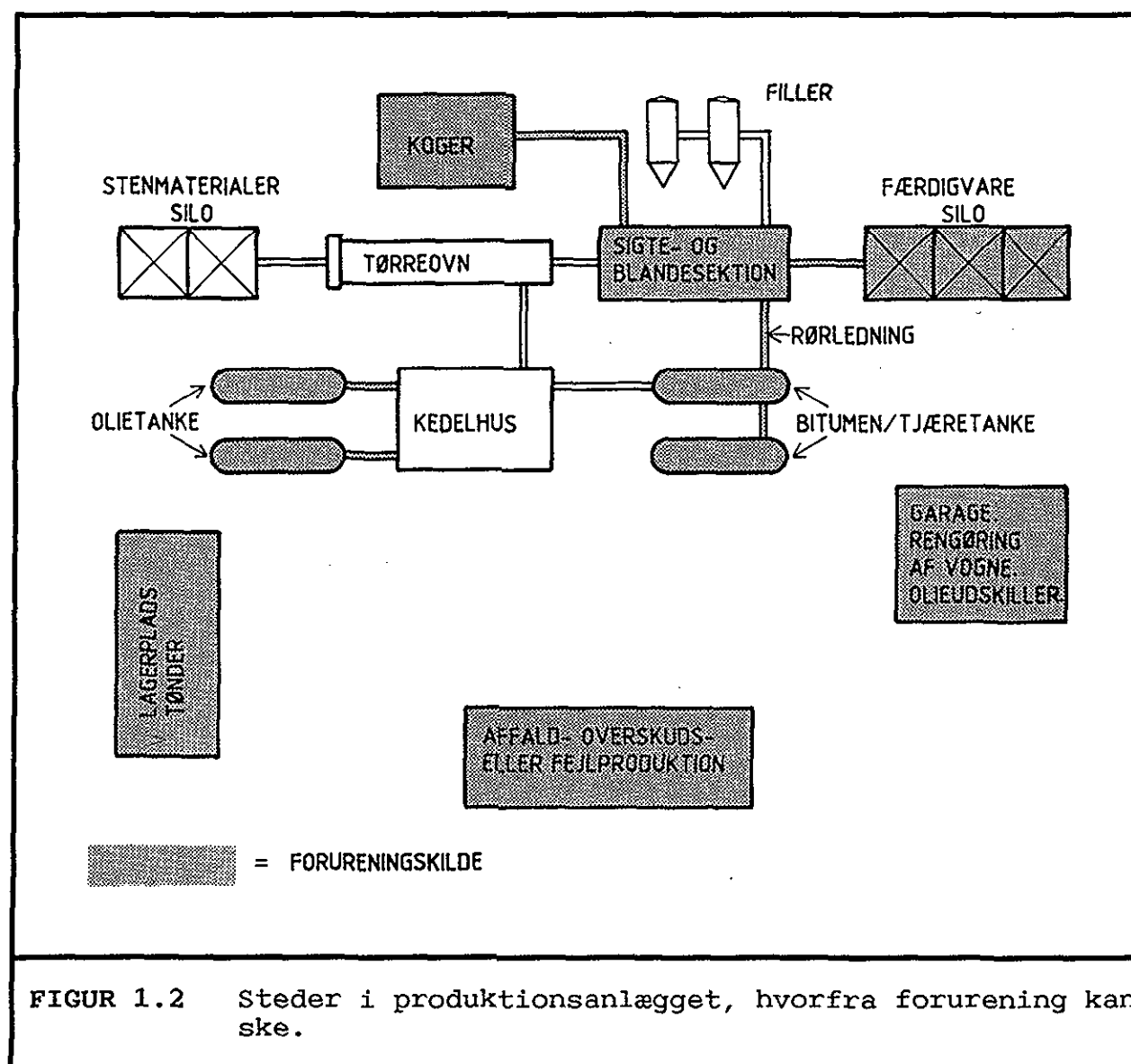


De stenmaterialer, som skal anvendes ved produktionen af asfalt (stenmel, sand, skærver og sten) fyldes i siloen. Fra transportbånd under siloerne føres stenmaterialerne via kopelevator op til tørretromlens indgang. Tørretromlen består af en stålcylander der er anbragt med en svag hældning.

Ved tromlens rotation bevæger stenmaterialet sig fremad samtidig med at det falder ned gennem den varme luftstrøm i tromlen.

I tromlens nedre ende er der anbragt et olie-fyr, ligesom der afhængigt af anlæggets alder vil være tilsluttet et støvudskillingsanlæg.

Fra tørretromlen føres de varme og tørrede stenmaterialer med kopelevator op til toppen af blandesektionen. Ofte er der her anbragt en sigtesektion, hvor stenmaterialerne sigtes og adskilles i 2-4 fraktioner i relativt små siloer (varmsiloer).



FIGUR 1.2 Steder i produktionsanlægget, hvorfra forurening kan ske.

Filler og bindemiddel tilsættes blandingen efter afmåling. Bindemidlet spredes som regel ud over blandekarret, hvor blandeklør sørger for sammenblandingen. Efter blanding har pulverasfalt og asfaltbeton en temperatur på 130-160°C.

Når den enkelte blanding er færdig, kan den lukkes direkte ned i en lastbil, eller den kan via en optræksbane transporteres til en færdigvaresilo.

Støbeasfalt kan fremstilles efter to metoder. Ved den ældste metode anvendes en cylindrisk opvarmet koger forsynet med omrører. Først påfyldes den nødvendige bitumenmængde. Dernæst tilsættes de tørrede stenmaterialer og filler, hvorefter det hele koges i 5-6 timer, indtil massen er fuldstændig homogen.

Ved større leverancer fremstilles støbeasfalten først i blandedanlæg af samme type som anvendes til fremstilling af pulverasfalt og asfaltbeton. Den sidste del af fremstillingsprocessen består i kogning i en varmeisoleret koger. Støbeasfalten opnår en temperatur på 220-230°C /2/.

1.4 Forureningskilder

Mulige forureningskomponenter ved asfaltproduktionen er først og fremmest:

- bitumen
- tjære
- fyringsolie

Endvidere anvendes mindre mængder af opløsningsmidler på fabrikkens laboratorium.

Forureningen kan ske som følge af utætheder i beholdere eller rørsystemer i selve produktionsanlægget. Den største forurening vil dog forventes omkring de produktionsenheder som er vist på figur 1.2. Der kan være tale om forurening i forbindelse med påfyldning og aftapning af fyringsolie, tjære og bitumen, samt udsivning fra utilstrækkelige tillukkede haner.

Ved påfyldning af lastbiler og jernbanevogne kan der ske spild af færdigvare samt råvare.

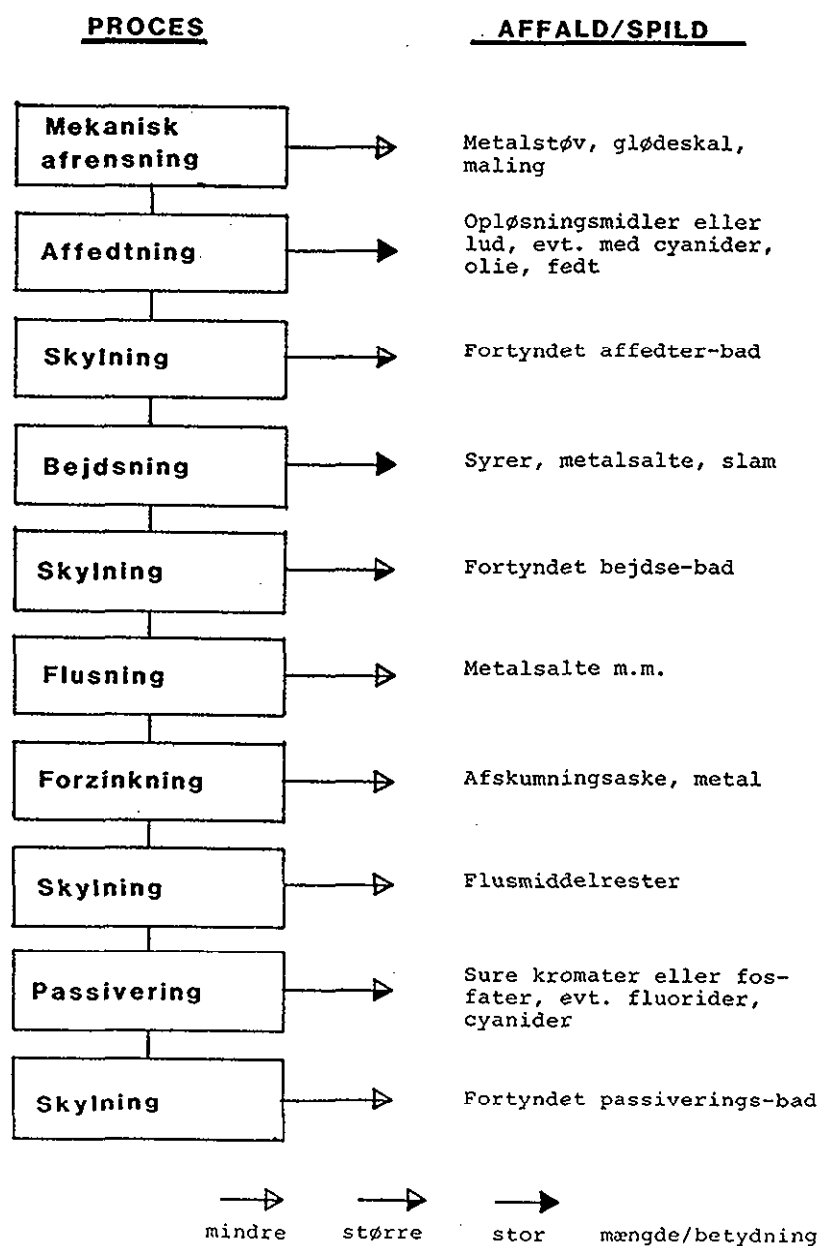
For at hindre at den færdige asfalt klæber til siloer og lastbilernes lad, bliver de ofte smurt eller sprøjtet med gasolie/petroleum. Spild fra disse aktiviteter vil kunne forekomme.

Utætheder i beholdere og tanke, der blev anvendt til oplagring af asfalt- eller tjæreprodukter kan ligeledes have medført forurening af undergrunden.

Endelig kan der ske forurening som følge af midlertidig eller længerevarende deponering af overskuds- eller fejlproduktioner på grunden, samt ved rengøring af vogne og overløb fra fyldte olieudskillere.

1.5 Referencer

- /1/ "Vejbygning" AS PHØNIX; 1975.
- /2/ Personlig meddelelse, Erik Nielsen Asfaltindustriens laboratorium; 1986.
- /3/ "Asfaltarbejde - en arbejdsmiljøundersøgelse"
Roskilde Universitets Forlag; 1977.



FIGUR 2.1 Principdiagram for varmforzinkning /1/

2. GALVANOINDUSTRI

2.1 Historisk gennemgang af produktionsmetoder

I Danmark har varmforzinkning og el-galvanisering været brugt siden omkring år 1900.

Indtil 1960 var faget hårdværksmæssigt præget, hvorefter mekanisering og automation medførte mere effektive produktionsmetoder, og øget spildproduktion.

Fra starten af 1970 blev processerne forbedret med henblik på energiforbrug og miljø, og i 1966 blev det første totalt lukkede system udviklet /1/.

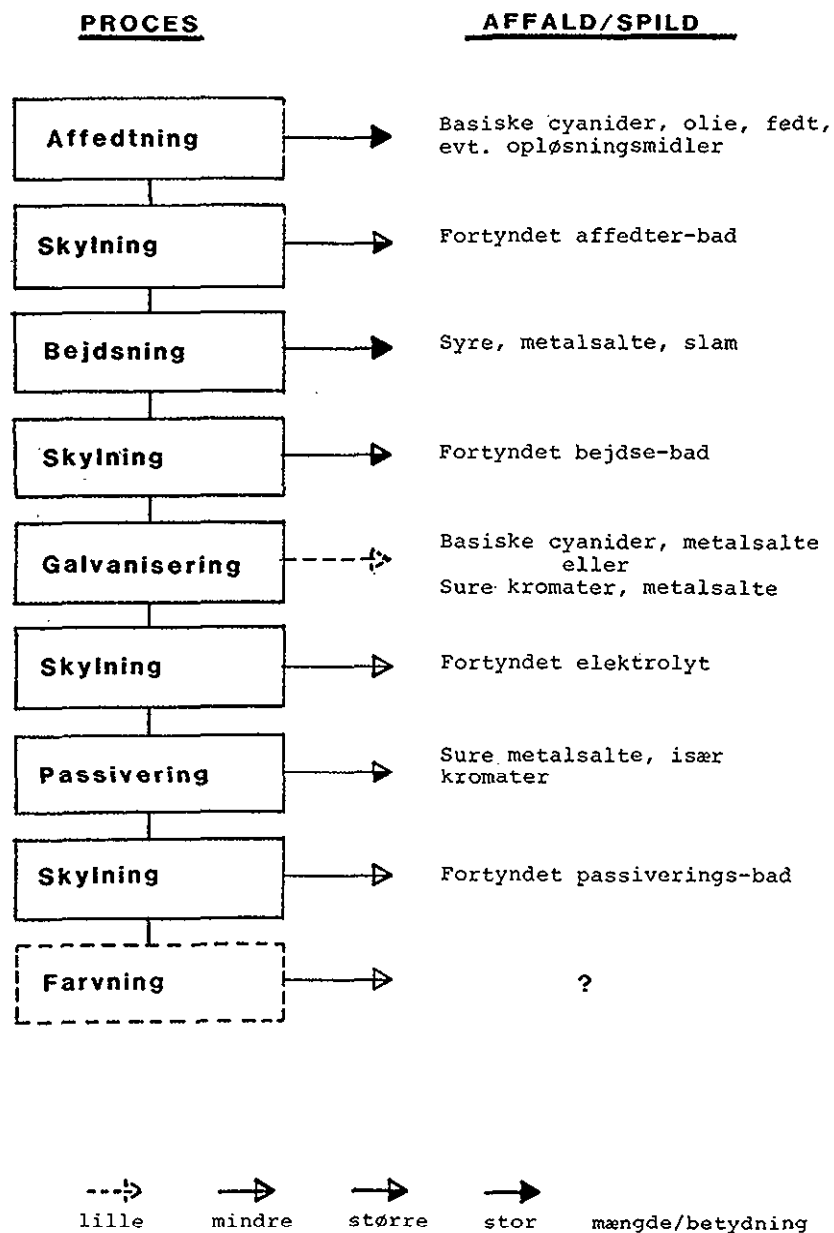
I tabel 2.1 ses antallet af virksomheder fra 1948 til 1988.

Årstal	Antal virksomheder
1948	95
1958	187
1968 - 78	170
1988	godt 100
TABEL 2.1 Galvanoindustrier /1/	

2.2 Varmforzinkning

Inden forzinkning skal emnerne være rene. Dette indebærer ofte 2-3 rengøringsprocesser, se figur 2.1;

- Mekanisk rensning. Sandblæsning eller slibning.
- Affedtning (bejdsning). Blev tidligere udført med opløsningsmidler af terpen-tin/petroleumstypen eller i bade af lud og soda. Senere er dette erstattet af chlorerede og fluorerede opløsningsmidler og ludbade tilsat cyanider.
- Afsyring er normalt foretaget med svovlsyre eller saltsyre. Til specielle formål er der også brugt salpetersyre, flussyre, phosphorsyre og chromsyre.



FIGUR 2.2 Principdiagram for galvanisering /1/

For at zinken kankomme i god kontakt med emnet aktiveres overfladen ved flusning, som sker i enten en opløsning af zink og ammoniumklorid eller i en smelte af de to salte umiddelbart oven på zinkbadet.

Efter denne rensning dyppes emnerne i flydende zink ved mindst 450°C. Zink og jern går i indbyrdes opløsning og danner et sprødt, fastsiddende legeringslag, hvor der yderst eventuelt findes et lag rent zink /1/.

Efter forsinking bliver emner, der skal viderebehandles eventuelt passiveret, dvs. oxyderet i overfladen ved dypning i et bad med kromater eller phosphater. Mellem hver delproces, undtagen mekanisk rensning og flusning, skylles emnet i vand.

På figur 2.1 er vist de vigtigste forureningskomponenter fra varmforzinkning /1/.

2.3 Galvanisering

Galvanisering tjener et af to formål:

- 1) at give produktet et æstetisk udseende.
- 2) at give produktet en korrosionsfast overflade.

Inden emnerne kan galvaniseres skal de være absolut rene. Dette indebærer en række rengøringsprocesser af principielt samme art som for varmforzinkning.

En mekanisk afrensning er dog antagelig sjældent nødvendig, da emner, der typisk galvaniseres, er finere forarbejdet end emner, der typisk galvaniseres, er finere forarbejdet end emner, der skal varmforzinkes.

Af samme grund kan affedtning og bejdsning i flere tilfælde foretages samtidig i et enkelt bad, men ellers må to processer forventes. Procesforløbet er vist på figur 2.2.

Metoden indebærer, at det rensede emne anbringes som katode i en metalholdig opløsning sammen med en anode af det metal, der ønskes overført til emnet. Undtagelsen er blyanoder til forkroming. Ved processen lægges et tunt metallag på alle emnets frie overflader, men der opnås ikke nogen kemisk forbindelse med beskyttelseslaget.

I princippet kan alle metaller overføres til emnet, men interesse har kobber, nikkel, krom, zink og tin. I mindre udstrækning anvendes bly, cadmium, molybdæn, jern, ædelmetaller og legeringer som f.eks. messing.

Efter galvaniseringen følger ofte - væsentligt oftere end efter varmforszinkning - en efterbehandling.

Efterbehandlingerne kan tjene ét eller begge af to hovedformål;

- 1) at styrke overfladen i mekanisk eller korrosionsmæssig henseende
- 2) at give en bedre grund for efterfølgende maling/lakering.

Dekapering, kromatering, polering, eloxering (anodisering) og indfarvning er efterbehandlingsprocesser, hvoraf én eller flere næsten altid anvendes.

Dekapering er en mild syrebejdsning, der fjerner tynde uønskede oxydfilm forud for den kontrollerede kromatoxydation af uædle belægninger.

Polering er en kraftigere oxyderende syrebehandling, der giver en blank overflade ved at lukke "mikro-overfladen".

Eloxering anvendes primært forud for indfarvning og som korrosionsbeskyttelse af aluminium.

Polering og eloxering er begge, som kromatering og fosfatering, processer der under ét ofte kaldes passivering. Polering og eloxering adskiller sig dog fra almindelig passivering ved at foregå i et strømførende bad det vil sige elektrolytisk.

Passivering betegner almindeligvis alene fosfatering af stålember og foretages derfor også af en lang række metalforarbejdende virksomheder, der ikke hører under galvanoidindustrien /1/.

2.4 Referencer

- /1/ Tourdal, J. K. og Gädda, H.; 1988
Galvaniseringsanstalter. Forurenede industrigrunde, lossepladsprojektet. Udredningsrapport U2. Statens Informationstjeneste, ISBN: 87-503-7081-2.

3. GASVÆRKER

3.1 Historisk gennemgang af gasfremstilling

Gasproduktion ud fra stenkul har fundet sted i Danmark i perioden 1853 til 1983, hvor det sidste gasværk, Strandvejsgasværket i København, blev lukket. I alt har der i den periode været 112 gasværker i Danmark.

Selvom teknikken ved gasfremstilling naturligvis har gennemgået en udvikling i den 130-årige produktionsperiode, har hovedprocessen, tørdestillation af stenkul dog været uforandret /1/.

I gasværksovn - senere i retorten - opvarmedes kullene til ca. 1000°C.

Rågassen, dvs. gas indeholdende tjære og andre biprodukter, blev afkølet med vandspray, hvorved tjæren delvist kondenseredes. Tjære og vandet, som var stærkt ammoniakholdigt, blev derefter adskilt, f.eks. i trykskilleanlæg, og tjæren ledtes til en tjæretank eller grube. Ammoniakvandet recirkuleredes delvist som kølevand, mens overskuddet solgtes som gødningsmiddel eller udledtes til kloakken.

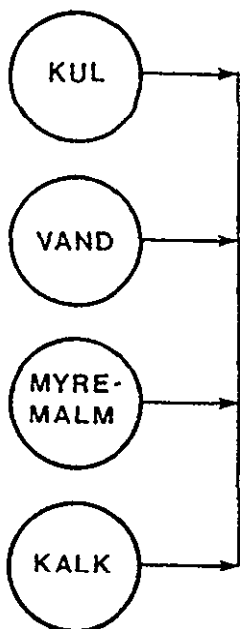
Tjæren blev dels anvendt i mindre omfang på værket til diverse bygnings- og anlægsarbejder, dels solgt til tilsvarende anvendelse eller til forskellige former for tjæredestillation.

De afgassede kul, koks, blev opsamlet og solgt som brændsel /1/.

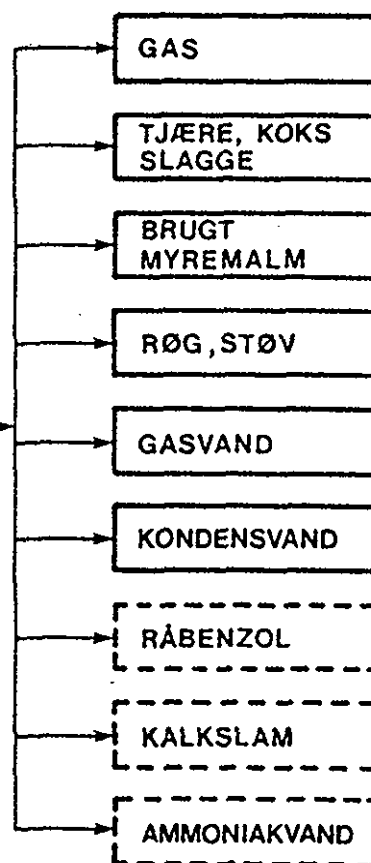
I gasfremstillingens tidligste år var dette den totale proces, senere kom yderligere rensning af gassen til:

- fjernelse af yderligere tjære og ammoniak i kondensopsamlere og ammoniakvaskere (våd skrubbere); dette førtes til henholdsvis tjæreudskiller/tjæretanke og ammoniakvandsbassin.
- fjernelse af svovlbrinte (og som en biprodukt også cyanbrinte) i rensekasser indeholdende myremalm; rensemassen blev først regenereret og siden enten solgt til især svovlsyreproduktion (evt. til kalciumcyanidproduktion) eller anvendt til ukrudtsbekæmpelsesmiddel på grund af indholdet af jerncyanider, Berlinerblåt.

RÅPRODUKTER



PRODUCEREDE STOFFER



(affaldsprodukter anført i stiplet kasse betyder at produktionen af stoffet afhænger af gasanlæggets udformning)

FIGUR 3.1 Produkter og biprodukter ved gasfremstilling /1/

- fjernelse af naphthalen og evt. også benzen i olievaske, dette blev nogle gange videreoparbejdet på gasværket eller evt. solgt til diverse produktioner.

Den rensede gas ledtes tilsidst til en eller flere gasbeholdere, og herefter til forbrugere.

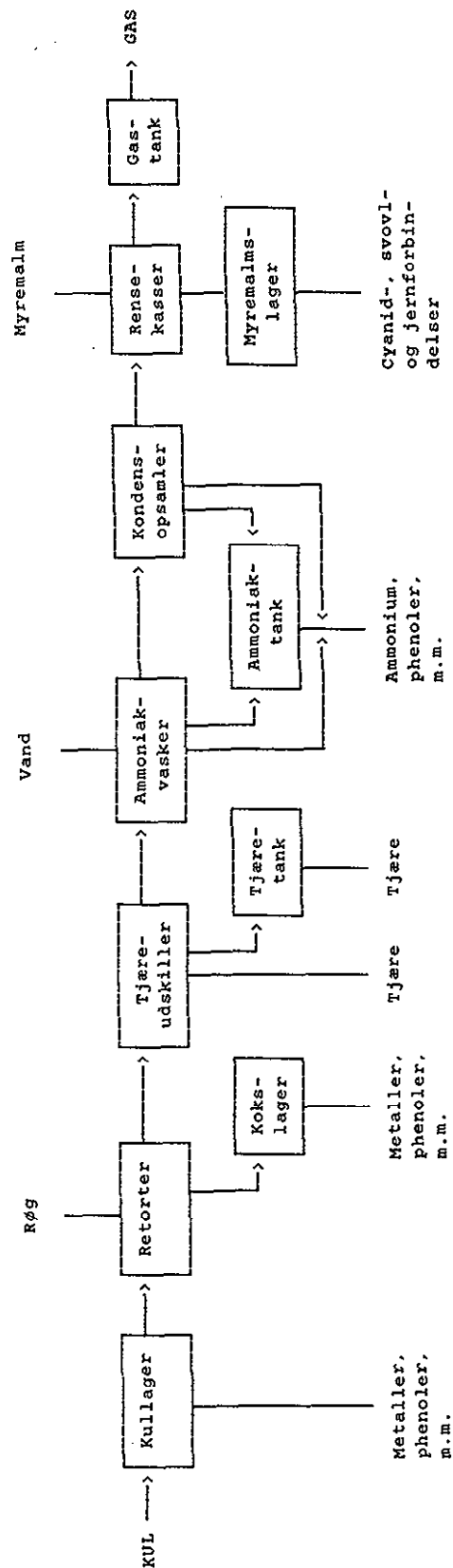
Frem til ca. 1950'erne var der som hovedregel gode afsætningsmuligheder for diverse biprodukter, men med boom'et i udvindingen af mineralolie faldt behovet for tjære og de andre kulbrinteprodukter drastisk, mens ammoniak-syntesen og et rigeligt udbud af svovl slog bunden ud af afsætningen af disse produkter. Herved opstod først rigtigt et deponerings- og udledningsproblem /1/.

På figur 3.1 ses en oversigt over de produkter der indgår i eller fremstilling ved gasfremstilling.

3.2 Forureningskilder

Ved undersøgelser af en række gasværksgrunde er det konstateret, at de vigtigste kilder til jord- og grundvandsforurening er:

- udsivning af tjære fra tjærebeholdere, tjæreudskillere og -ledninger. (tjære indeholder bl.a. opløsningsmidler, phenoler, PAH'er og svovl- og kvælstofforbindelser)
- udvaskning fra oplægret, brugt myremalm (svovl, cyanid, jern- og manganforbindelser)
- udsivning eller udledning af kondens- og gasforsejlingsvand (ammonium, phenoler, opløsningsmidler m.m.)
- udvaskning af stoffer fra kul- og koks-lagre (tungmetaller, phenoler, opløsningsmidler)
- evt. specielle stoffer i tilfælde af særlige produktioner på gasværket, herunder i begrænset omfang opløsningsmidler anvendt i forbindelse med rengøringsprocesser m.m.



FIGUR 3.2 Forureningskilder i forbindelse med gasfremstilling

På figur 3.2 ses en oversigt over hvori gasfremstillingsprocessen forureningskilderne kan findes.

3.3 Referencer

- /1/ Andersen, L.; 1988
Gasværker - Forurenede industrigrunde,
lossepladsprojektet, udredningsrapport
U2. Statens Informationstjeneste, ISBN-
87-503-7081-2.

RETNINGSLINIER FOR UDFØRELSE AF BOREARBEJDE

1. INDLEDNING

Dette appendix omhandler udførelse af borearbejde, forsegling af boringer m.m. i forbindelse med forureningsundersøgelser. Der behandles følgende punkter;

- udførelse
- journalføring
- pejle-/filterarrangement
- borehulsforsegling
- indmåling og nivellement

Dette appendix er udarbejdet ud fra /1/.

2. LOKALISERINGSBORINGER

Lokaliseringsboringer udføres med det formål at indkredse og beskrive en forurening i de øvre jordlag og sekundære grundvandsmagasiner. Disse boringer anvendes ofte i en indledende fase i et undersøgelsesforløb.

Boringerne udføres som tørre rotationsboringer, dvs. boring med snegl, ske, kop eller lignende.

Dimension af borehul er valgfri under hensyntagen til eventuel filtersætning.

3. UNDERSØGELSESBORINGER

Betegnelsen anvendes for boringer der kræver en større grad af "omhu" end lokaliseringsboringer. Boringerne udføres adskiller sig fra lokaliseringsboringer ved anvendelsen af foringsrør.

Boringerne anvendes hvor;

- de geologiske forhold betinger anvendelse af foringsrør
- krav til prøvetagning er foreøgede i forhold til lokaliseringsboringer

- boringerne føres til større dybde, eventuelt ned i et primært grundvandsmagasin.

Boringerne udføres som lokaliseringsboringer, dog med foringsrør. Dimension af borehul er valgfri under hensyntagen til eventuel filtersætning.

Filterdimensionen vælges efter boringens formål;

- pejling eller pumpning med sugepumpe:
minimum 50 mm PVC-filter
- monitorering med mindre dykpumper:
minimum 125 (110) mm PVC-filter
- monitorering med større dykpumper:
minimum 200 mm PVC-filter

Boringen beskyttes i terrænniveau med et betonrør med dæksel, eller ved udførsel af tørbrønd.

Boringer til et primært grundvandsmagasin forsynes med aflåselig hætte eller -dæksel.

4. PUMPEBORINGER

Boringer hvis primære formål er at pumpe grundvand fra et grundvandsmagasin, herunder boringer til grundvandskontrol til afværgepumpning og til vandforsyning.

Boremetoden er valgfri. Ved udførelse af skylleboringer hvor borehullet tilføres boremudder, bør det undersøges hvilke kemikalier boremudderet indeholder, og der skal foretages en omhyggelig renpumpning.

Boredimensionen vælges under hensyn til den planlagte filterdimension. Der udtages mindst en prøve pr. lag, idet boringen skal indberettes til DGU, jvf. vandforsyningsloven.

Boringer til primært grundvandsreservoir skal forsynes med aflåselig hætte eller -dæksel.

5. JOURNALFØRING

Under borearbejdet føres borejournal med angivelse af:

- lokalitet, boring nr. og dato
- foreløbig geologisk beskrivelse
- foreløbig forureningsvurdering
- laggrænser
- prøvedybde
- boreddybde
- filtersætning
- vandspejlsobservationer

6. PEJLE- OG FILTERARRANGEMENT

Til pejle- og filterrør benyttes PVC-rør der samles med mufferrør uden lim. Filterstrækningen udføres af opslidsede rør der gruskastes.

Der skal også filtersættes i kalk da boringer i frit profil ikke lader sig forsegle.

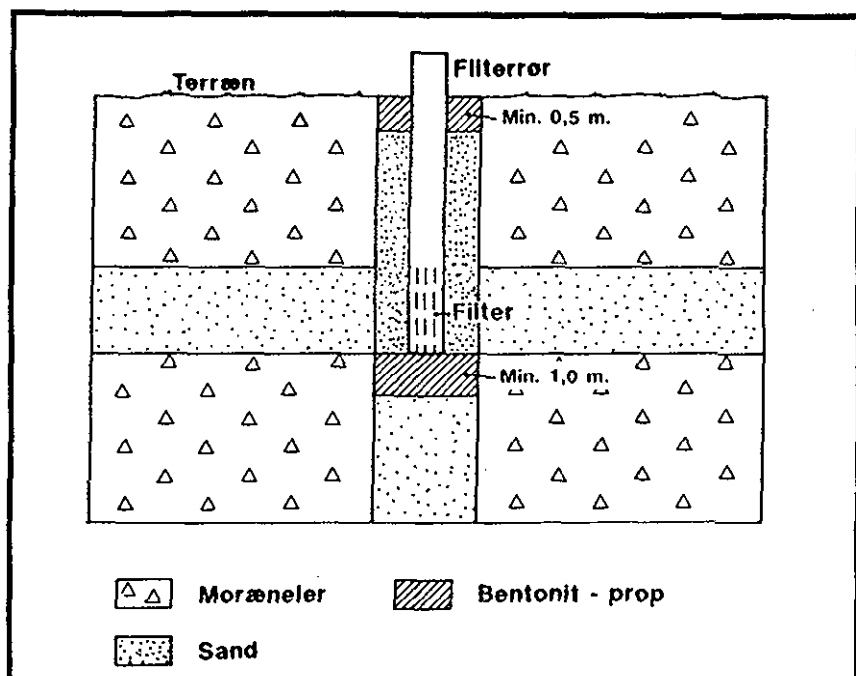
Filteret skal nå op over grundvandsspejlet, så en eventuel forureningsfilm på vandoverfladen ikke skimmes af.

Ved filtersætning udføres gruskastningen under omhyggelig kontrol, så alle hulrum mellem filter og boringsvæg er udfyldte. Denne kontrol skal sikre at gruskastningens overside udgør et sikkert fundament for den nødvendige forsegling mellem pejlerør og boringsvæg over filteret.

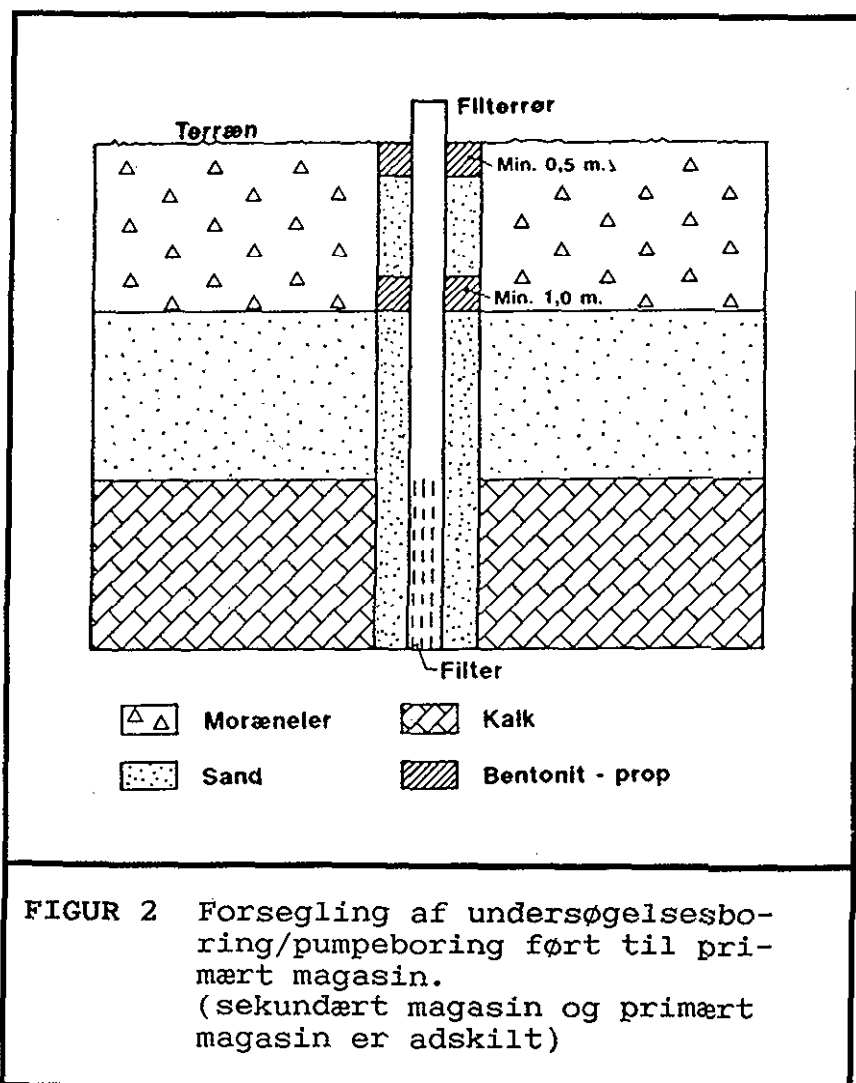
7. BOREHULSFORSEGLING

Formålet med forsegling af boringen er at undgå en utilsigtet forureningsspredning som følge af boringen.

Til forsegling anvendes bentonit. Der anvendes bentonit-pulver, der i et blandekar røres til en grødagtig konsistens "bentonit-vælling". Som fyldmateriale i bentoniten kan eksempelvis benyttes "lerkugler".



FIGUR 1 Forsegling af dyb undersøgelsesboring filtersat i sekundært magasin



FIGUR 2 Forsegling af undersøgelsesboring/pumpeboring ført til primært magasin.
(sekundært magasin og primært magasin er adskilt)

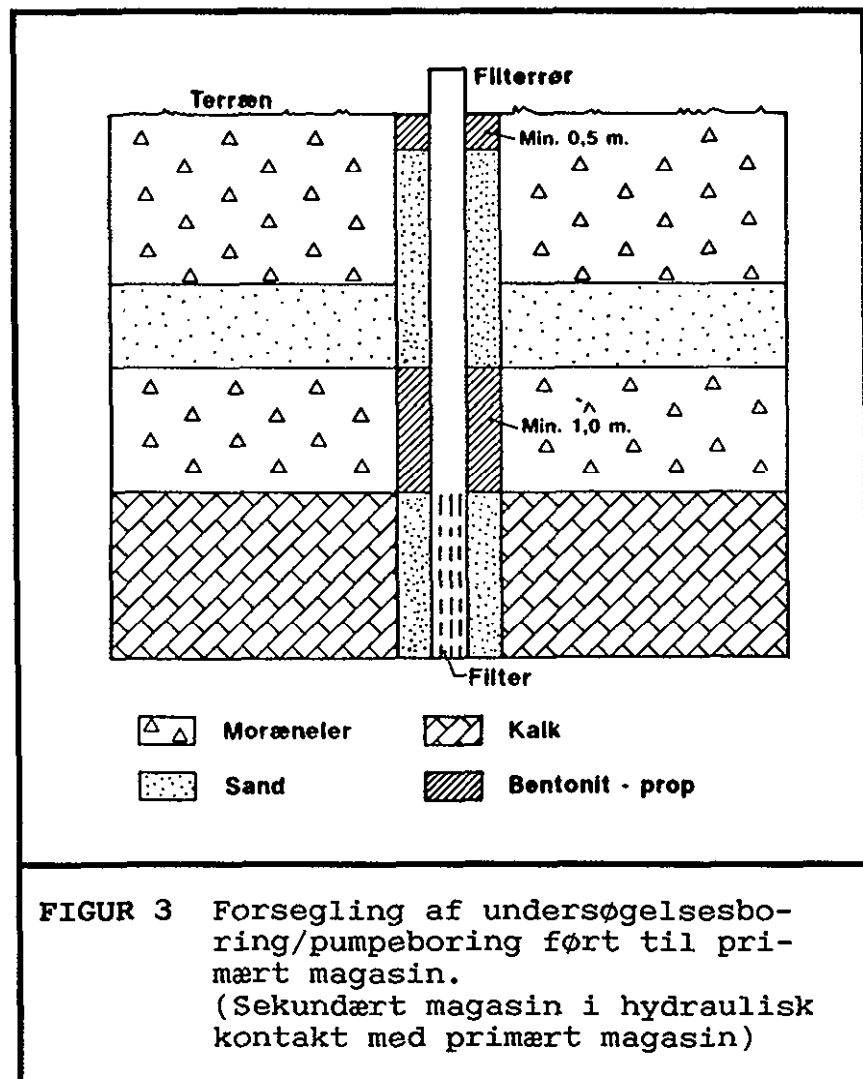
Afpropning med "lerkugler" alene er ikke tilstrækkelig.

Ved forsegling i større dybde og under grundvandsspejlet skal flydende bentonit nedføres gennem et rør (pejlerør).

Ved afpropning i terrænniveau kan bentonit hældes fra terræn.

Forseglingens placering afhænger af de geologiske/hydrogeologiske forhold.

På figur 1-3 er vist 3 hovedtyper af geologiske forhold med angivelse af forseglingens korrekte placering.



8. INDMÅLING OG NIVELLEMENT

Boringen indmåles, f.eks. i forhold til eksisterende bebyggelse.

Boringen nivelleres i absolutte koter. Koter fastlægges til terræn (0,1 meters nøjagtighed) og til pejlepunkt (0,01 meters nøjagtighed).

9. REFERENCE

- /1/ Miljøkontrollen; 1988
Boreinstruks - retningslinier for
boringers udførelse.
Udarbejdet af Kemp & Lauritzen A/S
Sagsbehandler: Ole Michaelsen.

ORDLISTE

Adsorption:	Optagelse af stof på overfladen af givne strukturer, f.eks. på suspenderet stof i vand eller på overflader i rør, beholdere og prøveslanger.
Bentonit:	Fint ler der benyttes ved forsejling af borer.
Borevæske:	Den væske der ved skylleboringer benyttes til at transportere det løsnede materiale fra boringens bund op. Kan indeholde forskellige kemikalier.
Derivatisering:	Ændring af kemisk forbindelse, der f.eks. tillader en mere bekvem analysemetode.
Diffusion:	Væskers eller gassers transport som følge af molekylernes bevægelse.
Ekstraktion:	Udtræk af et eller flere stoffer med et passende opløsningsmiddel.
Fick's første lov:	Lov til beregning af gassers diffusion gennem porøse medier.
Gaschromatografi:	Analysemetode, hvor forskellige stoffers forskelle i retentions-tid i en kolonne benyttes til at adskille og kvantificere stofferne.
Halogen:	Grundstof fra 7. hovedgruppe i det periodiske system, dvs. fluor, klor, brom, jod eller astat.
Henry's lov:	Lov til beregning af forholdet mellem gaskoncentrationer og væskekoncentrationer at et stof i et givet vand-, luftsystem.

Konvektion:	Strømning i luft eller væske på grund af f.eks. trykforskelle.
Lipofile:	Fedtopløselige.
Massespektrometri:	Metode til kvalitativ bestemmelse af givne stoffer. Benyttes ofte i forbindelse med gaschromatografi.
Miran-detektor:	Måleinstrument til brug ved luftanalyser. Analyser ved hjælp af gaschromatografi. Benyttes ved analyse for f.eks. olie- eller benzindampe.
Photo-ionisations-detektor:	Analysemetode hvor luftens indhold af gasser, der kan ioniseres med lys af en bestemt bølgelængde, måles. Metoden er især følsom for aromater og klorerede forbindelser.
Screenings-analyse:	Analyseprogram der "screener" en prøve for en lang række organiske forbindelser.
Toksikologi:	Læren om giftige stoffer.
Væskechromatografi:	Analysemetode hvor forskelle i retentionstid i en kolonne benyttes til at adskille forskellige stoffer, der efterfølgende må kvantificeres ved hjælp af en passende detektor.

Registreringsblad

Udgiver: Miljøstyrelsen, Strandgade 29, 1401 København K.

Serietitel, nr.: Miljøprojekt, nr. 121

Udgivelsesår: 1989

Titel: Forurenede industrigrunde

Undertitel:

Erfaringsopsamling fra undersøgelser af forurenede industrigrunde

Engelsk titel:

Forfatter(e) og /eller udførende institution(er):

Kemp & Lauritzen

Resumé:

Denne rapport sammenstiller hidtidige erfaringer vedrørende undersøgelser af forurenede industrigrunde. Der opstilles en række krav, der bør opfyldes ved sagsstyring, feltarbejde, analysearbejde og rapportering.

Der er udarbejdet datablade for 3 kemiske stoffer, trichlorethylen, benzen og pentachlorphenol samt industritypebeskrivelser for asfaltfremstillingsvirksomheder, galvanoidustri og gasværker. Endelig gives retningslinjer for udførelse af borearbejde.

Emneord:

boringer; jord; analysemetoder; prøvetagning; industri; kortlægning; datablade; farlige stoffer; arealanvendelse; galvanoidustri; gasværker; asfaltindustri; trikloretylen CAS 79-01-6; benzen CAS 71-43-2; pentaklorfenol CAS 87-86-5

ISBN: 87-503-8188-1

ISSN: 0105-3094

Pris (inkl. 22% moms): 85,- kr.

Format: A4

Sideantal: 112

Md./år for redaktionens afslutning: november 1989

Oplag: 2000

Andre oplysninger: Trykt på miljøpapir

Tryk: Scantryk, København