

Jordprøvetagning på forurenede grunde Strategier, metoder og håndtering

Kjeldsen, Peter; Rootzén, Helle; Kaalund, Lars; Simonsen, Yvonne; Vendelboe, Nina

Publication date:
1991

Document Version
Også kaldet Forlagets PDF

[Link back to DTU Orbit](#)

Citation (APA):

Kjeldsen, P., Holst, H., Kaalund, L., Simonsen, Y., & Vendelboe, N. (1991). Jordprøvetagning på forurenede grunde: Strategier, metoder og håndtering. Lossepladsprojektets sekretariat. (Lossepladsprojektet. Rapport; Nr. U8).

DTU Library Technical Information Center of Denmark

General rights

Copyright and moral rights for the publications made accessible in the public portal are retained by the authors and/or other copyright owners and it is a condition of accessing publications that users recognise and abide by the legal requirements associated with these rights.

- Users may download and print one copy of any publication from the public portal for the purpose of private study or research.
- You may not further distribute the material or use it for any profit-making activity or commercial gain
- You may freely distribute the URL identifying the publication in the public portal

If you believe that this document breaches copyright please contact us providing details, and we will remove access to the work immediately and investigate your claim.

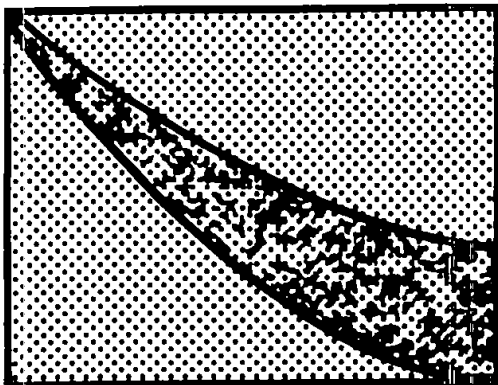
**Peter Kjeldsen, Lossepladsprojektet/Laboratoriet for
teknisk Hygiejne, DTH**

Helle Holst, IMSOR, DTH

Lars Kaalund, Cowiconsult

Yvonne Simonsen, Miljøkemi

Nina Vendelboe, Geoteknisk Institut, ATV



**JORDPRØVETAGNING PÅ
FORURENEDE GRUNDE -
Strategier, metoder og håndtering**

UDREDNINGSRAPPORT U8 APRIL 1991

LOSSEPLADSPROJEKTET

FORORD

Denne rapport er udgivet i Lossepladsprojektets serie af udredningsrapporter. Den er resultatet af en arbejdsgruppes virke. Arbejdsgruppen blev nedsat i april 1990 med Peter Kjeldsen som formand. Gruppen har iøvrigt bestået af de på titelbladet nævnte. Arbejdsgruppen har afholdt månedlige møder, således at alle afsnit har gennemgået en kollektiv bearbejdning af arbejdsgruppen. Den endelige redigering af rapporten er foretaget af Peter Kjeldsen og Lotte Carlsen, Lossepladsprojektet. Iøvrigt skal der rettes en stor tak til Michael Jørgensen, Rambøll & Hannemann, for kritisk gennemgang af rapporten. Iøvrigt rettes en tak til følgende personer for kommentarer: Jens Baumann, Geoteknisk Institut (kapitel 3), Mette Poulsen, Geoteknisk Institut (kapitel 4) og Svend Åge Lind, Miljøkemi (kapitel 4). Endelig takkes Jørn Marcussen, Miljøkemi for udførelse af forsøg (appendiks 5).

Lyngby, april 1991

Peter Kjeldsen

SAMMENFATNING

Grunde, der er blevet forurenede i forbindelse med tidligere industriaktiviteter eller deponering, er idag genstand for undersøgelser og afværgetiltag, hvis udgifter løber op i flere millioner kroner årligt. Beslutning om igangsætning af videregående undersøgelser eller afværgetiltag, bliver taget på basis af analyseresultater fra jordprøver. Det er således vigtigt at disse jordprøver bliver taget på den rigtige måde.

Der findes i Danmark idag ingen konkrete retningslinier for jordprøvetagning på forurenede grunde. Det er derfor denne rapport's formål at give forslag til hvilke strategier, teknikker og håndteringsmetoder, der skal gøres brug af.

Før der igangsættes feltundersøgelser på en forurenede grund må der laves en gennemgang af de historiske data. Det er uhyre vigtigt at der ofres god tid på denne gennemgang, da den danner grundlag for problemformuleringen for hele undersøgelsen og hvilke undersøgelsesstrategier der skal følges.

For at drage bedst mulig nytte af de erfaringer der gøres under undersøgelsen bør denne inddeles i nogle faser (orienteringsfase, karakteriseringsfase, videregående fase(r) og afværgefase). De nævnte faser kan desuden underinddeles yderligere hvis nødvendigt. Er forureningen umiddelbart erkendbar i felten (som f. eks. olie) er behovet for underinddeling mindre, idet der opnås en forureningsindikation allerede i forbindelse med borearbejdet.

Formålet med den indledende undersøgelsesfase, orienteringsfasen, er at skaffe viden, der udover historikken danner grundlag for at opdele undersøgelsesområdet i homogene delområder. I karakteriseringsfasen klassificeres de homogene delområder i en af følgende forureningskategorier:

- område hvor der ikke forventes forurening
- område hvor der forventes diffus forurening
- område hvor der forventes at være en eller flere punktkilder med kendt placering
- område hvor der forventes at være en eller flere punktkilder med ukendt placering

Hvorledes undersøgelsen gennemføres og resultaterne vurderes, afhænger således af hvilken

forureningskategori, der er tale om. For flere af kategorierne benyttes der statistiske metoder, som i detalje er beskrevet i et tilhørende appendix.

I forbindelse med prøveudvælgelsen er der nogle valgmuligheder, der skal overvejes. Prøvetagningsstederne kan således rent statistisk udvælges på tilfældig, vilkårlig, systematisk eller målrettet facon. Delprøver udtaget forskellige steder kan desuden blandes til blandeprøver på forskellig vis for derved at spare analyseudgifter. Hvorvidt dette er en god idé, afhænger i høj grad af formålet med prøvetagningen samt af forureningstypen (brug af blandeprøver er således ikke anbefalelsesværdigt for flygtige organiske stoffer). Det bør også overvejes, om der kan benyttes feltanalyser (eller syns- og lugtindtryk) til at udvælge en del af de udtagne prøver, som derefter analyseres på laboratorium.

Karakteriseringsfasen har således det formål at give et groft indtryk af art, placering og koncentration af tilstedeværende forurening. Resultatvurderingen må så afgøre behovet for videregående faser eller afværgefaser.

Formålet med en videregående fase er at afgrænse den i karakteriseringsfasen fundne forurening og kan bestå i en endelig afgrænsning af punktkilde eller en kortlægning af koncentrationsniveauer for en diffus forurening.

I en afværgefase kan jordprøvetagning komme på tale i forbindelse med kvalitetsvurdering af opgravet jord, kontrol af restforurening efter afgravning samt kvalitetsvurdering af rensed jord. I denne fase kan statistiske metoder med fordel benyttes. Dette illustreres bl.a. i et eksempel.

Den praktiske gennemførelse af forureningsundersøgelsen bør beskrives detaljeret i form af diverse undersøgelses-, felt- og rapporteringsskemaer. Derved er chancen for at der skal ske fejl og misforståelser, mindre.

De mest velegnede boremetoder til prøvetagning af jord i oprindelig lagfølge er stangboring med kopbor eller sneglebor. Hvis man ønsker at beskrive forureningens vertikale fordeling ned gennem jorden bør der altid benyttes borerør (foringsrør), idet der let sker krydskontaminering ved boring uden borerør.

Mange af de gængse boremetoder (specielt til brug under grundvandsspejlet) såsom slagboring

med sandspand, skylleboring og boring med hul snegl er alle uegnet til jordprøvetagning.

Ved prøvetagning til analyse for flygtige stoffer må der ofte stilles specielle krav til bore- og prøvetagningsmetoder. Brug af såkaldte rørprøvetagere kan være nødvendigt, hvis der ønskes en præcis vurdering af jordens indhold af flygtige stoffer.

Hvor der tages prøver med jævne mellemrum (f.eks. hver halve meter) ned gennem jordlagene, bør disse tages, så de repræsenterer et interval (f.eks. af en halv meters længde). Dette indebærer, at der må tages flere delprøver fordelt over det pågældende interval hvor delprøverne emballeres i fælles emballage. Denne metode kan ikke anbefales for flygtige stoffer. Her bør der benyttes enkeltprøver, der udtages og emballeres hurtigst muligt. I alle tilfælde kan prøverne udtages fra boreværktøjet med en lille rørprøvetager. Fordelen ved dette er bl.a., at fordampningstabet minimeres og at overførslen af prøven til emballage gøres lettere.

Det helt centrale for valg af bore- og prøvetagningsteknik, er hvilket kvalitetsniveau prøverne skal have. Der er således forskel på de krav, der må stilles til borearbejdet, hvis man kun ønsker at vide om der er, eller ikke er forurening i en boring, i forhold til hvis en præcis forureningsfordeling over dybden ønskes belyst. I den forbindelse er det specielt vigtigt at beskrive hvor grundig rensningen af boreværktøj mellem hver prøvetagning bør være.

Valg af emballagetype, opbevaring og forbehandling af prøverne hænger i høj grad sammen med, hvad prøverne ønskes analyseret for. De mest kritiske forhold haves igen for de flygtige organiske stoffer, hvor flere faktorer øver indflydelse på hvor stor et fordampningstab, der kan forventes. Hvis der ønskes præcise tal for indholdet af flygtige organiske stoffer, bør der benyttes såkaldte membranglas og der bør analyseres indenfor 24-48 timer fra prøvetagningstidspunktet. For tungmetaller er kravene derimod ikke så store.

ENGLISH SUMMARY

Kjeldsen, P.; Holst, H.; Kaalund, L.; Simonsen, Y. & Vendelboe, N. (1991): Soil sampling at polluted sites - strategies, methods and handling. Lossepladsprojektet, report U8, april 1991.

Sites, which have been polluted by former industrial activities or by disposal, are today being investigated and remedial activities are carried out. The yearly expenses are in the range of millions of Danish kroner. Decisions to start up additional investigations or remedial actions are made on the basis of analytical results from soil samples. For this reason it is very important that the samples are taken in the right way.

No basic instructions for soil sampling at polluted sites are available in Denmark at the moment. The purpose of this report is therefore to put up proposals for sample strategies, techniques and handling to be used at polluted sites.

A thorough examination of available information for the specific sites is very important. This examination is the basis for investigation plans and strategies to be used.

To optimize the benefit of obtained experiences from field activities, the investigation is split up in phases (orientation phase, characterization phase, further phase (s) and remedial phase).

The purpose of the orientation phase is to obtain information, to be used in dividing up the site in homogenous parts. The purpose of the characterization phase is to obtain a rough impression of the kind, position and concentration of the pollution. In the characterization phase the homogenous parts are classified in one of following categories:

- part which not is expected to be polluted
- part where a diffuse pollution is expected
- part where point source(s) with know position is expected
- part where point source(s) with unknown position is expected

The accomplishment of the investigation and the evaluation of results depend on the category. Statistical methods are used for some of the categories.

The sampling can be accomplished in several ways. The sampling locations can be selected in a random, arbitrary, systematic or judgemental way. For the purpose of reducing analytical costs, samples are mixed together. This is only recommendable for specific purposes and can not be recommended when volatile organics are to be analyzed.

The use of field screening analyses is in many cases recommendable, since this reduces the need for expensive laboratory analyses.

The purpose of further investigation phases is to delimit the pollution. In the remedial phase, soil sampling is relevant in connection to:

- quality evaluation of excavated soil
- control of residual pollution after excavation
- quality evaluation of cleaned soil

In the remedial phase use of statistical evaluation methods are strongly recommended.

The practise of soil sampling is to be described in detail in several forms (investigation, field, analytical and report forms). The purpose of this is to minimize the risk of misunderstandings and errors.

The most suitable drilling methods for soil sampling is rotary drilling by use of augers or spoon-bits. If description of the vertical distribution of pollution in the soil layers is important, the use of boring tubes are highly recommended.

When sampling for analyses of volatile organics, specific requirements for reducing volatilization has to be put up. The use of splitspoons, piston core barrels etc. is recommended when precise evaluation of the soil content of volatile organics is needed.

Samples taken from the soil layers at equidistant intervals (for instance every half a meter) must represent the whole interval. This implies that several subsamples are to be sampled equally distributed over the interval. The subsamples are put together in one container. This method is not recommendable for volatile organics. For these pollutants only single samples are taken, and the sampling is carried out as quickly as possible. The subsamples and samples for volatile organics can be taken by use of a small piston sampler for reducing the volatilization loss and

to facilitate the transfer of the sample to the container.

The choice of drilling and sampling techniques has to correspond to the sample quality needed. Different requirements has to be set up for a preliminary investigation with the purpose of revealing the presence of a specific pollutants in comparison to a thorough investigation of the precise vertical distribution of a pollutant. Especially the necessary rinsing of drilling tools between sample events has to be described.

The choice of sample container, sample storage and pre-treatment depends of the kind of pollutants. The most critical pollutants are the volatile organics, where several factors affect the volatilization loss. If quantitative analysis of the volatile organics is needed, the use of membrane glass (with teflon capped septa) and storage not longer than 48 hours is recommended. The sample handling concerning heavy metals is on the other hand not critical.

INDHOLDSFORTEGNELSE

1.	INDLEDNING	1
1.1	Baggrund	1
1.2	Formål	1
1.3	Afgrænsning	3
1.4	Rapportens indhold	4
2.	PLANLÆGNING OG STRATEGIER FOR PRØVETAGNING	5
2.1	Undersøgelsens planlægning	5
2.2	Problemformulering og formålsbeskrivelse	7
2.3	Historik	7
2.4	Orienteringsfasen	8
2.5	Prøveudvælgelse	8
2.5.1	Strategier	9
2.5.2	Blanding af prøver	10
2.5.3	Valg af prøver til videre analyse	14
2.6	Karakteriseringsfasen	14
2.6.1	Klassifikation af lokaliteter	14
2.6.2	Lokalitet hvor du ikke forventes forurening	16
2.6.3	Lokalitet, hvor der forventes en diffus forurening	17
2.6.4	Lokalitet, hvor der forventes at være en eller flere punktkilder med kendt placering	18
2.6.5	Lokalitet, hvor der forventes at være en eller flere punktkilder med ukendt placering	19
2.6.6	Karakteriseringsfasens videre forløb	21
2.6.7	Andre forhold i planlægningsfasen	21
2.7	Videregående fase(r)	22
2.7.1	Afgrænsning af punktkilder	22
2.7.2	Kortlægning af koncentrationsniveauer	23
2.8	Afværgefasen	23
2.8.1	Kvalitetsvurdering af opgravet jord	23
2.8.2	Kontrol af restforurening efter afgravning	24
2.8.3	Kvalitetsvurdering af rensset jord	25
2.9	Undersøgelsens praktiske gennemførelse	29
2.10	Kvalitetskontrol	26
2.11	Anbefalinger	27

3.	PRØVETAGNINGSTEKNIK	29
3.1	Kriterier for valg af prøvetagningsteknik	29
3.1.1	Jordtyper	30
3.1.2	Prøver under grundvandsspejl	30
3.1.3	Forureningstype	30
3.1.4	Prøvetagningsdybde	31
3.1.5	Prøveantal pr. løbende meter	31
3.1.6	Kvalitetskrav	32
3.1.7	Økonomi	32
3.2	Teknikker til prøvetagning af jord i oprindelig lagfølge	33
3.2.1	Udgravning	33
3.2.2	Tørboring med stang	34
3.2.3	Slagboring	39
3.2.4	Andre boremetoder	41
3.2.5	Rørprøvetagere	42
3.2.6	Afslutning af borearbejdet	43
3.3	Teknikker til prøvetagning af andet materiale	43
3.3.1	Opgravet og rensed jord	43
3.3.2	Flydende, ikke vandigt affald	43
3.3.3	Fast affald i fyld- eller losseplads	46
3.4	Borehygiejne	46
3.5	Arbejdssikkerhed	47
3.6	Anbefalinger	48
4.	HÅNDTERING AF JORDPRØVER	51
4.1	Kemiske ændringer i prøvers sammensætning	51
4.1.1	Organiske stoffer	51
4.1.2	Metaller og uorganiske forbindelser	56
4.1.3	Mikroorganismer	58
4.2	Prøvebehandling i felten	59
4.2.1	Krydskontaminering	60
4.2.2	Prøver til analyse for organiske stoffer	60
4.2.3	Prøver til analyse for metaller	61
4.2.4	Prøver til analyse for mikroorganismer	62
4.3	Emballage	62
4.3.1	Syltetøjsglas	63
4.3.2	Rilsanposer	64
4.3.3	Plastposer	65
4.3.4	Membranglas	66
4.3.5	Skruelågsglas	67
4.3.6	Rør fra rørprøvetagere	67
4.3.7	Udenlandske erfaringer	68

4.4	Behandling af prøver i laboratoriet	69
4.4.1	Konservering og opbevaring	69
4.4.2	Forbehandling til analyse	70
4.4.3	Blanding af prøver	72
4.5	Opsamling af anbefalinger til prøvehåndtering	72
5.	EKSEMPLER	77
5.1	Undersøgelse af industrigrund	77
5.1.1	Historik	77
5.1.2	Baggrund og formål for undersøgelsen	78
5.1.3	Strategier og prøveudvælgelse	79
5.1.4	Prøvetagning	82
5.1.5	Prøvehåndtering	82
5.1.6	Resultater og vurdering	83
5.2	Uheld med væltet tankvogn	87
5.2.1	Historik	87
5.2.2	Baggrund og formål med undersøgelsen	88
5.2.3	Strategier og prøveudvælgelse	89
5.2.4	Prøvetagning	90
5.2.5	Prøvehåndtering	90
5.2.6	Resultater og vurdering	90
5.3	Slutbemærkning	94
6.	KONKLUSION	95
7.	LITTERATUR	97
8.	ORDLISTE	107
	APPENDIKSER	113
1.	STATISTISKE METODER	115
A1.1	Beregning af gennemsnit, spredning og konfidensintervaller	116
A1.2	Beregning af prøveantal	117
A1.3	Hvis måleresultaterne ikke er normalfordelt	119
A1.4	Analyse af blandeprøver	120
A1.5	Stratificeret udvælgelse	122
A1.6	Lokalisering af punktkilder	123
A1.7	Hollandsk procedure til kontrol af rensed jord	127

2.	RØRPRØVETAGERE	131
	A2.1 Princip	131
	A2.2 Udførelse	131
	A2.3 Typer af prøvetagere	133
	A2.3.1 Åbne tyndvægsprøvetagere	133
	A2.3.2 Kugleventilprøvetagere	133
	A2.3.3 Stempelprøvetagere	134
	A2.4 Kombination af boreteknik og rørprøvetagning	136
3.	GASKROMATOGRAMMER AF SMØREMIDLER	141
4.	UNDERSØGELSE AF STOFAFGIVELSE FRA EN GUMMIRING I SYLTETØJSGLAS	145
5.	BENZINFORURENET JORD, UNDERSØGELSE AF PRØVEEMBALLAGE	147
6.	SAMMENLIGNING AF RILSANPOSER OG SYLTETØJSGLAS	149
7.	BETYDNING AF OPBEVARINGSTEMPERATUR PÅ STOFTAB	153
8.	SAMMENFATNING AF RAPPORT OM SAMMENLIGNING AF PRØVETAGNINGSMETODER I FORBINDELSE MED FLYGTIGE STOFFER	157
9.	EKSEMPLER PÅ SKEMAER TIL BRUG I DET PRAKTISKE ARBEJDE	159

1. INDLEDNING

1.1 BAGGRUND

I Danmark tages der skønsmæssigt 50.000 jordprøver årligt i forbindelse med undersøgelser på forurenede grunde. Resultaterne fra den videre analyse af jordprøver danner grundlag for beslutninger i millionklassen i form af afværgeforanstaltninger m.m. Det er således store summer der fra samfundets side ofres på jord- og grundvandsforureningsproblemer.

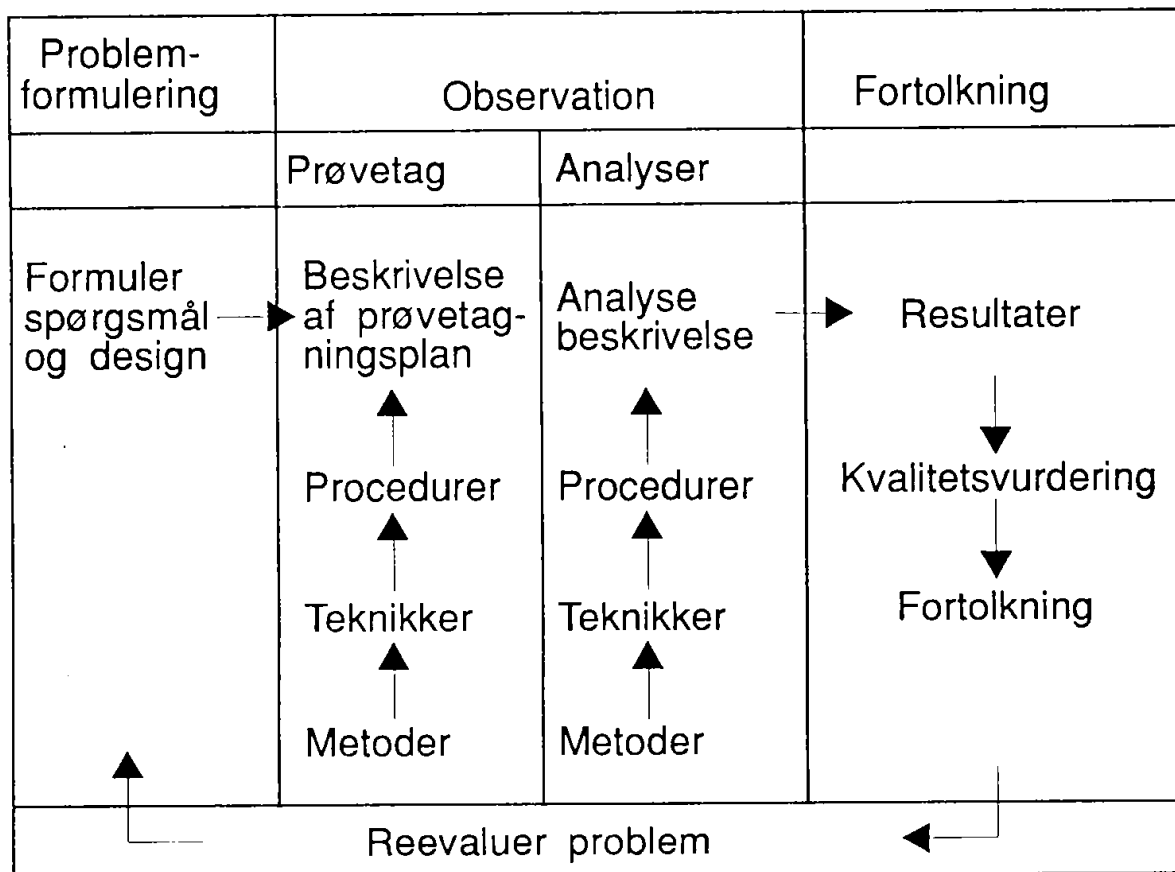
Forureningen kan strække sig fra overfladenær forurening, hvor det især er kontaktproblemer ("jordspisende børn") til mere dybtliggende forurening, hvor det kan være potentielle indeklimaproblemer i kommende byggeri eller faren for grundvandsforurening, der lurder. Problemet er således komplekst, og der mangler detaljerede retningslinier for, hvordan problemet gribes an. Det er ikke kun praktiske retningslinier for, hvordan jordprøverne skal tages, og hvordan de skal håndteres, der mangler, også forslag til hvordan prøvetagningen planlægges og resultaterne vurderes, savnes.

I forbindelse med metodevurderinger ved undersøgelser har der ofte været fokuseret på præcisionen i laboratorieanalyserne. Usikkerheden på typiske analyser ligger som regel på niveauer under de usikkerheder, der er knyttet til udvælgelse og prøvetagning af jorden. Det er derfor yderst vigtigt, at der arbejdes mere med denne del af undersøgelsesaktiviteterne.

1.2 FORMÅL

I denne rapport fokuseres især på jordprøvetagning i forbindelse med undersøgelser af forurenede grunde, herunder fyld- og lossepladser. Det er formålet at beskrive, hvorledes jordprøver med henblik på kemisk analyse udtages (både strategier og teknik) og håndteres, samt hvorledes resultater behandles og vurderes.

De retningslinier, der gives i rapporten, er som nævnt rettet mod forurenede grunde, men vil eventuelt kunne benyttes i beslægtede sager, så som undersøgelser af bundsedimenter i havne og søer, undersøgelser af landbrugsjorde ved udbringning af tungmetaltholdigt slam m.m.



Figur 1.1 Sammenhæng mellem formål med prøvetagning, procedurer og anvendelige metoder (efter Barcelona, 1988).

Det overordnede prøvetagningsprogram kan betragtes som vist i figur 1.1. En hver fase i et prøvetagningsprogram bør bestå af en problemformulering. Dette leder til formulering af en række spørgsmål, og et valg af overordnet design for prøvetagningen. Med dette som baggrund, samt med viden om diverse anvendelige metoder og teknikker, udarbejdes et antal procedurer, der tilsammen beskriver en prøvetagningsplan. En sådan plan vil f.eks indeholde konkrete anvisninger på:

- Antal og placering af boringer
- Boremetode(r), der skal benyttes
- Boreddybde, samt hvor ofte der skal tages prøver
- Metoder til udtagning af prøver
- Hvilken emballage der skal anvendes
- Den videre håndtering af prøver
- Hvordan og hvor prøverne skal analyseres

foruden anvisninger på en masse andre konkrete spørgsmål. Dette vil, efter at analyserne er foretaget, resultere i et sæt analyseresultater, der fortolkes. Herefter må problemet reevalueres. Konklusionen af dette kan være, at forholdene altså ikke var som man forventede. Dette må lede til en ny problemformulering, hvilket kan betyde at den udførte prøvetagning må suppleres.

1.3 AFGRÆNSNING

Denne rapport's formål er ikke at give total oversigt over retningslinier og procedurer, som der er beskrevet i diverse inden- og udenlandsk litteratur. For specielt interesseret, der ønsker at læse mere, kan der især henvises til Mason (1983), Keith (1988), Westat Rescearch (1989) og Gilbert (1987). Iøvrigt skal det bemærkes, at både American Society for Testing of Materials (ASTM) og International Standardization Organisation (ISO) arbejder på retningslinier. Disse er dog ikke tilgængelige på nuværende tidspunkt.

Ved undersøgelse af forurenede grunde vil man ofte supplere med andre undersøgelsesmetoder end jordprøvetagning. Af relevante undersøgelser kan nævnes:

- Hydrogeologiske målinger
- Geofysiske observationer
- Grundvandsprøvetagning og -feltanalyse
- Poreluftsmålinger
- Feltanalyse af jord

Det er ikke denne rapport's formål at beskrive disse metoder i detaljer. For grundvandsprøvetagning og -feltanalyse kan der henvises til Kjeldsen et al. (1989). Poreluftsmålinger er en ofte benyttet alternativ undersøgelsesmetode for flygtige stoffer, både i ind- og udland. Der kan bl.a. henvises til Marrin & Kerfoot (1988), Fuglsang (1989) og Houlberg (1990).

Brugen af hurtige feltmetoder vil kunne nedsætte beslutningstiden betydeligt. Med beslutningstiden menes den tid der går mellem to borerunder, idet de nye boringers udførelse vil afhænge af resultaterne fra prøver taget ved den første borerunde. Feltmetoder for analyse af jord er et område i rivende udvikling. I Danmark har især forskellige metoder til feltanalyse for flygtige organiske stoffer været benyttet, bl.a. PID-måler (se Korsgaard et al. (1989)), transportable gaschromatografer (se Wille & Vendelboe (1990) og Højstrup (1990)). Også metoder for analyse

af andre forureningskomponenter er under udvikling (se f.eks Chundyk (1989), Kirkegaard et al. (1991) og EPA (1991)).

Udførelsen af laboratorieanalyser vil ikke blive behandlet i denne rapport. En del af laboratoriernes arbejde med jordprøverne er dog behandlet, idet opbevaring, forbehandling og delprøvetagning er dækket. Ekstraktions- og analysemetoder beskrives derimod ikke.

1.4 RAPPORTENS OPBYGNING

Rapporten er i princippet delt i tre. I den første del, kapitel 2, beskrives "skivebordsarbejdet" i form af retningslinier for, hvordan jordprøvetagning planlægges, og hvorledes resultaterne vurderes, herunder det samspil der ligger mellem planlægning og resultatvurdering. I rapportens næste del beskrives det praktiske arbejde, nemlig de prøvetagningsteknikker der er til rådighed og deres fordele og ulemper (kapitel 3), samt hvorledes prøverne skal håndteres (kapitel 4). I rapportens tredje del, kapitel 5, gives to eksempler hvor den totale plan for prøvetagningen beskrives, inklusiv resultatvurderingen.

Rapporten slutes med enkelte konklusive bemærkninger (kapitel 6), litteraturliste (kapitel 7) og ordliste (kapitel 8), hvor de vigtigste fagtermer beskrives.

2. PLANLÆGNING OG STRATEGIER FOR PRØVETAGNING

En plan for udtagning af jordprøver fra en undersøgelseslokalitet vil indeholde valg af prøveantal, og -lokalisering, analyseomfang og prøvehåndtering. Disse ting skal fastlægges på et tidspunkt, hvor en eventuel forurenings omfang og karakter, samt deraf afledede effekter og problemer kun kendes som formodninger. Derfor er formålet med dette kapitel at give et overblik over de aktiviteter, som en undersøgelse af et forurenede areal vil indeholde, samt hvilken indflydelse dette har på valg af prøvetagningsstrategier i de forskellige undersøgelsesfaser. I kapitlet beskrives indledningsvis de faser som en undersøgelse af et forurenede areal kan omfatte. I de enkelte faser beskrives metoder deriblandt statistiske metoder til valg af prøvetagningsstrategi samt til resultatvurdering.

Kapitlets primære formål er således at give et overblik, der vil være med til at skabe bedre sammenhæng mellem formål, undersøgelse (prøvetagning) og resultat. Den mere praktiske side af planlægningen, i form af planlægningskemaer m.m. er beskrevet i afsnit 2.9 og appendiks 9.

Kapitlet har hentet inspiration i andre lignende udenlandske redegørelser, hvor især Gilbert, (1987), Westat Research (1989), Hortensius et al. (1990), Bosman & Lamé (1990) og Versluijs (1990), bør nævnes som anbefalelsesværdig supplerende litteratur.

2.1 UNDERSØGELSENS PLANLÆGNING

Den grundlæggende opbygning af en undersøgelse på forurenede arealer kan indeholde følgende elementer:

- Problemformulering/Formålsbeskrivelse.
- Historik/Baggrund.
- Faseopdeling
 - Orienteringsfase
 - Karakteriseringsfase
 - Videregående fase
 - Afværgefase

Det er en fælles erfaring fra de efterhånden mange danske forureningsundersøgelser, at det ikke fra undersøgelsens start er muligt eller hensigtsmæssigt at gennemføre en undersøgelse uden de evalueringer, som er indbygget i faseopdelingen. Desuden bliver undersøgelserne langt nemmere at administrere med hensyn til tid, økonomi og kvalitet, når de gennemføres faseopdelte.

Ved opdeling i faser udnyttes den seneste viden og erfaringer ved planlægning af nye feltaktiviteter. Risikoen for at blive overrasket under feltarbejdet minimeres således. Det er dog nok yderst sjældent, at observationerne fuldstændig bekræftiger ens forventninger. Det kan derfor blive nødvendigt at fravige de opstillede planer under arbejdet. Hvis man eksempelvis ønsker at gennemføre nogle fyldlag, der efter de tilgængelige oplysninger har vist sig at være 2-4 meter tykke og det viser sig under feltarbejdet at de flere steder er op til 8 meter tykke, kan det, af hensyn til budgetrammen, blive nødvendigt kun at gennemføre et reduceret antal boringer.

Hvor mange faser en forureningsundersøgelse bør opdeles i afhænger af mange ting. En meget væsentlig faktor vil dog altid være om den pågældende forurening er umiddelbart erkendbar i felten, eller om den er ikke-erkendbar. At en forurening er umiddelbart erkendbar vil sige, at forureningen kan erkendes ned til relevante grænseværdier umiddelbart efter at jorden er taget i besigtigelse. Erkendelsen kan ligge i et sanseindtryk (lugt, udseende m.m), der giver en grov feltanalyse (er der forurening eller er der ikke forurening), eller i en decideret instrumentel feltanalyse. (se også afsnit 2.5.3).

For forureninger der er umiddelbart erkendbare er behovet for inddeling i mange faser ikke så stor, f.eks ved afgrænsning af forureningen. (se afsnit 2.7.1).

Det er klart at enhver undersøgelse ikke nødvendigvis indeholder alle de beskrevne faser. En undersøgelse kan således godt stoppe efter karakteriseringsfasen hvis man konkludere at arealet ikke er forurenet i en grad, der nødvendiggør videregående undersøgelser endsige afværgeforanstaltninger.

De enkelte faser vil være forskellige fra undersøgelse til undersøgelse, men dog indeholde følgende som minimum:

- Problemformulering/Formålsbeskrivelse.
- Historik/Resultater fra tidligere faser.
- Felt-/Laboratorieundersøgelser.

- Vurdering.
- Konklusion/Anbefaling.

Udtagning af jordprøver knytter sig særligt til faserne med karakterisering og videregående undersøgelser samt afværgefasen. I det følgende gøres der derfor specielt meget ud af disse faser.

2.2 PROBLEMFORMULERING OG FORMÅLSBESKRIVELSE

Alt for mange undersøgelser af forurenede arealer har undladt fra starten at definere problemet helt præcist, samt opstille et konkret formål med den pågældende undersøgelsesfase. Det er absolut nødvendigt at disse ting er formuleret, før konkrete prøvetagningsstrategier kan tages i anvendelse. Dette gælder for hver enkelt af undersøgelsens faser, idet disse kan have helt forskellige formål. Det kan iøvrigt tænkes, at problemets omfang eller art ændres, efterhånden som videnniveauet forøges.

Netop en erkendelse af formålet med forestående undersøgelser er vigtig for valg af konkrete prøvetagningsprocedurer. Er formålet således alene at erkende om en lokalitet er forurenede eller ej, og er koncentrationsniveau og fordeling underordnet, behøves der ikke stilles de store krav til prøvetagningsteknik og prøvehåndtering (se også kapitel 3).

2.3 HISTORIK

Det er en absolut nødvendighed for opstilling af fornuftige og omkostningseffektive prøvetagningsstrategier, at der indledningsvis gennemføres en indsamling og bearbejdning af eksisterende viden for den konkrete lokalitet. Denne gennemgang danner udgangspunkt for hele den videre undersøgelsesstrategi, herunder for sammensætningen af analyseprogrammet og for en bedre underinddeling af lokaliteten (se næste afsnit). Det er derfor vigtigt, at gennemgangen er meget grundig.

Den tilgængelige eksisterende viden kan opnås fra:

- forskelligt arkivmateriale
- interviews
- flyfotografier

- gamle kort
- information om eventuelt industrielle processer udført på lokaliteten.

I Outzen (1990) er givet yderligere detaljeret information om, hvor sådan eksisterende viden kan indsamles. Vigtig generel viden kan også fås i Skaarup et al. (1988).

2.4 ORIENTERINGSFASEN

Formålet med orienteringsfasen er at skaffe viden, der udover historikken danner basis for at opdele undersøgelsesområdet i homogene delområder. Formålet med dette er at forenkle de efterfølgende faser. Et homogent område kan karakteriseret ved, at der ikke umiddelbart kan udskilles et delområde, som vil være forskelligt fra resten.

Eksempler på homogene områder kan f.eks være et område med gamle tankanlæg, ét område hvor der er stor risiko for, at overfladisk spild har fundet sted eller, et område der efter den eksisterende viden, til stadighed har været asfalteret, og derfor ikke forventes forurenede osv.

Den historiske undersøgelse vil dog næsten altid efterlade en vis grad af usikkerhed, som kunne ønskes belyst yderligere, før en egentlig jordprøvetagning indledes. Sådanne orienterende undersøgelser kunne omfatte:

- besigtigelsesbesøg
- geofysiske undersøgelser
- hydrogeologiske undersøgelser med udgangspunkt i eksisterende boringer i området
- indledende forureningsvurdering vha feltmetoder (f.eks poreluftmålinger)
- andre aktiviteter

2.5 PRØVEUDVÆLGELSE

De konkrete indledende undersøgelser (i form af historik og orienteringsfase) danner grundlag for en gruppering af lokaliteter i forskellige lokalitetstyper (se næste afsnit). Grupperingen er foretaget ud fra, hvilken type forurening, der er tale om.

Formålet med denne opdeling er, at lokalitetstypen er bestemmende for hvordan prøverne skal

udvælges, og hvilke statistiske metoder, der skal benyttes. Nærværende afsnit indeholder en generel beskrivelse af forskellige prøveudvælgelsesmetoder. Denne beskrivelse skal bl.a belyse følgende spørgsmål:

- a) efter hvilke statistiske retningslinier/strategier kan de enkelte prøvetagningssteder udvælges?
- b) kan man med fordel blande flere prøver sammen og hvorledes kan disse blandeprøver sammensættes?
- c) Ofte er det ønskeligt at udvælge en mindre del af de tagne prøver til laboratorieanalyse ud fra en indledende vurdering i felten (PID-måler, lugt- eller synsindtryk m.m). Hvorledes spiller dette ind på prøvetagningsstrategien?

2.5.1 Strategier

Set ud fra en statistisk synsvinkel kan den konkrete prøveudvælgelse ske efter fire principielt forskellige procedurer, nemlig:

1. Tilfældig
2. Vilkaerlig
3. Systematisk
4. Målrettet

For at forstå forskellen mellem de forskellige strategier, må man forestille sig f.eks. en jordbunke, der er delt op i N dele. At bestemme indholdet af stof x i jordbunken svarer til at bestemme indholdet af x i hver af de N dele og lægge resultaterne sammen. Dette er imidlertid næsten altid praktisk umuligt, og man vil derfor gerne nøjes med at bestemme indholdet af x i nogle af de N dele. Spørgsmålet bliver derfor, hvordan man skal udvælge de n dele, der skal analyseres.

Tilfældig udvælgelse består i at man udvælger de n dele tilfældigt blandt de N dele, således at én del kun kan vælges én gang. Denne metode betyder, at alle N dele har lige stor sandsynlighed (nemlig $1/N$) for at blive udvalgt. Metoden bygger på forudsætningen om homogenitet. Denne form for udvælgelse giver resultater, der besidder pæne statistiske egenskaber. F.eks. er det muligt at udregne såvel et skøn over indholdet af x som usikkerheden på dette skøn.

Hvis man stadig ønsker et bud på det totale indhold af x i bunken, men på den anden side er klar over, at bunken ikke er homogen, kan man benytte stratificeret udvælgelse (se også afsnit 2.6). Denne metode består i at man deler bunken op i homogene områder og herefter udtager et antal dele tilfældigt fra hver af disse områder.

Hvis bunken virkelig er helt homogen, kan man argumentere for, at det kan være fuldstændig lige meget hvilke dele, der udtages. Man kan derfor lige så godt tage de prøver, der er nemmest at få fat i. Denne metode, der kaldes vilkårlig udvælgelse, skal imidlertid stærkt frarådes, idet man aldrig kan være sikker på fuld homogenitet, og metoden kan derfor risikere at give højst misvisende resultater.

For at være sikker på at de udvalgte dele er jævnt fordelt i hele bunken, kan man udtage dele på en systematisk måde. Denne metode giver ikke lige så pæne egenskaber som tilfældig udvælgelse, men til gengæld er den ofte betydelig nemmere at håndtere i praksis, idet det kan være svært at gøre noget "tilfældigt". En mellemtung mellem tilfældig og systematisk udvælgelse kan være at dele bunken i større dele og herefter udtage et antal prøver tilfældigt fra hver af disse (ikke at forveksle med stratificeret udvælgelse).

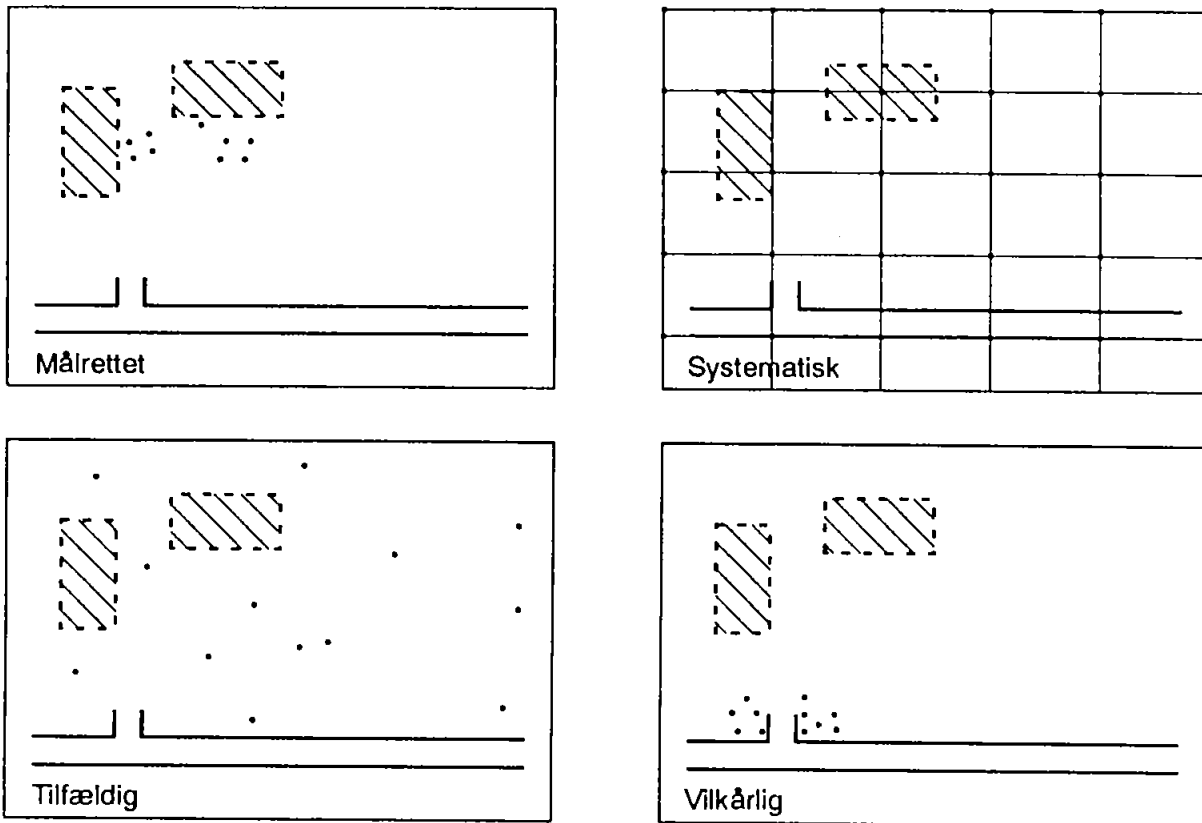
Den sidste metode, måltrettet udvælgelse, adskiller sig væsentligt fra de øvrige metoder. Formålet med denne form for udvælgelse er nemlig at lokalisere en forurening eller forureningskilde og bestemme forureningens udbredelse.

På figur 2.1 er de forskellige udvælgelsesstrategier skitseret.

Det skal endnu engang understreges, at historisk materiale vedrørende det betragtede område ofte kan være af stor værdi for planlægningen af en undersøgelse. F.eks. kan historiske optegnelser give mulighed for en kvalificeret opdeling i homogene områder (se afsnit 2.6). Viden om et område giver derimod ikke information om hvilken udvælgelsesstrategi, der er bedst. Dette afgøres altid af formålet med undersøgelsen.

2.5.2 Blanding af prøver

Jordprøver omfatter som regel en prøvemængde på 50-500 gram jord. Prøven udgør således en ubetydelig mængde i forhold til den mængde jord, som prøven skal repræsentere. Blanding af flere prøver har som formål et opnå en større grad af repræsentativitet for det gældende



Figur 2.1 Illustration af fire forskellige strategier til udvælgelse af prøver.

område. Samtidig skal der kun analyseres én prøve, istedet for at alle prøver analyseres. Der opnås altså en stor økonomisk besparelse.

Blandingen af prøven kan ske i felten, hvor delprøver udtages direkte ned i den samme emballage. Da sådanne prøver skal repræsentere gennemsnitssituationen er det vigtigt at prøverne er udtaget på en ikke målrettet måde. Prøverne skulle optimalt set udtages tilfældigt. Dette kan i visse situationer være vanskeligt (med mindre man har bind for øjnene), hvorfor en systematisk udvælgelse ofte vil være at foretrække. Ved fremstilling af prøven bør man tilstræbe at udtage delprøver af samme størrelse. Fremstillingen af blandeprøven kan også ske i laboratoriet udfra udvalgte enkeltprøver.

Tabel 2.1 Typer af blandeprøver, (efter Jørgensen, 1991).

Benævnelse	Definition
Punktprøve	Prøve udtaget på én gang og dermed bestående af ét jordlegeme fra oprindelig lag.
Søjleprøve	Prøve opbygget af delprøver indenfor en "søjle", dvs. f.eks ½ meter på en snegl.
Lagprøve	Prøve opbygget af delprøver indenfor et lag i et profil (~vertikalt).
Profilprøve	Prøve opbygget af delprøver indenfor et helt profil (bestående af flere lag).
Fladeprøver	Prøve opbygget af delprøver indenfor en flade (~horisontalt)

Fremstilling af blandeprøver kan ske på mange niveauer. Tabel 2.1 er et forsøg på at systematisere typer af blandeprøver.

Ved traditionel jordprøvetagning tages der typisk prøver fra hver halve meter eller, hvis der er flere forskellige lag inden for en halv meter, én prøve pr. lag. En prøve tages således i en på forhånd given dybde. Der tages som nævnt 50-500 gram prøve, som således skal repræsentere den mængde jord, der opbores på én gang, typisk 5-20 kg., eller fra under 1% til max 10%. Allerede på dette helt indledende niveau kan man overveje at lave blandeprøver, idet den enkelte prøve (indeholdt i ét stk. emballage) kan sammenstykket af flere delprøver, der udtages tilfældigt i hele det opborede jordlegeme (en såkaldt søjleprøve - se tabel 2.1). På denne måde fås en prøve der bedre repræsenterer jorden i det given interval. Disse forhold er nærmere diskuteret i afsnit 3.2.2.

Den ovenfor beskrevne prøvetagningsprocedure gør brug af en strategi, hvor der på tilfældig vis udtages et antal delprøver som sammenstykket til én prøve. Udover disse prøver vil man, måske specielt i indledende faser af undersøgelsen, sideløbende med disse prøver, være interesseret i at udtage prøver på mere målrettet vis. Under borearbejdet kan man således møde lag med misfarvning, specielt lugt o.lign., hvor forureningen kan forventes at optræde i speciel

koncentreret form. Udtagning af prøver af sådanne områder (såkaldte punktprøve - se tabel 2.1) kan benyttes til en kvalitativ vurdering af, hvilke forureningstyper der forefindes, samt give indtryk af hvilke maksimalkoncentrationer, der eksisterer.

Blanding af prøver kan også benyttes til at beskrive gennemsnitskoncentrationen et givet sted på lokaliteten ved at sammenstykke delprøver af prøver taget i de enkelte dybder fra en boring (såkaldt profilprøve). Blandeprøver kan også opbygges af delprøve indenfor et geologisk lag (såkaldt lagprøve). For dele af lokaliteten, der ud fra den historiske gennemgang og orienteringsfasen, forventes homogene, kan ligeledes sammenstykkedes delprøver, således at der opnås en blandeprøve, der repræsenterer gennemsnittet for hele delområdet (såkaldte fladeprøver).

Den helt åbenlyse faldgruppe ved brug af blandeprøver er, at områder med uventet høj forureningsbelastning ikke vil blive erkendt, idet sådanne vil blive udjævnet i blandeprocessen. Hvis man ikke kan leve med, at sådanne områder forbliver ukendt, bør man enten helt undlade brugen af blandeprøver, eller lade blandeprøven repræsentere et tilpas lille delområde. En anden ulempe ved denne metode er, at man kun opnår en gennemsnitskoncentration, og ikke har mulighed for at beregne hvor sikkert denne gennemsnitskoncentration er bestemt. Til dette formål kræves flere analyseresultater, (se også appendiks 1.4).

Fremstilling af blandeprøver til analyse for flygtige organiske stoffer er problematisk, da man kan forvente et betydeligt ekstra fordampningstab i blandeproceduren. Prøver, hvor der ønskes kvantitativ bestemmelse af indhold af flygtige stoffer bør således tages som punktprøver. Dette er nærmere diskuteret i afsnit 4.4.3.

I appendiks 1.4 er givet en statistisk sammenligning af to situationer, nemlig med og uden brug af blandeprøver. Appendiks viser, at for at kunne vurdere om gennemsnitkoncentrationen med f.eks 95% sandsynlighed er mindre end en given grænseværdi, skal man, når man kun analyserer blandeprøven, kende et skøn på spredningen fra lignende sager eller fra nærliggende delområder, hvor der er gennemført analyse af alle prøver, og hvor forholdene forventes at være sammenlignelige. Appendisk viser samtidig, at man i de fleste tilfælde, for at bevare den samme sikkerhed, må sammenstikke blandeprøven af flere prøver, end de var nødvendigt at udtage, hvis alle enkeltprøverne var analyseret.

I afsnit 2.6, hvor der gives retningslinier for hvordan karakteriseringsfasen gennemføres, vil brugen af blandeprøver blive yderligere kommenteret.

2.5.3 Valg af prøver til videre analyse

Ofte har der i forureningsager været taget et meget stort antal prøver, hvor det ikke har været økonomisk muligt at sende dem alle sammen til analyse. I den forbindelse har man da ofte ud fra forskellige kriterier (syns- og lugtindtryk, feltanalyser), søgt at udvælge en delmængde af prøverne, som sendtes til analyse på laboratorium. En sådan udvælgelse bør optimalt set ske ud fra en objektiv vurdering dvs. en feltanalyse der giver et tal for forureningsgraden, med mindre det drejer sig om ekstra prøver, der tages når specielle forhold observeres (se forrige afsnit). I mange tilfælde kan en subjektiv vurdering, der giver en \pm -analyse (er der noget eller er der ikke noget) være fuldt ud lige så godt. (næsen er således et fintfølgende instrument for erkendelse af olieforurening i jord). Man skal dog være helt sikker på at sådanne metoder har tilpas lave "detektionsgrænser" (lugtgrænsen for olie vil ofte være mindre end opstillede grænser mellem forurenede og uforurenede jord). I øvrigt bør man overveje om sådanne lugtmetoder kan være skadelige for helbredet.

Den efterfølgende laboratorieanalyse af en delmængde af prøverne kan benyttes som dokumentation for rigtigheden af de udførte feltanalyser. På denne måde bliver det feltanalysen, der danner grundlag for den egentlige statistiske resultatvurdering (se iøvrigt afsnit 2.6).

Brugen af hurtige og billige feltanalysemetoder er i kraftig udvikling. I Danmark har PID-målere og transportable gaschromatografer været benyttet med held til feltanalyse for flygtige organiske stoffer, og har således dannet grundlag for valg af hvilke prøver, der skulle til videre analyse. Det er dog meget begrænset, hvad der på nuværende tidspunkt findes af metoder for andre analyseparametre.

2.6 KARAKTERISERINGSFASEN

De to foregående faser, den historiske gennemgang og orienteringsfasen, danner grundlag for karakteriseringsfasen, som har til formål at give et groft indtryk af art, placering og koncentration af tilstedeværende forurening.

2.6.1 Klassifikation af lokaliteter

Som nævnt i afsnit 2.4 vil det ofte være således, at en forurenede grund består af flere lokaliteter

med forskellig historik og forskellige forureninger.

På basis af den historiske gennemgang og orienteringsfasen klassificeres lokaliteterne i en af de følgende kategorier (Hortensius et al., 1990):

- I : lokalitet, hvor der ikke forventes forurening
- II : lokalitet, hvor der forventes en diffus forurening
- III : lokalitet, hvor der forventes at være en eller flere punktkilder, hvis placering er kendt
- IV : lokalitet, hvor der forventes at være en eller flere punktkilder, hvis placeringer ukendt

Der opstilles således en forventning eller en hypotese om forureningens art og omfang. Dette kan betragtes som undersøgelsesfasens problemformulering og formålet er af be- eller afkræfte hypotesen. I oplægget til undersøgelsen skal det nøje beskrives, hvorfor lokaliteten forventes at kunne indplaceres under den valgte hypotese.

Kvantitative forureningsvurderinger, som dette kapitel bl.a indbefatter, kræver kendskab til hvilke værdier, der skiller forurenede fra uforurenede. Sådanne grænseværdier burde, optimalt set, gives af myndighederne for den konkrete grund. Til dato har dette ofte ikke været tilfælde, idet fastsættelse af grænseværdi har været en integreret del af forureningsundersøgelsen.

Eksempler

En nedlagt losseplads som skal undersøges for kemikalieaffald, vil som udgangspunkt høre under hypotesen med forventet punktforurening med ukendt lokalisering. Ved hjælp af oplysninger fra personale, driftsjournaler og luftfotos kan pladsen måske opdeles i mindre områder, hvoraf nogle sandsynligvis vil være forventeligt uforurenede med kemikalieaffald, og andre med kendt lokalisering af kemikalieaffald. Underopdelingen giver en bedre, mere logisk og langt billigere undersøgelse.

En industrigrund vil analogt til lossepladsen kunne opdeles i flere delområder.

Undersøges en mark for tungmetalforurening, som følge af slamspredning, kan det betragtes som en diffus forurening. Men en historik kan vise, at marken med fordel kan opdeles i mindre og mere homogene områder efter slamalder, -type og -oprindelse, eller efter jordbundsforholdene.

Ved opdeling i delområder skal planlæggeren være opmærksom på, at det, som følger efter opdelingen, er udtagning af en eller flere jordprøver. De udgør i vægt og volumen kun en mikroskopisk del af det område, de skal være repræsentative for. En dårlig opdeling af lokaliteten resulterer derfor i et dårligt undersøgelsesresultat, som følge af ikke repræsentative prøver.

2.6.2 Lokalitet, hvor der ikke forventes forurening

Hvorfor skal der overhovedet udtages prøver, hvis lokaliteten forventes at være uforurenet? Det skal der heller ikke nødvendigvis, men efterhånden stiger kravene til dokumentation for renhed, og mange grundhandler gøres betingede af forureningsfrie forhold.

En eventuel forurening af lokaliteten kan i princippet bestå af en eller flere punktkilder med ukendt placering (svarende til type IV) eller være mere diffus (svarende til type II). Det først nævnte tilfælde svarer f.eks. til, at nogen har nedgravet tromler med kemikalieaffald i "nattens mulm og mørke" på lokaliteten. Det andet tilfælde svarer f.eks. til, at en nærliggende industri, som man ikke har været opmærksom på, har udsendt forurening fra en skorsten. Uafhængigt af hvilken strategi, der vælges, haves ingen viden om, hvilken forureningstype man skal lede efter. Analyserne må derfor omfatte et bredt spekter af stoffer og bør f.eks. omfatte tungmetaller, cyanider, olie, PAH'er og flygtige organiske stoffer.

En punktkilde med ukendt placering af begrænset omfang er, som det vil fremgå af afsnit 2.6.5, uhyre vanskelig og kostbar at lokalisere, specielt når der skal analyseres for et bredt spekter af parametre. Det vil derfor ikke stå i mål med den lille risiko for, at der er punktkilder på lokaliteten, at vælge en strategi svarende til type IV. Det vil istedet være mere rimeligt at kontrollere middelkoncentrationen. Strategien bør være en tilfældig udvælgelse (se afsnit 2.5.1) af prøvetagningssteder og -dybder. Analysen bør ske på enkeltprøver. Undersøgelsen kunne evt. gennemføres som en stratificeret undersøgelse (se appendiks 1.5 for statistisk behandling), hvor ét strata var de helt terrænnære jordlag (0-0.5 m) og et andet var resten af jordlagene ned til typisk to meter. Gennemsnitskoncentrationen bør med en fastsat sandsynlighed ligge under en fastsat grænseværdi, svarende til brug af statistiske metoder som beskrevet i afsnit 2.6.3 om diffus forurening. Samtidig bør ingen prøve overskride en fastlagt grænseværdi (som i mange tilfælde bør være højere end grænseværdien gældende for gennemsnitskoncentrationen). Udskiller én á to prøver sig markant fra de andre, bør man undersøge muligheden for, at der er sket en fejlanalyse, inden man skrider til videre handling. De målte værdier bør iøvrigt

optegnes på et kort for at erkende eventuelle områder med forhøjede koncentrationer.

Antallet af prøver, der bør tages afhænger selvfølgelig af økonomien, samt af hvilken sikkerhed der ønskes. I appendiks 1.2 er givet en metode til beregning af, hvor mange prøver der skal tages. Metoden kræver en vurdering af koncentrationsfordelingens spredning på lokaliteten, som jo på forhånd er ukendt. Erfaringstal fra andre lokaliteter må derfor benyttes. Sådanne erfaringstal findes der på nuværende tidspunkt kun få af. Et rimeligt antal synes dog, ud fra erfaringer fra undersøgelser i flere amter, at være udtagning af én jordprøve til analyse pr. 400-1.000 m², med overvægt i prøver taget fra 0-0.5 meter under terræn.

Det er således åbentbart, at hvis det overhovedet skal have nogen mening at iværksætte undersøgelser på grunde hvor der ikke forventes forurening, bliver det en ikke helt billig affære.

2.6.3 Lokaltet hvor der forventes en diffus forurening

I kategori II er hypotesen, at det betragtede område er forurennet, og at denne forurening er diffust fordelt. Atter har man ingen historisk viden, der tyder på forekomst af punktkilder, og undersøgelsen foregår derfor ved at kontrollere middelkoncentrationen. Ofte vil man være i besiddelse af viden, der sætter én i stand til at opdele området i mindre, men mere homogene dele, og disse kan med fordel danne basis for en stratificeret analyse, hvor der benyttes tilfældig udvælgelse inden for et strata. Stratificeringen kan også gå på forskellige dybder. Hvis man vil have mulighed for ikke blot at angive en gennemsnitsværdi, men også at sige noget om dette resultats nøjagtighed, er det nødvendigt med flere analyseresultater, hvilket udelukker at alle prøver blandes sammen inden den kemiske analyse foretages. Økonomien må afgøre, hvor mange prøver, der skal blandes sammen inden analyse, idet enkeltprøver altid vil give den største nøjagtighed.

Udføres undersøgelsen således uden brug af blandeprøver, er den statistiske metode vist i appendiks 1.1. Hvis der benyttes stratificering i mindre forventeligt homogene områder er metoden beskrevet i appendiks 1.5. Metoderne leder i begge tilfælde til udregning af 95%-konfidensintervaller for gennemsnitskoncentrationen. 95%-konfidensintervallet angiver det interval som gennemsnitskoncentrationen med 95% sandsynlighed ligger inden for. Konfidensintervallet beregnes ud fra et udregnet skøn på spredningen (se appendiks 1.1). Er gennemsnitskoncentrationen (f.eks. udregnet til 35, 95%-konfidensintervallet fra 27 til 43 og er den gældende grænseværdi 45 ligger den sande middelkoncentration med 95%-sikkerhed under 43 (og dermed

under grænseværdien på 45). Denne (simple) statistiske metode adskiller sig altså fra den helt simple metode, hvor den udregnede gennemsnitskoncentration sammenlignes med grænseværdien, ved at der ved den statistiske metode opnås en vurdering af sikkerheden i konklusionen.

De i appendiks 1.1 og 1.5 beskrevne metoder forudsætter at måleresultaterne følger en normalfordeling. Ofte følger måleresultaterne en logaritmisk normalfordeling. Dette er ofte tilfældet for meget lave gennemsnitskoncentrationer, idet koncentrationer pr. definition ikke kan blive mindre end nul. I appendiks 1.3 beskrives, hvorledes det sandsynliggøres at resultaterne følger en logaritmisk normalfordeling, samt hvorledes konfidensintervallet udregnes.

Hvis man vil benytte blandeprøver, bør man for enkelte af de valgte inddelinger (strata) gennemføre en analyse på enkeltprøver. Herved opnås for disse strata et skøn på spredningen som vil kunne benyttes i resultatvurderingen for de strata hvor der alene analyseres en blandeprøve. Metoden ved analyse af blandeprøver er vist i appendiks 1.4. Iøvrigt henvises til afsnit 2.5.2. Brug af skøn på spredninger fra andre strata bør dog gøres med en vis forsigtighed.

For valg af prøveantal gælder samme bemærkninger som givet i afsnit 2.6.2. Muligheden for inddeling i homogene områder samt brugen af blandingsprøver giver prøveantal til analyse som typisk vil være mindre end gældende for type I. Iøvrigt analyseres der kun for de parametre, der ud fra indledende faser forventes at være tilstede.

2.6.4. Lokaltet, hvor der forventes at være en eller flere punktkilder, med kendt placering

For lokaliteter med kendte lokaliseringer af punktkilder, gennemføres en undersøgelse ved målrettet prøveudvælgelse, idet der ganske enkelt placeres et prøvetagningspunkt ved hver formodet kilde. Resultatet er let at tolke, findes forurening, var hypotesen rigtig, ellers var den forkert. Det kan ofte være nødvendigt at udvide antallet af prøvetagningspunkter til tre eller fire for punktkilder med større horisontal udstrækning, eller hvis lokaliseringen er mindre nøjagtig. Brugen af blandeprøver frarådes. Der analyseres kun for de parametre, der forventes at være tilstede.

For denne type af lokaliteter er det vigtigt at den planlagte faseopdeling fastholdes. Det vil ofte være spild af ressourcer at gennemføre en punktkildelokaliserings og en afgrænsning af omfanget i samme arbejdsgang. Dels er det vanskeligt at skaffe sikre analyser i samme tempo som undersøgelsen udføres, dels er det vanskeligt at overskue situationen i felten.

2.6.5 Lokaltet hvor der forventes at være en eller flere punktkilder, med ukendt placering

Til lokalisering af stærkt forurenede områder (punktkilder eller "hot-spots") kan anvendes flere forskellige prøvetagningsstrategier. Med en systematisk placering af prøvetagningsstederne opnås den bedste dækning ved færrest analyser. I Zirschky & Gilbert (1984) og Gilbert (1987) er i detalje beskrevet en prøvetagningsstrategi. Denne strategi er beskrevet i appendiks 1.6.

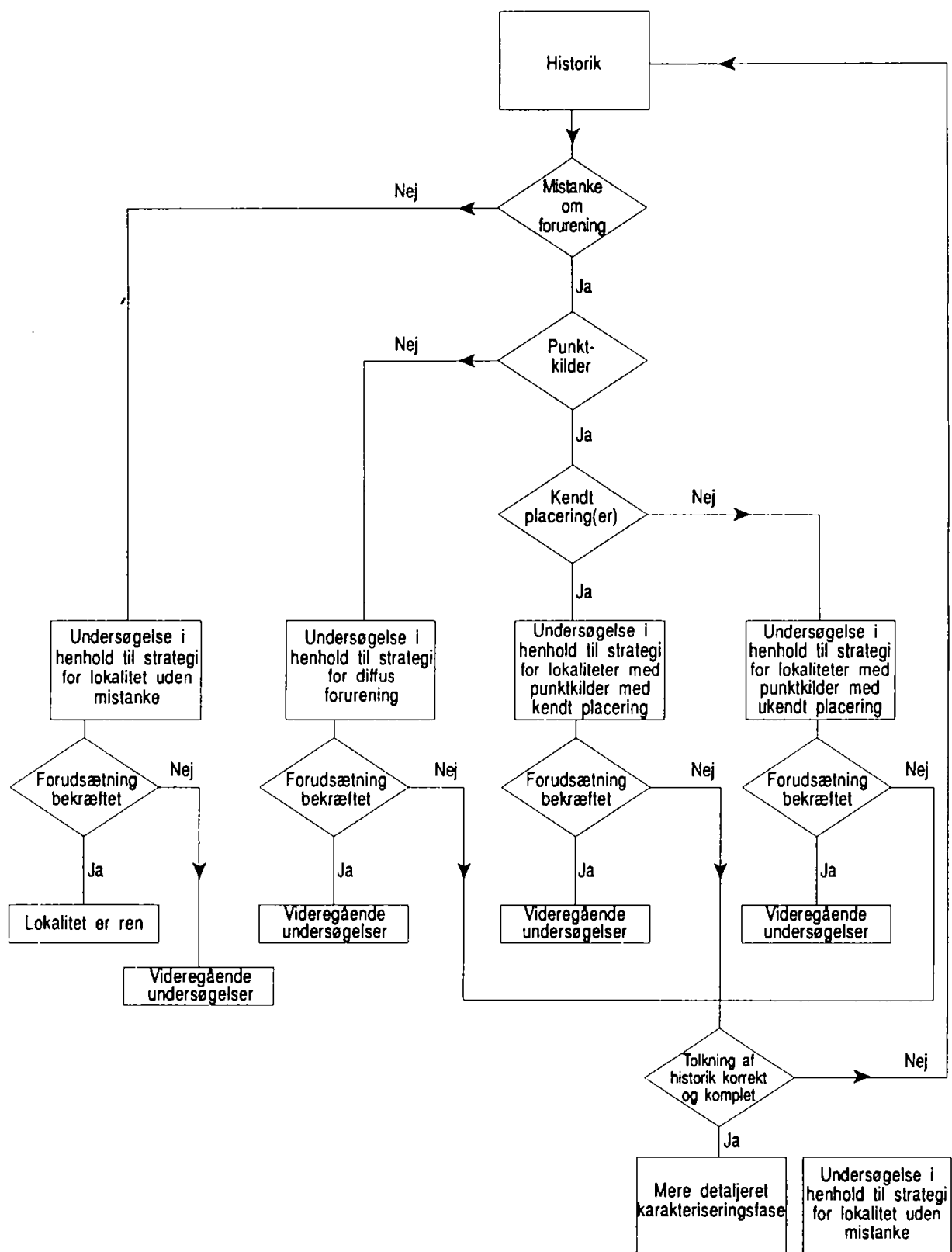
I den beskrevne prøvetagningsstrategi udtages prøverne systematisk ved at definere et gitter (i form af kvadrater, rektangler eller trekkanter) ud over lokaliteten. Prøverne tages, da i knudepunkterne. I appendiks 1.6 gengives tre nomogrammer, der viser sammenhængen mellem sandsynligheden for ikke at finde punktkilden, punktkildens forventede størrelse og afstanden mellem gitterpunkterne. Nomogrammerne kan således bruges "flere veje", nemlig til:

- Vurdering af hvor lille en punktkilde der kan findes med fastsat boreafstand og sandsynlighed for ikke at finde punktkilden.
- Vurdering af sandsynligheden for ikke at finde punktkilden med fastsat boreafstand og størrelse af punktkilde.
- Vurdering af nødvendig boreafstand for fastsat sandsynlighed og kildestørrelse.

I appendiks 1.6 er der givet eksempler på ovenstående vurderinger (foruden nogle supplerende betragtninger).

Beregningerne viser, at der skal et urealistisk stort antal prøvetagningspunkter for at lokalisere små punktkilder. Det kan således ikke anbefales, at gennemføre disse hot-spotsundersøgelser ved hjælp af jordprøvetagning, hvis de eftersøgte områder forventes at udgøre mindre end 10% af det samlede areal (Hortensius et al., 1990). I stedet skal der sættes ind på at få udtaget vandprøver, eller på alternative undersøgelsesmetoder. Det kunne være el-logs, seismik, måling af porelufts indhold af forureningskomponenter, eller lignende metoder. For visse forurenings typer (f.eks tungmetaller) står vi dog i sådanne situationer i dag overfor et problem, der kan være praktisk talt umuligt at tackle.

Beregningsmetoden viser også at prøveantallet vokser proportionelt med lokalitetens størrelse. Enhver mulighed for, ud fra historisk viden, at reducere det areal hvor punktkilden kan optræde, vil således føre til en væsentlig reduktion i nødvendigt prøveantal. Dette understreger endnu engang, hvor vigtig en detaljeret historisk undersøgelse er.



Figur 2.2 Illustration af klassifikationsfasen. Det ses, at det ved forkastning af opstillede hypoteser, kan blive nødvendigt at opstille nye hypoteser (Hortensius, 1990).

2.6.6 Karakteriseringsfasens videre forløb

Som vist i det foregående, er denne fase opbygget omkring formulering af en hypotese for den pågældende lokalitet. Denne hypotese kan enten bekræftes eller afvises. Afvises den betyder det ikke nødvendigvis at det modsatte af hypotesen er bevist. Hvis f.eks. en lokalitet er klassificeret som type III (punktkilde med kendt placering) og resultatet af den udførte prøvetagning viser at der ingen forurening findes det pågældende sted, er det hermed ikke bevist, at der overhovedet ikke er nogen forurening på lokaliteten. Dette kan kun bevises ved gennemførelse af undersøgelser efter udgangspunkt i diffus forureningsfordeling (type II) eller punktkilde med ukendt placering (type IV).

I figur 2.2 er det forsøgt skitseret, hvorledes de fire hypoteser/klassifikationer ordnes, og hvordan undersøgelserne kan videreføres, hvis hypotesen må forkastes (Hortensius, 1990). Figuren viser, at klassifikationsfasen ikke nødvendigvis er klar i "et hug", opstilling af nye hypoteser og udførelse af supplerende undersøgelser kan komme på tale. Karakteriseringsfasen er i princippet ikke færdig før det er godtgjort, hvilken type den pågældende lokalitet tilhører. Dette kan betyde, at man efter opstilling og benægtelse af et antal hypoteser må opstille en type I-strategi som i sidste ende kan lede til, at lokaliteten helt frikendes. Om man vil gå så langt i en given undersøgelse, afhænger helt af, hvor store konsekvenserne er af, at en lokalitet fejlagtigt erklæres for uforurenet.

De beskrevne strategier har omhandlet jordprøvetagning. Det skal endnu engang understreges, at konkrete forureningsundersøgelser ofte vil indeholde andre undersøgelser (grundvandsprøvetagning, geofysiske metoder, poreluftmålinger m.m).

Strategierne forudsætter, at der opstilles konkrete grænseværdier. Opstilling af sådanne ligger udenfor denne rapports formål.

2.6.7 Andre forhold i planlægningsfasen

Når de store linier er lagt, kan det være på sin plads at se mere detaljeret på følgende forhold:

- Fastlæg prøvetagningsmetode, -udstyr og -håndtering (se kap. 3 og 4).
- Fastlæg den præcision og kvalitet, der forventes i felten og i laboratoriet.
- Få laboratoriets vurdering af analyseusikkerheden og detektionsgrænserne for hvert

enkelt stof.

- Fastlæg et kvalitetssikringsprogram for hele forløbet, (se afsnit 2.9).
- Beskriv hvilke arbejdsmiljøgener de eftersøgte stoffer kan medføre, og instruer om brug af beskyttelsesudstyr, (se afsnit 3.5).
- Lav en tidsplan og et budget.

2.7 VIDEREGÅENDE FASE(R)

Formålet med de eller den videregående fase er at afgrænse den i karakteriseringsfasen fundne forurening. I denne afgrænsning fås detaljeret kendskab til art, placering, udbredelse og koncentration af forureningen, som kan danne grundlag for en vurdering af risiko for spredning af stof til omgivelserne, og dermed en vurdering af behovet for afværgetiltag. Udover jordprøvetagning kan der også i denne fase gøres brug af andre undersøgelsesaktiviteter.

Resultatet af karakteriseringsfasen vil være, at lokaliteten blev erklæret uforurenet, at der blev fundet en diffus forurening eller at en eller flere punktkilder blev erkendt. Det er således i de to sidstnævnte tilfælde, der vil være behov for videregående faser.

2.7.1 Afgrænsning af punktkilder

Afgrænsning af punktkilder må nødvendigvis udføres som en iterativ proces. Hvis analysetiden (tiden fra prøven er taget til resultatet foreligger) er speciel kort (ved brug af feltmetoder, feltlaboratorium eller specielt "hurtigt arbejdende" nærliggende laboratorium) kan afgrænsningen ske i én fase, hvor der hele tiden tages bestik af analyseresultater fra tidligere prøver. I de fleste tilfælde må afgrænsningen ske i et antal faser, hvor strategien for én fase opstilles på baggrund af resultaterne af foregående fase.

Bosman & Lamé (1990) foreslår en afgrænsningsstrategi, hvor der ud fra punktkildens forventede center tages 9 prøver for hvert jordlag (á 1 meters tykkelse). De 9 prøvetagningspunkter placeres i et kvadratisk gitter. De foreslår en afstand på 5 meter i gitteret. Prøvetagning fortsættes i de næste faser ud i alle retninger indtil mindst to, efter hinanden følgende prøver (både horisontalt og vertikalt) har indhold under fastsat grænseværdi. På denne måde fastsættes grænsen mellem forurenet og uforurenet indenfor en præcision på fem meter i planet og én meter i dybden.

2.7.2 Kortlægning af koncentrationsniveauer

Hvis der er erkendt en diffus forurening i karakteriseringsfasen, kan det i den videregående fase være nødvendigt at få bedre overblik over forurenings variation over lokaliteten. Der suppleres med et antal borer, således at der opnås en rimelig dækning.

Den mest detaljerede beskrivelse fås ved at tegne et kort over området med kurver, der angiver forskellige koncentrationsniveauer. Et sådant kort kan eventuelt tegnes vha. en metode, der kaldes kriging. Metoden sætter desuden een i stand til at tegne et tilsvarende kort med angivelse af usikkerheden på bestemmelserne i de enkelte områder. Der findes flere computerprogrammer på markedet der benytter sig af kriging. Det anbefales dog at konsultere statistisk ekspertise, hvis krigingsmetoder ønskes benyttet. For en dansk eksempel på brug af denne metode henvises til Geyti (1989).

Strategi i videregående faser vil iøvrigt afhænge af lokalspecifikke information fra karakteriseringsfasen, hvorfor der ikke kan gives entydige retningslinier for disse faser.

2.8 AFVÆRGEFASEN

Den eller de videregående faser vil belyse behovet for afværgetiltag. Hvorledes man vælger, hvilken afværgeteknik der bør anvendes, er en historie for sig. I mange tilfælde vil man dog vælge at bortgrave dele af jorden. I den forbindelse kan jordprøvetagning komme på tale til brug ved:

- Kvalitetsvurdering af opgravet jord
- Kontrol af restforurening efter afgravning
- Kvalitetsvurdering af rensed jord

2.8.1 Kvalitetsvurdering af opgravet jord

Hvis man vælger at bortgrave forurenede jord, vil man ofte vælge forskellige "behandlingsmetoder" afhængig af forureningsgraden (mest forurenede jord renses på jordrenseanlæg, mindre forurenede jord deponeres på losseplads osv). Man har således ofte et behov for at dokumentere kvaliteten af den opgravede jord med udtagning af jordprøver til analyse.

Optimalt set bør jordprøverne tages løbende (dvs fra gravemaskinens grab), da dette sikrer den bedste repræsentativitet. Dette vil dog kræve kontinuert tilsyn under gravearbejdet, så ofte må man tage prøver fra bunker af den opgravede jord. Formålet med prøvetagningen vil være at finde middelmiddelt koncentrationen og dennes spredning, for derudfra at beregne konfidensintervaller fuldstændig analog til situation beskrevet i afsnit 2.6.4. De opstillede grænseværdier kan herefter sammenlignes med de beregnede konfidensintervaller, og den krævede "behandlingsmetode" for den pågældende mængde jord kan vælges.

Prøverne udtages iøvrigt tilfældigt, (se afsnit 2.5.1), idet man kan antage at jordbunken er homogen. En systematisk strategi vil dog også kunne benyttes. Den mere praktiske del af prøvetagningen er beskrevet i afsnit 3.3.1.

Er man ikke i besiddelse af nogen forhåndsviden, har man selvfølgelig ikke nogen mulighed for at dimensionere sit forsøg. Antallet af prøver, der udtages i første omgang, bliver derfor mere eller mindre tilfældigt. Et rimeligt antal i første omgang vil være én prøve pr. 10 m³ jord indeholdt i bunken, dog mindst 10 prøver pr. bunke. Har man erfaring fra tidligere jordbunker, der gør, at man kender variationen i området, og således kender spredningen, er det muligt at beregne det nødvendige antal prøver til opnåelse af en given sikkerhed. (se appendiks 1.2 og bemærkningerne i afsnit 2.6.3).

Dette kendskab til spredningen kan iøvrigt også benyttes til en mere sikker vurdering, i det tilfælde hvor prøverne ønskes blandet til én blandeprøve, som analyseres (se afsnit 2.5.2 og appendiks 1.4).

Iøvrigt behandles forhold omkring kvalitetsvurdering af opgravet jord i et eksemplet i afsnit 5.2.

2.8.2 Kontrol af restforurening efter afgravning

Når der graves jord væk, har man ud fra forureningsafgrænsningen i den videregående fase en idé om hvor meget jord der skal bortgraves. Det vil dog ofte være nødvendigt at dokumentere, at jorden er "ren" (dvs. under en fastsat grænseværdi) i bunden og langs siderne af hullet, før afgravningen stoppes. Hypotesen vil da være, at der ingen forurening er til stede altså analogt til situationen beskrevet i afsnit 2.6.2. Dette tilfælde adskiller sig dog fra det i afsnit 2.6.2 ved, at der kun skal analyseres for helt konkrete parametre. Desuden ved man ofte, hvor eventuel restforurening med størst sandsynlighed vil forekomme (nemlig under de områder hvor den mest

forurenede jord befandt sig). Man vil derfor med fordel gøre brug af stratificeret prøveudvælgelse evt. med brug af blandeprøver (specielt i delområder med lille formodning om restforurening). Der bør fokuseres på prøvetagning af den øverste halve til hele meter i udgravningen.

2.8.3 Kvalitetsvurdering af rensed jord

Kvalitetsvurdering af rensed jord er helt analog til kvalitetsvurdering af opgravet jord (afsnit 2.8.1). Der vil dog forventes en betydelig større grad af homogenitet efter, at jorden har gennemført en eller anden renseproces. Konsekvensen af dette vil være at man alt andet lige ikke behøver at udtage så mange prøver for rensed jord som før afgravet jord.

De fleste kendte metoder til rensning af jord vil enten omfatte en behandling af jorden i bunker (f.eks kompostering, "landfarming", o.lign) eller i et decideret renseanlæg (ekstaktion, forbrænding, osv), hvor jorden forlader anlægget på et transportbånd eller lign. For det sidst nævnte tilfælde bør prøverne tages direkte fra transportbåndet. Herved sikres bedre repræsentativitet end hvis prøverne blev taget fra bunker af den rensede jord (Verslujs, 1990).

Verslujs (1990) forslår brugen af en noget mere sofistikeret statistisk vurderingsmetode, der iøvrigt kan benyttes både for opgravet og rensed jord. Metoden tager udgangspunkt i tilfældig udvælgelse af et stort antal prøver (180 stk), hvorfra der laves et antal blandeprøver. Metodens store fordel er, at det nødvendige analyseantal minimeres ved gennemførelse af en to-trinsvurdering. Da metoden tager udgangspunkt i etablering af blandeprøver kan den ikke umiddelbart benyttes for flygtige forureningskomponenter. Metoden er resumeret i appendiks 1.7. Metoden er ny og er ikke testet til bunds i Holland, hvor den stammer fra. Om den kan overføres til danske forhold er på nuværende tidspunkt svært at vurdere.

2.9 UNDERSØGELSENS PRAKTISKE GENNEMFØRELSE

Problemformuleringer og planer for undersøgelsens forskellige faser er flere gange fremhævet som yderst vigtige. Disse ting skal i det konkrete tilfælde udmønte sig i nogle praktiske beskrivelser af det arbejde, der ønskes udført. Disse beskrivelser skal dels være "huskesedler" for sagsbehandleren, der overordnet står for undersøgelsen, kommunikation til den tilsynsførende med borearbejdet (hvis det ikke er sagsbehandleren selv), prøvetageren og borefolkene. Beskrivelserne har således det formål at konkreterisere på skrift det arbejde, der ønskes udført,

i en detaljeringsgrad, der kan lede til en minimering af fejl, der kunne opstå under arbejdet.

Beskrivelserne er nemmest at benytte, hvor de er sat op i skemaer på forskellige niveauer. Disse skemaer kunne omfatte:

- Undersøgelsesskema
- Feltskemaer
- Rapporteringsskema

Undersøgelsesskemaet kunne beskrive grunden (sted, matrikelnr., ejerforhold), rekvirenten og andre overordnede data. Herudover kunne skemaet kort beskrive formålet med de foranstående feltarbejde, en kort beskrivelse af problemet. Hvis feltarbejdet er led i karakteriseringsfasen, kunne skemaet også beskrive de valgte underinddelinger af grunden, samt forventede forureningstyper (se afsnit 2.6.1).

Feltskemaer kunne igen laves på flere niveauer. Et skema kunne overordnet beskrive feltarbejdet (boretæk, borehygiejne (se afsnit 3.4, antal og placering af boringer, forventet dybde, antal prøver, afslutning af boringer osv), og et andet kunne detaljeret beskrive (prøvetagningen og håndtering; prøvetype (se tabel 2.1), prøvetagningsudstyr, emballage, håndtering m.m.).

Rapporteringsskemaet skal udfyldes i felten, og har til formål at rapportere om eventuelle afvigelser fra planen (som beskrevet i feltskema), fejl og uheld m.m. Disse informationer kan være uvurderlige når resultaterne skal tolkes, og mindsker risikoen for fejlfortolkninger.

I appendiks 9 er givet flere detaljer og nogle eksempler på skemaer. Skemaerne er mest tænkt som forslag, som den enkelte kan bygge videre på, så det dækker den enkeltes behov.

2.10 KVALITETSKONTROL

De i foregående afsnit beskrevne skemaer kunne være medvirkende til en "kvalitetssikring" af det udførte arbejde. Et andet begreb der er oppe i tiden er "kvalitetskontrol". En kvalitetskontrol af jordprøvetagning vil således indebære, at der skulle håndteres forskellige kontrolprøver (blindprøver, feltblindprøver, kontrolprøver (hvor der tilsættes en kendt mængde "forurening" til jordprøven) m.m.). Sådanne kontrol og blindprøver er i mange grundvandsprøvetagnings-

sammenhænge kendt og afprøvet (se f.eks Kjeldsen (1989) og Keith (1988)). I jordprøvesammenhænge er det dog relativt ubenyttede begreber. Forslag til hvorledes kvalitetskontrol kunne gennemføres i jordprøvesammenhænge er ikke medtaget i denne rapport. Baggrundsviden som kunne ligge til grund for opstilling af kvalitetskontrolprogram for jordprøvetagning er dog udmærket beskrevet i Keith (1988).

2.11 ANBEFALINGER

Følgende korte sammenfattende bemærkninger skal knyttes:

- o Udfør altid en grundig historisk undersøgelse, da denne danner grundlag for valg af strategier i det følgende
- o Udfør altid undersøgelser opdelt i faser. Det letter overblikket og giver mere effektive undersøgelser
- o Opstil altid klare problemformuleringer og formål for de enkelte faser. Dette kan gøre det muligt at benytte netop tilstrækkelig teknologi for opnåelse af det opstillede formål, hvilket minimerer undersøgelsesudgifterne.
- o Udfra den historiske gennemgang og orienteringsfasen inddeles lokaliteten om nødvendigt i delområder, som hver kategoriseres efter følgende typer:
 - I: lokalitet/delområde hvor der ikke forventes forurening
 - II: lokalitet/delområde hvor der forventes en diffus forurening
 - III: lokalitet/delområde, hvor der forventes en eller flere punktkilder med kendt placering
 - IV: lokalitet/delområde, hvor der forventes en eller flere punktkilder med ukendt placering

Udførelse af den opstillede prøvetagningsstrategi skal herefter klarlægge om forventningerne kan af- eller bekræftiges.

- o Forsæt om nødvendigt karakteriseringsfasen med yderligere undersøgelser indtil lokalitetstypen er fastlagt.
- o Afgræns forureningen i videregående fase(r).
- o Jordprøver kan i afværgefasen tages til vurdering af hvordan opgravet jord skal viderebehandles, samt til dokumentation af de udførte afværgetiltag er tilstrækkelige.

3. PRØVETAGNINGSTEKNIK

Det tekniske hovedproblem ved de fleste jordprøvetagninger er at undgå krydskontaminering dvs. overførsel af forurening fra et niveau til et andet, som ved en senere analyse kan fremstå som forurennet uden nødvendigvis at være det. Med de stadig forbedrede analyseteknikker og dermed lavere detektionsgrænser, kan der opstå et misforhold mellem analyseteknikken og de prøvetagningsteknikker, der anvendes i felten.

Ingen jordforureningstilfælde er ens. De tekniske metoder (og strategier), der skal anvendes ved en atmosfærisk deposition af tungmetaller i overjorden, et oliespild fra en væltet tankbil og diffuse og ukendte industriaktiviteter på en grund med deraf følgende forurening, må selvsagt være forskellige.

Økonomien vil næsten altid være styrende for, hvor mange prøver der tages til belysning af et jordkvalitetsspørgsmål. Det er derfor yderst vigtigt at der benyttes omkostningseffektive metoder (som ikke nødvendigvis er de samme fra sag til sag). Derved sikres det, at der kan tages et stort antal prøver. Derved er muligheden for brug af en statistisk metode i vurderingen tilstede og dermed et mere sikkert beslutningsgrundlag (se kapitel 2).

Dette kapitel beskriver de prøvetagningsteknikker, der umiddelbart er til rådighed. Der fokuseres især på prøvetagning af jord i oprindelig lagfølge (afsnit 3.2). Prøvetagning af andet materiale (opgravet jord, fast affald, flydende ikke vandigt affald m.m.) behandles i afsnit 3.3. Indledningsvist beskrives de kriterier, der bør overvejes ved valg af prøvetagningsteknik. Derefter behandles de konkrete bore- og prøvetagningsteknikker, der kan anvendes til jord, akvifermaterialer og andet fast materiale. Endelig omtales forhold omkring borehygiejne og arbejdsmiljøforhold. Til sidst summeres de vigtigste anbefalinger, der er givet i kapitlet.

3.1 KRITERIER FOR VALG AF PRØVETAGNINGSTEKNIK

I dette afsnit beskrives de vigtigste kriterier der ligger til grund for valg af prøvetagningsteknik.

3.1.1. Jordtyper

Denne rapport omhandler prøvetagning af alle ikke vandige materialer, man kan møde i jord- og grundvandsforureningssager. Det materiale, der skal prøvetages, kan derfor være yderst forskelligartet. Det kan være sand, grus, silt, ler, organiske aflejringer, tørv og gytje. Ofte finder man flydende, ikke-vandigt affald i tromler eller tanke, hvor egentligt vandprøvetagningsudstyr ikke kan benyttes. Prøvetagning af sådanne specielle prøvematrixer er behandlet i afsnit 3.3, hvor også prøvetagning af fast affald og opgravet jord er behandlet.

Da forskellige jordlag kræver forskellige teknikker, er det ofte nødvendig at bruge forskellige teknikker i kombination. Det er derfor en fordel, hvis der foreligger et vist kendskab til lagfølgen på prøvetagningslokaliteten før at der tages prøver til avancerede analyser.

Speciel opmærksomhed skal henledes på skift i lagfølgen (f.eks. fra sand til ler eller gytje). Netop i sådanne grænselag kan der ske akkumulation af forurening, der er sivet ned ovenfra.

3.1.2. Prøver under grundvandsspejl

De fleste jordprøver tages fra den umættede zone. I den mættede zone, grundvandszonen, kan der laves boringer, hvor det er muligt at tage vandprøver, hvor analyser af disse kan give et mål for forureningstilstanden. Da nogle teknikker er uegnede til jordprøvetagning under grundvandsspejlet (se afsnit 3.2), er det vigtigt at vide fra starten, om der evt. skal tages jordprøver under grundvandsspejlet. Under sådanne forhold kan det nemlig være nødvendig at benytte specialprøvetagere, for at få prøver af tilstrækkelig kvalitet (se afsnit 3.2.5 og appendiks 2). Optagning af jordprøver under grundvandsspejlet kunne f.eks. være aktuelt til belysning af mængden af frit olie eller anden ikke vandblandbar væske. Her vil en væskekoncentration, nemlig ikke beskrive totalconcentrationen i grundvandszonen.

3.1.3. Forureningstype.

Hvilke typer af forurening man kommer ud for i en given sag, er meget bestemmende for hvilke prøvetagningsteknikker der bør anvendes, samt hvorledes prøven bør behandles efter prøvetagningen (se kapitel 4). Nogle forureningstyper kan have så lave detektionsgrænser/acceptkriterier at borehygiejnen bliver meget central (se afsnit 3.4). Et af de vigtigste spørgsmål er om der skal

analyseres for flygtige organiske stoffer. For disse stoffer er der stor risiko for fordampningstab under prøvetagningen. Dette behandles indgående i kapitel 4.

3.1.4. Prøvetagningsdybde

Ved mange forureningssager haves der ofte fra starten et dårligt kendskab til typen af forurening og især til hvor i lagfølgen, forurening findes. Hvor langt ned i lagfølgen man ønsker undersøgelsen skal strække sig, må afhænge af formålet med undersøgelsen (er det f.eks indeklimaproblemer i kommende byggeri eller grundvandet man bekymrer sig om) og forkundskabet (historikken). Håndmetoder (se afsnit 3.3) er især anvendelige til en dybde på typisk 3-4 meter. Skal der tages mange prøver, bliver prøvetagningen med håndmetoder dog upraktisk.

Fordampningstab af flygtige organiske stoffer afhænger af den tid, der går fra prøven fjernes fra dens oprindelige plads, til prøven overføres til emballage (se kap. 4). Håndteringstiden bliver større ved stor boreddybde, hvorfor fordampningstabet kan få større betydning, jo dybere man borer.

3.1.5 Prøveantal pr. løbende meter

Hvor mange prøver der skal tages over en given dybde afhænger af formålet med prøvetagningen (se afsnit 2.5.2, hvor forskellige prøvetyper er nævnt). Til videnskabeligt formål vil der således være et større krav til opdeling. En umiddelbar konsekvens af en større prøvelængde er at de i lagfølgen tilstedeværende maksimalkoncentrationer udjævnes. Er det grundvandsinteresser, der ønskes tilgodeset er spørgsmål som stoffernes mobilitet af interesse hvilket kunne tale for en god opdeling over dybden, specielt umiddelbart under mest forurenet niveau. Er det indeklimaproblemer er maksimalkoncentrationen måske interessant. Har man derimod fastsat en maksimal gennemsnitskoncentration som jorden må indeholde, er kravet til opdeling mindre.

Ved meget terrænnære forureninger, f.eks atmosfærisk deposition af lavmobile stoffer, (såsom tungmetaller, PAH'er m.m.), hvor forurening stadig findes i de øverste jordlag, kan en detaljeret kortlægning (f.eks. i 10 cm step) være interessant (Banin et al. 1987), idet en eventuel senere afrømning af det øverste jordlag, rent teknisk kan gøres temmelig præcist. Også i forbindelse med olieforureninger kan en detaljeret prøvetagning af residualolien i kapillarzonen være interessant. I de fleste andre tilfælde vil en mindre opdeling være tilstrækkelig (f.eks 50 cm ad

gangen), idet man ved eventuelle senere afværgetiltag (bortgravning, pumpning, in-situ-metoder), rent praktisk ikke vil kunne drage fordel af en større opløsning.

3.1.6 Kvalitetskrav

De krav, der stilles til jordprøverne har stor betydning for hvordan borearbejdet kan gennemføres. Det er klart at opstilling af specielle kvalitetskrav til borearbejdet betyder langsommere og dermed dyrere arbejde. Det er derfor helt centralt, at man ud fra problemformuleringen opstiller de krav der netop er tilstrækkelige til at opnå den nødvendige prøve kvalitet.

Er man f.eks kun interesseret i at vide om der findes olie i jorden (hvor erkendelsen i første omgang sker ved lugt- og synsindtryk) ved en given lokalitet er kravet til borehygiejne ikke så store, og boring uden borerør (også kaldet foringsrør) kunne være acceptabelt. Ønskes derimod en detaljeret kortlægning af en grund med en meget kraftig forurenede zone af begrænset vertikal udstrækning, og hvor forureningen har lave "acceptkriterier", må der stilles store krav til borehygiejnen. Her vil nemlig selv en lille overflade af materiale fra den forurenede zone til dybereliggende lag betyde at disse lag virker forurenede (krydskontaminering). I dette tilfælde bør der aldrig bores uden borerør, og brugen af rørprøvetagere (se afsnit 3.2.5) kunne komme på tale. Forhold omkring borehygiejne er iøvrigt diskuteret i afsnit 3.4.

3.1.7 Økonomi

Alle undersøgelser har en økonomisk ramme, der begrænser omfanget af jordprøvetagning. Det skal derfor endnu engang kraftig pointeres, at metodernes kosteffektivitet nøje må vurderes, og at der gøres brug af netop tilstrækkelig teknologi til at imødekomme de opstillede krav. Derfor er det yderst vigtigt at disse krav fra starten er erkendt. Da de problemgivende stoffer nødvendigvis ikke er kendt fra starten, og de relevante krav til prøvetagningsteknikken dermed ikke kan stilles, peger dette mod et faseinddelt undersøgelsesprogram (se kapitel 2). Den samlede pris for jordprøvetagningsaktiviteten må dog ses i en sammenhæng med de andre undersøgelsesaktiviteter (og følgende afværgetiltag), således at der ikke spares få procent ved at bruge teknikker, der i virkeligheden er utilstrækkelige til at give et kvalificeret svar på forureningsniveau og -fordeling i den givne sag.

Prisen for de forskellige metoder er meget forskellige (se tabel 3.1 hvor vejledende prisoverslag

er givet).

3.2 TEKNIKKER TIL PRØVETAGNING AF JORD I OPRINDELIG LAGFØLGE

Ved beskrivelse af teknikker til prøvetagning kan der skelnes mellem den boreteknik, der benyttes som "adgangsmetode" til det område, hvor jordprøven skal tages, og det værktøj hvormed prøven tages. I mange tilfælde er der sammenfald (som f.eks. ved snegleboring), men de kan også være helt forskellige (f.eks. prøvetagning med stempelprøvetager i hul, boret med sandspand). Dette kapitel er inddelt efter boremetode ("adgangsmetode"). De specialprøvetagere, der kan benyttes til prøvetagning i kombination, er kort behandlet under afsnit 3.2.5 Rørprøvetagere. En mere detaljeret beskrivelse af de forskellige typer af rørprøvetagere er givet i appendiks 2.

"Adgangsmetoderne" kan inddeles i udgravning og boring.

3.2.1 Udgravning

For rimelig terrænnære forureninger kan man benytte sig af udgravning istedet for boring. Der kan skelnes mellem manuel udgravning og maskinel udgravning.

Manuel udgravning (populært "hakke, skovl og spade"), kan kun benyttes til meget begrænset dybde (max 40-50cm), og hvor der ikke skal tages for mange prøver.

Maskinel udgravning ved brug af f.eks. rendegraver er rimelig effektiv og kan benyttes til 3-5 meters dybde. Ved de dybder skal udgravningen graves med anlæg (hældning på hullets sider), af hensyn til sammenstyrtningsfare, (se Dansk Ingeniørforening (1984)) for retningslinier) hvorved der opgraves store mængder jord, som det kan være vanskeligt at få plads til på lokaliteten. Desuden vil den oprindelig lagfølge være ødelagt efter tilbagefyldning af jorden, hvilket kan være meget uheldigt, hvis forureningsstandsene jordlag er gennemgravet. Udgravning med rendegraver har den store fordel at der kan graves profiler på lokaliteten hvorved lagfølgen og evt. forureningsudbredelsens rumlige variation kan vurderes visuelt. Rendegravning er således blevet benyttet til erkendelse af kobberudfældningshorisonter ved en træimprægneringsgrund (Lund & Fobian, 1991). Bakteriel sterilprøvetagning er også rimelig simpel fra "væggen" i udgravede render (McNabb & Mallard, 1987). Gravningen kan også

benyttes i områder med store sten og brokker (f.eks fyldmateriale), hvor traditionel boring er vanskelig. Eventuelt kan der fortsættes med boring efter at vanskelige lag er gennemgravet.

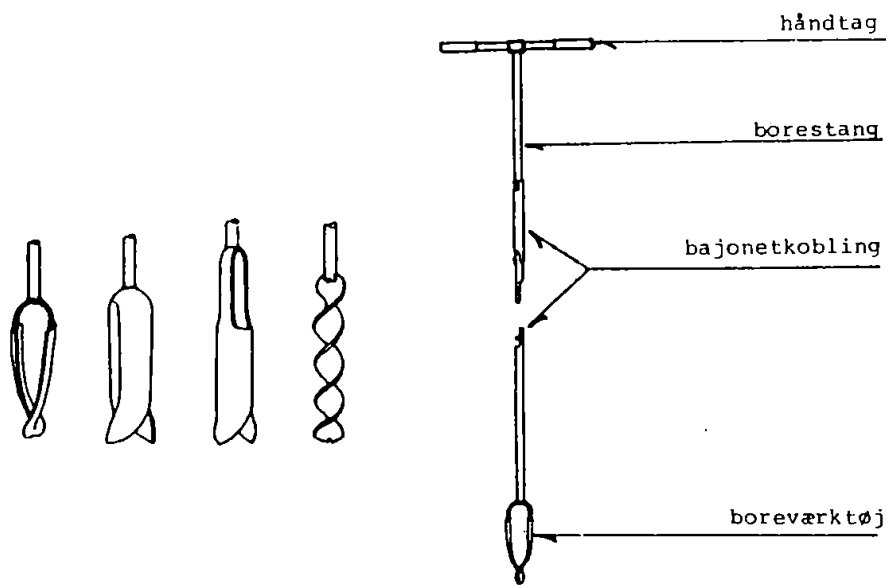
I fyldpladser og lossepladser hvor rendegravning vil have sin berettigelse (pga. materialets store heterogenitet) kan metoden blive begrænset af den maksimal mulige prøvetagningsdybde. I forbindelse med undersøgelser ved Vejen Losseplads (Kjeldsen, 1991) blev der alternativ benyttet en grabningsmetode, hvor der gravedes op til 11 meter dybe huller med et tværsnit på ca. 1 m², vha en specielt udviklet grab påsat en gravemaskine.

3.2.2 Tørboring med stang

Begrebet tørboring henfører til, at materialetransporten til terræn sker "tørt" (i boreværktøjet) i modsætning til skylleboring, hvor materialetransporten sker vha en væske- eller luftstrøm. Tørboring med stang foregår ved, at et boreværktøj anbringes på en stang, som roteres ned i jordlagene, hvorved værktøjet fyldes med materialet. Boreværktøjet skal tømmes jævnlige (hvorved en jordprøve kan opnås), for at fungere tilfredsstillende. Tørboring med stang kan udføres med eller uden samtidig brug af borerør. Ved boring med borerør føres et cylinderformet rør løbende med ned til et niveau lige over hvor boreværktøjet arbejder. Borerør kaldes også for foringsrør. Rotationen og optrækningen af stænger/boreværktøjet kan ske manuelt (håndboring) eller maskinelt.

Ved boring uden borerør, hvor nedfald af jord fra terræn eller fra hullets sider under optrækning og nedfiring er uundgåelig, er der stor risiko for krydskontaminering af prøverne. Tørboring med stang kan kun i meget begrænset omfang benyttes til boring under grundvandsspejlet i friktionsjorde (sand/grus).

Ved boring med borerør må borehovedernes ydre diameter være tilpasset borerørets indre diameter, således at der inden i borerøret ikke bliver efterladt en skal af jord, som efterhånden falder eller skræbes ned, med forurening af den intakte jord i boringens bund til følge, Hvam (1990). Boring med borerør er, naturligt nok mere tidsrøvende end boring uden borerør, hvilket betyder en højere pris.



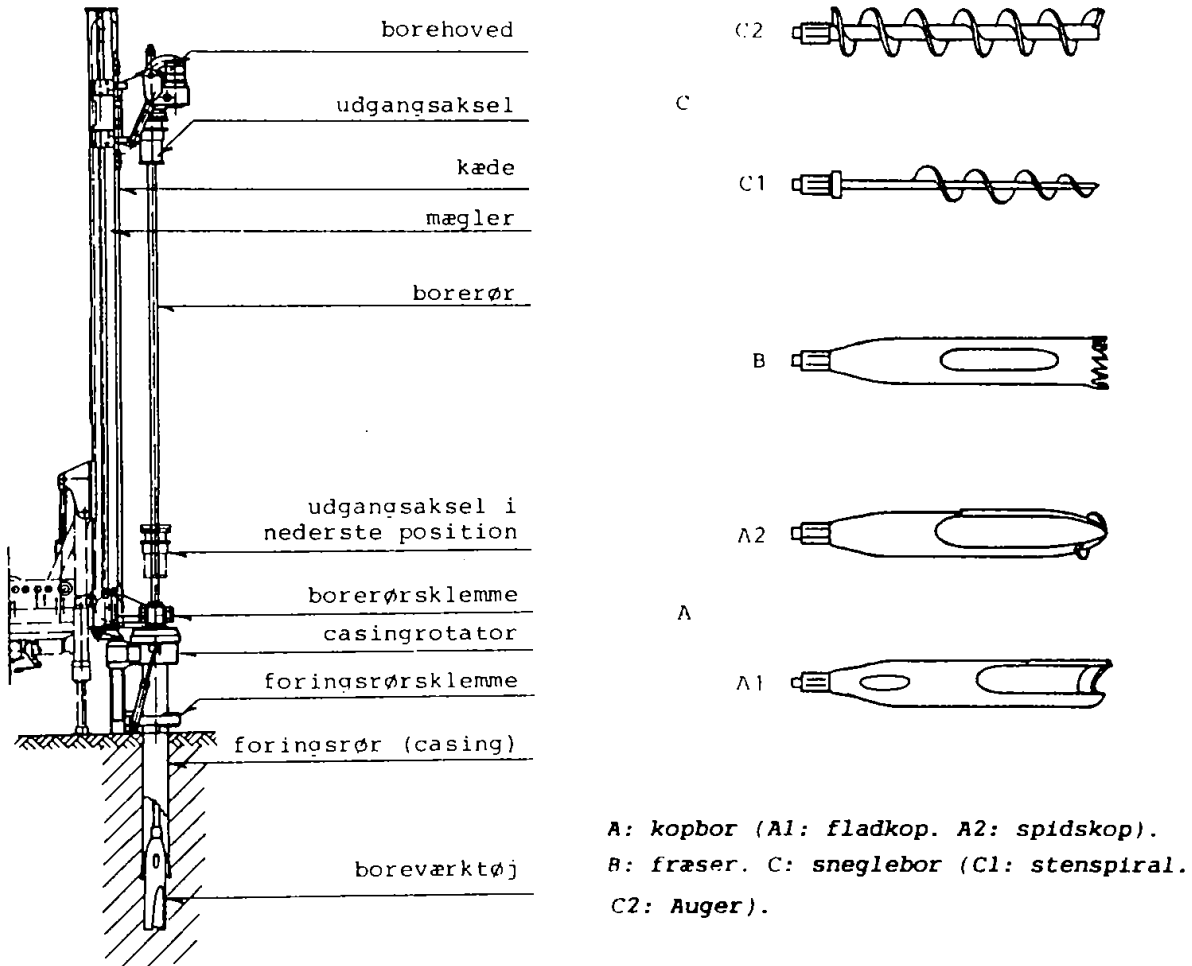
Figur 3.1 Eksempel på håndboreudstyr (Hvam, 1990).

Håndboring

Udstyr til håndboring består typisk af et håndtag, forlængerstænger (typisk af én meters længde) og diverse borehoveder. De enkelte dele samles typisk med hurtige samlingssystemer. Figur 3.1 viser eksempel på et sådant håndboresystem inkl. diverse borehoveder. (Hvam 1990). Det viste system er fra det hollandske firma Eijkelkamp, der har et større program inden for diverse håndboreudstyr. De benyttede borehoveder har diametre på 7-10 cm, og kan bore i alle ikke-hærdnede jorde over grundvandsspejlet. Der bores med små intervaller ad gangen, typisk 10-20 cm. Der bores typisk (i den umættede zone) uden brug af borerør. Håndboring kan dog godt benyttes med borerør, som findes på markedet i sammenskruelige 1-meter stykker af PVC-materiale, som kan skubbes ned/trækkes op med påskruelige vingehåndtag. Håndboring kan maksimalt benyttes til dybder op til 3-4 meter, for større dybder bliver det upraktisk.

Maskinel boring

Maskinel tørboring med stang udføres vha en rotationsborerig, hvor der findes typer til boring med og uden borerør. Figur 3.2 viser en rotationsborerig til boring med borerør, Hvam (1990). Figuren viser også nogle af de borehoveder der benyttes, nemlig sneglebor ("auger"), kopbor, og fræser, som anvendes til boring i faste og/eller cementerede jordarter samt til gennemboring af større sten. De udvendige dimensioner er 90-200 mm, og typiske længder er 1 meter.



Figur 3.2 Eksempel på (a) rotationsborerig til tørboring med borerør og (b) benyttet boreværktøj (Hvam, 1990).

Snegleboret kan dog have meget forskellige længder og eventuelt være til at sætte sammen til større længder ("flight auger").

Prøvetagning

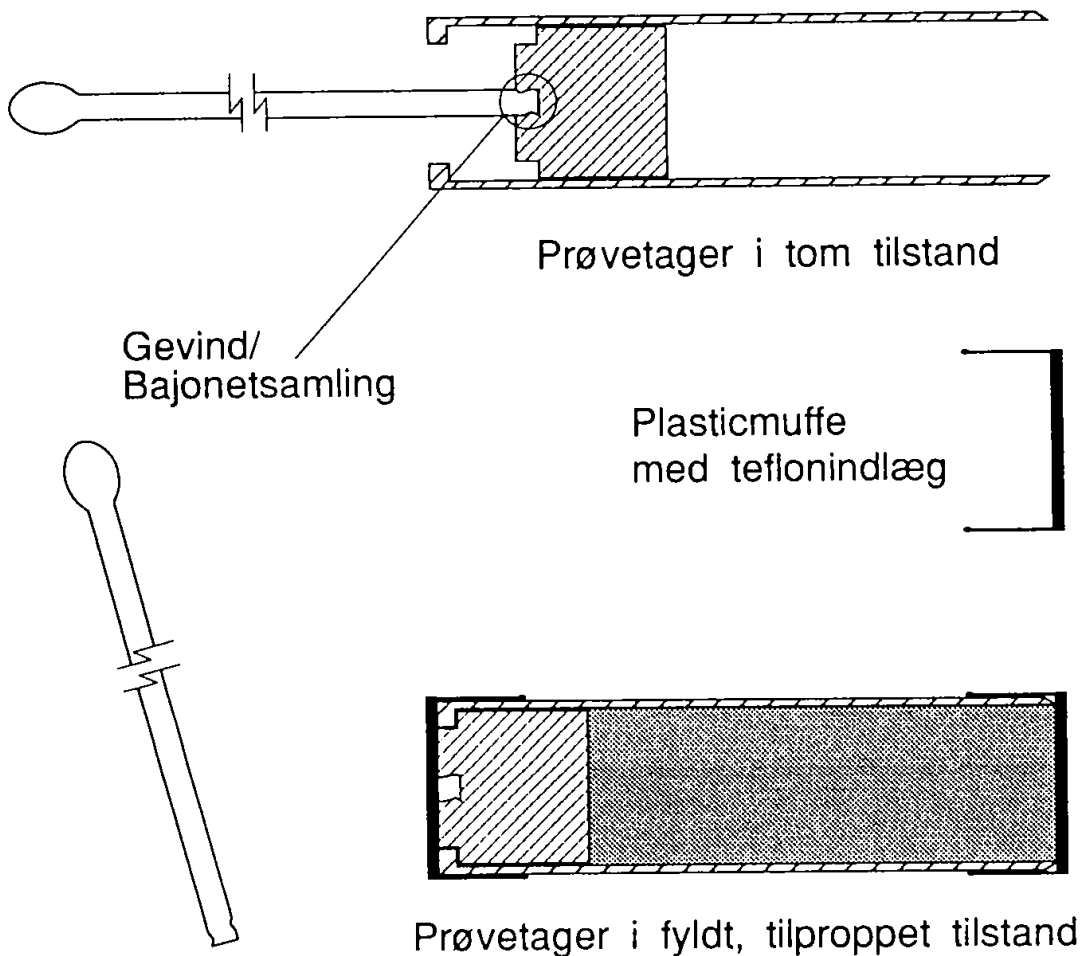
Under fyldning af boreværktøjet (kopbor og snegl) med jord sker der en afskrælning af jorden i bunden af boringen og derfor en vis omrøring, Glensvig (1974). Grundet denne opblanding bør boreværktøjet optimalt tømmes for hver halve meter. I en større lagserie taget ad én gang

med et sneglebor kan de oprindelige laggrænser normalt anes, men det er vanskeligt at bedømme betydningen af friktionskræfterne mellem jorden og sneglevindinger/stang for hvor stor opblanding, der vil ske under fyldning af sneglen. Hvis der derfor, fra kopbor eller sneglebor tages flere punktprøver fra samme tømning af boret, bør man være meget forsigtig med tolkningen, da en vis grad af krydskontaminering kan have fundet sted. Dette gælder specielt i de løse jordarter som sand og grus.

Jordprøvetagning til kemisk analyse følger i mange tilfælde de tommelfingerregler, der er sat op til geologisk jordprøvetagning. Her tages ofte en prøve pr. halve meter, eller hvis der er flere forskellige lag inden for en halv meter, én prøve af hver lag. Prøverne vil således blive taget i halv meters skridt, hvor den mellemliggende jord ikke vil prøvetages. For jordprøver taget til kemisk analyse, virker det dog mere rimeligt at tage prøver, der repræsenterer et interval (f.eks. af en halv meters længde) også kaldet en søjleprøve (se afsnit 2.5.2). Dette indebærer, at der skal tages en række delprøver fordelt over det interval, der ønskes prøvetaget. Delprøvetagningen kan med fordel tages direkte fra værktøjet, før det tømmes. Før delprøvetagning skræbes ydersiden af jorden i værktøjet af med en ren kniv. Erkendes helt forskellige geologiske lag i sneglen, bør delprøvetagning ske fra hver lag. Der tages ikke materiale fra jorden helt øverst i værktøjet, da dette kan være nedfalden jord ovenfra. Sådanne søjleprøver, sammensat af flere delprøver, vil være lidt mere tidskrævende at udtage. Den længere prøvetagningstid gør at den foreslåede metode ikke er anbefalelsesværdig ved prøvetagning til analyse for flygtige stoffer (grundet forøget fordampningstab). Sådanne prøver bør tages som punktprøver (se også kapitel 4), og bør udtages hurtigst muligt efter, at boreværktøjet er bragt op.

Delprøverne (til søjleprøve) eller punktprøver tages i midten af "prøvelegemet", evt. vha en miniature stempelprøvetager (se figur 3.3). Fordelen ved at bruge sådan en miniature rørprøvetager vil være:

- flere delprøver kan på nem og hurtig måde udtages over hele den i det opborede materiale repræsenterer lagfølge (typisk 3-6 delprøver afhængig af hvor inhomogen jordlagene virker).
- prøver kan i felten eller på laboratoriet overføres til prøve- eller ekstraktionsglas på en nem måde. Man kan lettere undgå at jord sætter sig på kanten af glasset.



Figur 3.3 Eksempel på miniature rørprøvetager.

- fordampningstabt minimeres, idet prøven eksponeres minimalt til atmosfæren.

Prøvetageren kan f.eks laves i rustfrit stål med aftagelig stempelstang med en diameter på 20-40 mm (indre) og en prøvelængde på 40-50 mm. Dette giver en prøve på 12-60 cm³ svarende til typisk 25-100 g jord. Den aftagelige stempelstang gør at cylinderen kan tilkapsles (f.eks med plasticapsler med teflonindlæg) for transport til laboratoriet for at minimere fordampningstab af flygtige stoffer. Den videre forbehandling i laboratoriet af sådanne rørprøver er diskuteret i afsnit 4.3.6.

Hvor der ikke stilles specielle krav til hvilket materiale prøvetageren er lavet af, kunne eventuelt

benyttes store engangsprøjter, hvor toppen skæres af.

Hvis delprøverne af tekniske årsager ikke kan tages direkte fra værktøjet kan borets indhold tømmes ud på et underlag der kan rengøres mellem hver tømning. Med en ren kniv/mureske tages 3-6 små delprøver (afhænges af hvor homogen materialet virker) tilfældig valgte steder, som overføres øjeblikkeligt til emballagen. Ligger jorden i sammenhængende klumper graves delprøvene ud fra klumpernes midte. Her kunne miniature prøvetageren også benyttes. Denne metode vil dog betyde at et eventuelt fordampningstab vil være større end hvis prøverne tages direkte fra boreværktøjet.

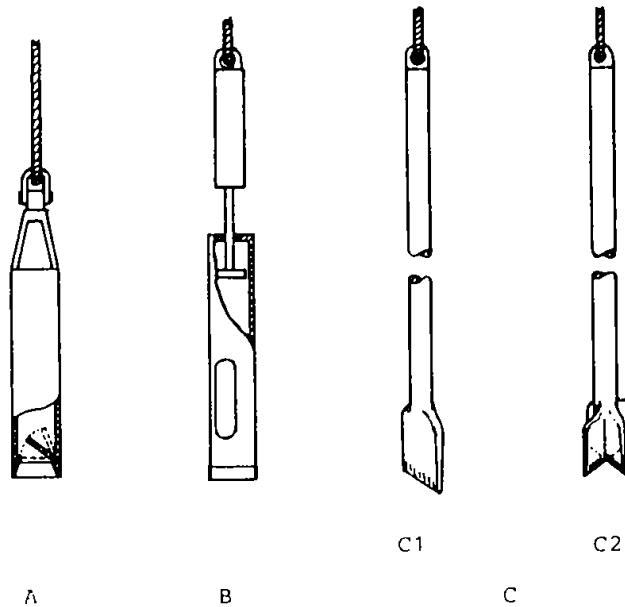
Ofte vil man i konkrete tilfælde udtage flere prøver fra samme boreddybde, hvis optimale håndteringsmetoder til de forskellige ønskede analyser ikke er sammenfaldende. Eksempelvis ønskes i prøver til PID-måling f.eks en stor afdampning, da det er denne man måler på. Sådanne prøver kan selvfølgelig ikke benyttes til GC-analyse på laboratoriet. Tilsvarende kan det være fordelagtigt at udtage ét sæt jordprøver til geologisk karakterisering. Desuden kan det også komme på tale, at udtage dobbeltprøver, som begge analyseres for at vurdere den almindelige variabilitet.

Boreværktøjet bør renses omhyggeligt inden det fyldes med nyt materiale. Hvilken renseprocedure der bør anvendes afhænger af den ønskede kvalitet af prøverne (se afsnit 3.4).

Den beskrevne prøvetagningsprocedure søger at opnå repræsentative prøver (ved at udtage et antal delprøver) fra det pågældende niveau og minimere kontakten til atmosfæren (ved at tage delprøver i midten af "prøvelegemet"). En evt. afdampning af flygtige stoffer under transporten op gennem boringen og under prøvetagningsproceduren er uundgåeligt. Størrelsen af et sådant tab er ukendt, men kan antageligt være betragteligt (se iøvrigt afsnit 4.1.1).

3.2.3 Slagboring

Ved slagboring håndteres boreværktøjerne ved hjælp af en wire. Selve nedboringen/fyldningen af boreværktøjerne sker ved korte løft i wiren efterfulgt af et tilsvarende kort frit fald. Denne bevægelse (pumpebevægelse) frembringes f.eks ved hjælp af et såkaldt slagværk.



A: Ventilbor (sandspand). B: Rammekernerør (lersnapper). C: Mejsel.
(C1: Fladmejsel. C2: Krydsmejsel)

Figur 3.4 Eksempel på benyttet slagboreværktøj, (Hvam, 1990).

De almindeligste værktøjer anvendt ved slagboring kan inddeles i tre hovedtyper (se figur 3.4):

- Ventilbor (også benævnt pumpe eller sandspand)
- Rammekernerør ("lersnapper")
- Mejsel

Ventilboret er et rør forsynet med en ventilklap. Ventilboret benyttes primært til opboring af sand og grus under grundvandsspejlet. Ved den før omtalte pumpebevægelse fyldes ventilboret med materiale. Når røret er næsten fyldt med materiale, trækkes det op og tømmes. Borearbejdet foregår med samtidig nedførelse af borerør. Det kan være nødvendigt at tilsætte fremmed vand for at undgå opskydning af sand i borerøret når sandspanden trækkes op. Ved tilsætning af større mængder vand, kan sandspanden også benyttes til gennemboring af umættet

sand og grus. Tilsætning af fremmed vand samt den kraftige opslemning af materialet i sandspanden kan betyde en udvaskning af forurening, samt tab af finere fraktioner (ler og silt) under tømningen. Da forurenede stoffer ofte er knyttet til de finere fraktioner, er jordprøver taget med sandspand normalt uegnede til kemiske analyser.

Egentlige prøver til kemisk analyse fra sand og grus under grundvandsspejlet kan således ikke tages vha slagboretækning (og ej heller vha tørboring med stang), og bør tages (evt. under brug af slagboring som "adgangsmetode") vha rørprøvetagere (se afsnit 3.2.5 og appendiks 2). Det bør altid overvejes om vandprøver ikke er mere relevante.

Boring med sandspand i kombination med diverse mejsler (se figur 3.4) kan benyttes til boring i cementerede jordlag (kalk, kridt) og endda i grundfjeld. De derved optagne skærver vil kunne prøvetages med henblik på en undersøgelse af indhold af forurening som kan være diffunderet ind i små porer i materialet.

Rammekernerøret ("lersnapper - se figur 3.4) anvendes især i kohæsionsjord, hvori det nedrammes ved hjælp af et faldlod. Rørets indhold udpresses efter at røret er trykket op. Den indeholdte jord vil repræsentere det gennemborede lag, og en prøve vil kunne tages efter bortskrabning af det yderste 1-2 cm tykke lag som beskrevet under afsnit 3.2.2.

3.2.4 Andre boremetoder

De forannævnte boremetoder udgør de mest almindelige boremetoder til brug ved jordprøvetagning. Udover disse findes der andre i denne sammenhæng mere specielle boremetoder. De vigtigste er:

- Skylleboremetoder
- Tryklufthøringsmetoder
- Boring med hul snegl
- Kerneboring
- Rammeboring

De nævnte metoder kan ikke anbefales til almindelig jordprøvetagning, enten fordi prøverne er for sammenrodede og kemiske påvirkede eller fordi prøverne bliver for kostbare (tilfældet for

kerneboring). Rammeboringsteknik giver i sig selv ingen jordprøver, idet der gennemborede lag bliver fortrængt/omlejret. Metoden har dog været anvendt som adgangsmetode (se appendiks 2 og Starr, 1988). Også boring med hul snegl har været anvendt som adgangsmetode for rørprøvetager under grundvandsspejlet (Zapico et al., 1987).

3.2.5 Rørprøvetagere

De såkaldte rørprøvetagere er primært udviklet inden for geoteknikken ud fra ønske om (fysisk set) uforstyrrede jordprøver. Metoderne er dog flere steder i litteraturen set overført til miljøformål, (Loxham, 1986, McNabb & Mallard, 1984, Hipp & Graff, 1989, Brown 1986, Hatayama 1986, og Jackson et al., 1989) især i forbindelse med følgende forhold:

- Flygtige organiske stoffer og redox ustabile komponenter, hvor enhver eksponering til atmosfæren er uønsket.
- Opnåelse af niveaubestemte prøver i tilfælde hvor mikroforhold (< 20 cm) kunne være interessante.
- Mikrobiel jordprøvetagning under sterile forhold, hvor enhver kontaminering fra andre lag er uønsket.

Princippet i rørprøvetagning er, at der i en given dybde i én boring nedpresses et cylinderformet prøverør, der herved fyldes med sediment, hvorefter rørprøven trækkes op. Ved brug af løse prøverør, kan prøven transporteres lukket til laboratoriet. Prøven kan alternativt ekstruderes ud af prøverøret, eller prøverøret kan slidses op. Rørprøvetagere kan kun benyttes i ikke-hærdnede aflejringer. De forskellige typer af rørprøvetagere kan inddeles i tre typer:

- åbne tyndvægsprøvetagere
- kugleventilprøvetagere
- stempelprøvetagere

De forskellige typer og deres fordele og ulemper er nærmere beskrevet i appendiks 2.

I tabel 3.1 gives en oversigt over de anvendelige boremetoder og prøvetagningsudstyr. I tabellen gives overslag over borediameter, boreddybder, egnethed mht. jordtyper, prøve kvalitet samt økonomi.

3.2.6 Afslutning af borearbejdet

Efter at de ønskede jordprøver er taget, skal boreudstyret trækkes op igen. I mange tilfælde, kan man have gennemboret vandstandsende lag, og en simpel optrækning af boreværktøj og borerør kunne give anledning til dannelse af en vandledende kanal gennem det ellers vandstandsende lag. Dette kunne lede til uheldig spredning af forurening fra oven, og ned i et område der måske førhen var uforurenet. Afsluttes borehullet med etablering af et filter til grundvandsprøvetagning skal man sørge for en afpropning i det pågældende niveau, (se f.eks. Kjeldsen et al. (1989)). I det tilfælde hvor der ikke ønskes etableret permanente installationer er det dog lige så vigtigt at sådanne mulige kortslutningsveje lukkes forsvarligt. Det vil i mange tilfælde ikke være nok at tilbagefylde med opboret materiale, en prop af bentonit eller lignende er nødvendig.

3.3 TEKNIKKER TIL PRØVETAGNING AF ANDET MATERIALE

Udover jord i oprindelig lagfølge omhandler denne rapport ligeledes prøvetagning af opgravet jord i bunker, flydende, ikke-vandigt affald og fast affald fra fyld- og lossepladser.

3.3.1 Opgravet og rensed jord

Jord henlagt i bunker, som enten er opgravet fra forurenet areal og venter på videre håndtering eller har været igennem en renseproces, prøvetages nemmest med hånddudstyr. Hånddudstyret kan være jordspyd, kopbor, sneglebor m.m. Hvis jorden ligger i store bunker og der ønskes prøver fra bunkens midte, kan man med fordel anvende en håndholdt benzindreven snegleboremaskine. Den videre behandling af prøverne skal følge de samme retningslinier som beskrevet for jord i oprindelig lagfølge. Valg af prøvetagningsstrategi (prøveantal og -placeringer) er nøjere beskrevet i afsnit 2.8.

3.3.2 Flydende, ikke-vandigt affald

I jordforureningsundersøgelser og lossepladsudgravninger kan man ofte støde på halv- eller helfylde tromler og tanke. Indholdet i sådanne beholdere er ofte mere eller mindre flydende, ikke-vandigt affald, og kan tilmed være lagdelt. Det er derfor vigtigt at udtage en prøve, der repræsenterer hele tromlen eller tankens indhold. Dette gøres bedst ved brug af en relativ stiv slange eller rør som er åbent i begge ender. Slangen eller røret stikkes (med den øverste ende

Tabel 3.1 Oversigt over bore- og prøvetagningsmetoder.

Boremethode	Bore- og prøvetagningsværktøj	Sædvanlig diameter (mm)	Praktisk maksimal boreddybde (m)	Jordtyper uegnet/ mindre egnet	Prøvekvalitet ¹⁾	Økonomi ⁸⁾ prisindeks/m
Gravning	Manuel Rendegravegrab Specialgrab	- - 800	0,5 5 11	alle aflejringer over GVSP	4 4 4	- - -
Håndboring ⁹⁾ u. borerør	Kop og snegl	70-100	3-5	Sand og grus u. GVSP fast ler, hærdnet kalk, fjeld.	4 ²⁾	3-4
Boring m. ⁹⁾ snegl u. borerør (flight auger)	Snegl	100-150	50-75	Sand og grus u. GVSP fast ler, hærdnet kalk, fjeld.	2 ⁵⁾²⁾	2-4
Boring m. hul snegl	Hul snegl	150-250	50-75	Fast ler, hærdnet kalk, fjeld	2 ²⁾	5-8
Tør rotations- ⁹⁾ boring u. borerør	Kombination af kop, snegl og sandspand	100-250	50-100	Sand og grus u. GVSP, hærdnet kalk, fjeld	4 ²⁾ , 3 ³⁾	2-4 (små diameter) 6-8 (store diameter)
Tør rotationsboring m. borerør	Kombination af kop, snegl og sandspand	100-300	50-100	Hærdnet kalk, fjeld	5 ²⁾ , 3 ³⁾	4-6 (små diameter) 15-18 (store diameter)
Slagboring m. borerør	Sandspand, mejsler	150-400	100-150	Sand, grus, kalk og fjeld o. GVSP, ler	3 ⁴⁾	6-8 (små diameter) 15-18 (store diameter)
Skylleboring		150-500	600-800	Groft grus og stærkt sprækker kalk og fjeld	1 ⁴⁾	4-6 (små diameter) 11-13 (store diameter)
Kerneboring		50-150	600-800	Løst sand og grus, blødt ler og kalk	6	5-15
			Sædvanlig længde (mm)			Økonomi i prisindeks/stk.
Diverse	Rørprøvetager, tyndvægget, kugleventil	45	150	Grus, sand u. GVSP ⁷⁾ , hærdnet kalk, fjeld	6	2-6
Diverse	Rørprøvetager, tyndvægget, stempel	70	500-1250	Grus, sand u. GVSP ⁷⁾ , hærdnet kalk, fjeld	6	8-14
Diverse	Specialprøvetager m.	100	1000	Grus, fast ler, hærdnet kalk, fjeld	6	6-10

1) Prøvekvalitet:

1. Prøven kraftig omrørt og udvasket for fine partikler. Meget usikker prøvetagningsdybde. Stor del af flygtige stoffer tabt gået.
2. Prøven er kraftig omrørt. Risiko for indblanding fra ovenliggende lag. Meget usikker prøvetagningsdybde. Stor del af flygtige stoffer tabt gået.
3. Prøven omrørt og udvasket for fine partikler. Noget usikker prøvetagningsdybde. Stor del af flygtige stoffer tabt gået.
4. Prøven omrørt. Risiko for indblanding fra ovenliggende lag. Indhold af flygtige stoffer påvirket.
5. Prøven omrørt. Kornfordeling intakt. Indhold af flygtige stoffer påvirket.
6. Prøven intakt m.h.t. kornfordeling og laggrænser. Indhold af flygtige stoffer kun svagt påvirket.

2) Prøvekvalitet kan forbedres ved at anvende rørprøvetager

3) Prøvekvalitet gælder for prøve udtaget fra sandspand

4) Prøvekvalitet kan forbedres ved at anvende wire-line - rørprøvetager

5) Prøvekvalitet kan forbedres ved at trække sneglen op med jævne mellemrum

6) Over grundvandsspejl skal store mængder vand tilsættes, hvis metoden skal fungere

7) Kan anvendes til sand med et vist indhold af silt eller ler

8) I de relative priser er ikke medregnet specialprøver med rørprøvetager og lign. Prisindeks i 1991 svarer nogenlunde til 100 kroner.

9) På grund af risikoen for krydskontaminering mellem forskellige reservoarer bør borerør, hvor der ikke anvendes borerør ikke anvendes til efterfølgende filtersætning i vandførende det øverste grundvandsreservoarer. Borerør, hvor der ikke anvendes borerør kan iøvrigt ikke anvendes til efterfølgende filtersætning i vandførende sand og grus.

åben) langsomt helt ned til bunden. Herefter lukkes den øverste ende helt tæt, og slangen/røret trækkes langsomt op med hele dets indhold, (Keith,1990). Hele indholdet overføres hurtigt til prøveemballage ved at genåbne den øverste ende.

3.3.3 Fast affald i fyld- eller losseplads

Affald i fyld- eller losseplads prøvetages bedst ved gravning eller grabning (se 3.2.1), men kan også prøvetages med sneglebor (se 3.2.2). Sådan affald er ofte en meget inhomogen, "storkornet" masse, hvor det oftest er meget vanskeligt at opnå en prøve, der repræsenterer hele fyldlegemet. Men er derfor nødsaget til, efter en visuel bedømmelse, at prøvetage delelementer i fyldet, der synes interessante.

3.4 BOREHYGIEJNE

De større og større krav til sande værdier ved analyse af diverse stoffer stiller store krav til borearbejdet. Dette gælder specielt ved jordprøvetagning, idet der ikke her er de samme muligheder for "retablering" af prøven som der er ved grundvandsprøvetagning (i form af ren- og forpumpning). Ved jordprøvetagning tages prøven én gang for alle. Det er derfor vigtigt, at man er ekstrem omhyggelig med at udgå kontaminering af prøver fra smøremidler, hydraulikolie og brændstof. Larsen (1989) nævner, at en total deklareringsarbejde, når der observeres uventede stoffer ved den senere analyse. I appendiks 3 er vist eksempler på kromatogrammer for smøremidler. Der kunne således i rapporteringskemaet, der bør medfølge prøven, indgå en liste over alle de stoffer der benyttes ved borearbejdet.

Benyttede borerør, boreværktøjer og andre ting der kommer i kontakt med jorden skal være helt rengjorte før arbejdet starter. Der må således ikke sidde gammelt indtørret jord, rustflager osv. på materialet.

Krydskontaminering, dvs. utilsigtet overførsel af forurening fra et niveau til et andet, er et andet stort problem, der stiller store krav til boremandskabet. Det kan derfor blive nødvendigt med en grundig rensning af boreværktøj efter hver tømning, evt. ved brug af højtryksspuler. Hvorvidt en sådan omstændig rensning er nødvendig må afhænge af hvad prøverne skal bruges til, idet man i en del tilfælde godt vil acceptere en vis grad af krydskontaminering (se også afsnit 3.1.6).

Da den løbende rensning af boreværktøj har stor indflydelse på tidsforbruget og dermed pris - bør man fra starten specificere hvilken grad af rengøring, der ønskes i det konkrete tilfælde. Følgende specificationsklasser kunne eventuelt benyttes (Jørgensen, 1991):

- 1: Grundig tør afrensning mellem hver boring, hvor der er truffet forurening.
- 2: Grundig tør afrensning mellem hver prøvetagning, hvor der er truffet forurening.
- 3: Grundig tør afrensning mellem hver boring
- 4: Grundig tør afrensning mellem hver prøvetagning
- 5: Som 4 samt grundig spuling mellem hver boring, hvor der er truffet kraftig forurening.
- 6: Som 4 samt grundig spuling mellem hver prøvetagning, hvor der er truffet kraftig forurening.
- 7: Grundig spuling mellem hver prøvetagning.

Nogen af de nævnte specificationsklasser er kun aktuelle for forureningstyper, der er umiddelbart erkendtbare i felten.

Brugen af en specifikation som ovennævnte kan sikre en mere kontrolleret borehygiejne, hvor mulige risici for krydskontaminering er kendt på forhånd.

3.5 ARBEJDSIKKERHED

Ved arbejde med jordprøvetagning på forurenede arealer er det vigtigt at være opmærksom på de sundhedsmæssige risici, der kan være forbundet med arbejdet.

De forureningstyper, der sædvanligvis træffes på forurenede grunde, kan groft opdeles i fire grupper:

- tungmetaller
- olieprodukter
- tjære- og tjæreprodukter
- opløsningsmidler, pesticider, medicinalprodukter

De oftest optrædende arbejdsmiljørisici ved bore- og feltarbejde i forurenede jord er derfor:

- støvdannelse fra tungmetalloforurenede jord,
- indånding af organiske dampe fra olieprodukter, opløsningsmidler o.l.
- problematiske enkeltforbindelser (f. eks. kræftfremkaldende stoffer i tjære).

Derudover varierer de arbejdsmiljømæssige risici betydeligt og skal vurderes i det konkrete tilfælde.

For at sikre mod arbejdsmiljø risici skal man ved ethvert arbejde på forurenede arealer være forberedt og derfor medbringe et vist beredskab i form af personlige værnemidler.

Et sådan beredskab kan omfatte:

- engangsovertræksdragt,
- PVC forklæde,
- PVC armbeskyttere,
- engangshandsker eller nitril gummihandsker,
- sikkerhedsbriller eller ansigtsskærm til hjelm,
- filtrerende åndedrætsværn mod P2- og A2-filtre,
- sikkerhedsgummistøvler,
- øjenskyller.

Iøvrigt bør man konsultere gældende regler for arbejdsmiljø (se Arbejdstilsynet, 1990).

For at vurdere behovet for at anvende personlige værnemidler under borearbejdet og feltarbejde, skal der foretages en miljøvurdering af en person med kendskab til de forventede forureningskomponenter og dermed den sundhedsrisiko, der er forbundet hermed.

Vurderingen kan foretages på baggrund af en visuel bedømmelse, PID-måling og indikatorrørs-målinger (f.eks. Drægerrør).

3.6 ANBEFALINGER

I det følgende skal de vigtigste anbefalinger, der er givet i dette kapitel trækkes frem.

- o Vær meget omhyggelig med borehygiejnen. Benyttet boregrej skal være rent. Vær meget opmærksom på spild af smørelolie, benzin osv. Specificer hvilken rensprocedure, der ønskes fulgt under borearbejdet. Den skal stå i mål med formålet med prøvetagningen.
- o Optimalt set bør der kun tages én prøve pr. tømning af boreværktøjet (f.eks for hver halve meter). Dette gælder især i løse materialer (sand og grus), hvor risikoen for opblanding er størst.
- o Tag prøver så den repræsenterer et interval (søjleprøve), istedet for at tage en prøve præcis i en given dybde. Dette indebærer, at der for hver interval udtages 3-6 delprøver (antallet afhængig af jordens homogenitet) der emballeres sammen som én prøve suppler med punktprøver, hvis der observeres specielle ting.
- o For prøver taget til analyse for flygtige stoffer kan en samemballering af delprøver være problematisk pga. af faren for forøget fordampningstab. Prøver til analyse for flygtige stoffer bør tages som punktprøver.
- o Benyt så simpelt udstyr som opgaven og forholdene tillader. I nogle tilfælde (f.eks hvor boreddybden og det ønskede prøveantal er beskeden), er brug af håndboreudstyr eller håndholdt maskinelt udstyr af foretrække.
- o Hvis en beskrivelse af den vertikale fordeling af forurening er målet, bør der altid benyttes borerør ved stangboring. På forurenede grunde er der alt for stor risiko for krydskontaminering ved boring uden borerør.
- o Jordprøver taget med skylleboringsteknikker er ikke egnede til kemisk analyse.
- o Traditionel prøvetagningsteknik (omrørte prøver) vil ofte komme til kort ved prøvetagning til analyse for flygtige stoffer, idet der i dette tilfælde forventes et betydeligt tab under borearbejdet og prøvetagningen. Hvis en sikker vurdering af indholdet af flygtige stoffer er nødvendig, må der benyttes rørprøvetagningsteknikker.

- o Jordprøvetagning i grundvandsførende lag med henblik på kemisk analyse bør kun gennemføres i de specielle tilfælde, hvor problemet ikke alene kan belyses ved grundvandsprøvetagning.

- o Specielt konflikten mellem prøve kvalitet og økonomi vil i mange tilfælde tale for et faseindeltd undersøgelsesprogram, hvor der i første fase benyttes simple prøvetagningsteknikker (eller alternative forureningsvurderinger) til opnåelse af et overblik over forureningens art og (om nødvendigt) mere avancerede teknikker i en anden fase.

4. HÅNDTERING AF JORDPRØVER

I dette kapitel gennemgås især den praktiske håndtering af jordprøver, såvel ved udtagningen i felten og transporten som ved den efterfølgende behandling i laboratoriet. Omtale af selve analysen herunder prøveoprensningen falder uden for rapportens rammer. I kapitel 4.1 omtales først de teoretiske faktorer, der påvirker prøvens sammensætning og dermed har betydning for håndteringen.

4.1 KEMISKE ÆNDRINGER I PRØVERS SAMMENSÆTNING

Ved håndteringen af jordprøver i felten og i laboratoriet kan der forekomme ændringer i prøvens sammensætning. Disse ændringer er som hovedregel uønskede, idet det oftest er indholdet i den uforstyrrede, intakte jordprøve, der ønskes bestemt.

Den følgende gennemgang er opdelt i organiske stoffer, metaller og øvrige uorganiske forbindelser samt mikroorganismer.

4.1.1 Organiske stoffer

De organiske stoffer, som optræder ved jordforureningsundersøgelser, udgøres af et uhyre stort antal stoffer. De hyppigst forekommende stoffer og produkter er anført i tabel 4.1.

Den primære interesse i undersøgelserne har hidtil rettet sig mod nogle få stoffer og stofgrupper som olie, tjære og opløsningsmidler. Det er imidlertid væsentligt, at også andre stoffer inddrages i diskussionen af de stofændringer, der kan indtræffe i jordprøver under og efter prøvetagning.

De enkelte stoffers og produkters stabilitet er meget forskellig og afhænger af faktorer som deres flygtighed, vandopløselighed, sorption til det organiske stof i jorden samt deres nedbrydelighed (Keith, 1990). Det gælder således om at minimere de faktorer, der kan påvirke en jordprøve. Hovedinteressen ved den senere analyse er jo netop at kunne udtale sig om den "sande" koncentration, dvs. koncentrationen i den uberørte jord.

Tabel 4.1 Eksempler på stofgrupper/produkttyper, der er fundet ved forureningsundersøgelser i Danmark.

Stofgruppe/produkttype	Eksempler
Olieprodukter/ kulbrinteblandinger	motorbenzin petroleum rensebenzin terpentin gasolie dieselolie tung fyringsolie smøreolie
Tjærekomponenter	phenoler flygtige aromater (BTX) PAH (polycykliske aromatiske kulbrinter)
Chlorerede opløsningsmidler	1,1,1-trichlorethan trichlorethylen tetrachlorethylen
Andre opløsningsmidler	flygtige aromater (toluen, xylen, solvesso) alkoholer og ketoner (ethanol, acetone, MIBK) ethere (diethylether, dioxan, methyisobutylether) glycoler og glycolethere chlorbenzener
Pesticider	phenoxysyrer (2,4-D, MCPA) pentachlorphenol DDT nitrophenoler (DNOC)
Blødgørere	phtalater (DEHP, DBP) adipater
Detergenter	nonylphenolpolyethoxylater
PCB (polychlorerede biphenyler)	

Fordampning af organiske stoffer er den mest kritiske parameter. De vigtigste forhold for fordampningens størrelse er:

- Flygtigheden af det organiske stof
- Jordens sammensætning
- Prøvetagningsteknikken
- Emballagetypen
- Koncentrationen af det organiske stof
- Opbevaringstiden
- Opbevaringstemperaturen
- Antal gange emballagen åbnes

Som en tommelfingerregel bør stoffer med kogepunkter op til ca. 140°C altid betragtes som stoffer, der ved håndtering kan være udsat for fordampning.

Blandt de i tabel 4.1 nævnte stofgrupper er fordampningen en væsentlig faktor ved forureningstyper som olie/benzin, tjære (specielt flygtige aromater) og opløsningsmidler (chlorerede og flygtige aromater). For de mere vandopløselige stoffer er fordampningen ofte ringe som følge af jordens naturlige vandindhold. Vandopløselige stoffer som acetone, isopropanol og dioxan vil således ikke fordampe nævneværdigt.

Upolære organiske forbindelser, hvilket omfatter hovedparten af stofferne i tabel 4.1, sorberer overvejende til jordens organiske fraktion. De mest upolære stoffer bindes bedst, d.v.s. alkaner fastholdes bedre til jorden end aromater. Fra en jordprøve vil benzen og toluen derfor fordampe i højere grad end hexan og heptan, selv om stoffernes kogepunkter er sammenlignelige (Harmsen, 1986).

To jordtyper med varierende indhold af organisk stof vil udvise store forskelle med hensyn til at fastholde forureningskomponenter. Sandprøver har normalt et lavt indhold af organisk stof, og fordampningen fra en benzinformuret sandprøve foregår således meget hurtigt, hvilket stiller store krav til emballage og håndtering af prøven. Lerprøver har ligeledes et lavt indhold af organisk stof. På grund af lerets kompakte struktur fastholdes flygtige stoffer inde i lerklumperne, mens de let fordamper fra overfladen. Denne effekt kendes fra friske brudflader af forurenede ler, hvor lugten aftager hurtigt efter bruddet.

Samspillet mellem vandopløselighed og sorption er meget kompliceret, og det kan på forhånd være vanskeligt at forudsige, i hvilken grad et stof vil fordampe. For nogle af de upolære stoffer som f.eks. benzen, toluen og chlorerede opløsningsmidler, er vandopløseligheden så høj, at jordens vandindhold ved våde prøver kan medvirke til at nedsætte afdampningen. Sand har et lavt organisk stofindhold og samtidig et lavt vandindhold. Benzin og chlorerede opløsningsmidler vil derfor fordampe meget let fra sandprøver.

For at minimere fordampningen skal der anvendes en prøvetagningsteknik, som minimerer prøvens kontakt til atmosfæren. Rørprøver er i den forbindelse det optimale (se også kapitel 3). Brug af emballage udført i de rigtige materialer (glas, stål, teflon) er også med til at minimere fordampningstab. Dette er yderligere diskuteret i afsnit 4.3. Fordampningen fra jordprøver er også afhængig af hvor stort et luftvolumen der er omkring jordprøven. Den mindste fordampning sker fra prøver i emballage med lille headspace (Siegrist, 1989).

Hvis prøvens indhold af flygtigt stof er lille, vil en meget stor del af det samlede indhold befinde sig i luften i prøveglasset (særligt ved stor headspace). Er der derimod en væsentlig separat fase (f. eks. "ren" benzin) vil indholdet i luftfasen kun udgøre en mindre procentdel af den samlede stofmængde.

Anbringes en svagt forurenede prøve i et glas med relativt stor headspace vil tabet af stoffet være væsentligt uanset temperatur og opholdstid hvis glasset åbnes og specielt hvis delprøve udtages. For en kraftigt forurenede prøve vil der kun ske et væsentligt tab $>20\%$ ved opbevaring i længere tid, med mindre headspace er relativt stor.

Opbevaringstiden har også stor betydning for fordampningen. I appendiks 5 er beskrevet et tilsætningsforsøg med motorbenzin til jord i et syltetøjsglas. Forsøget viser, at efter opbevaring i et døgn vil komponenter som benzen, toluen og xylener i væsentlig grad være afdampet fra jorden, mens naphthalen genfindes. Dette gælder såvel ved 4°C som ved 20°C . I de omtalte forsøg er det således kun 20-30% af den tilsatte mængde benzin, der genfindes ved analysen. Forsøget kan ikke direkte overføres til fordampning ved prøvehåndtering af "ægte" forurenede jord, men det illustrerer, at flygtige stoffer undertiden kan være fordampet i betydelig grad.

I appendiks 6 er en undersøgelse til belysning af opbevaringstiden beskrevet. I undersøgelsen undersøges fordampningen fra 2 emballagetyper bl.a. afhængigt af tiden. Undersøgelsen viser, at der sker en væsentlig diffusion specielt ud af syltetøjsglas, og opbevaringstiden bør på baggrund

heraf minimeres mest muligt.

Tabet ved fordampning vil være meget afhængig af omgivelsernes temperatur, og kravene til prøvehåndteringen vil således være skærpede i sommerperioden. I appendiks 7 er der foretaget overslagsberegninger på opbevaringstemperaturens betydning. Beregningerne viser, at der kan være op til 50% forskel på, hvor stor en del af tilstedeværende flygtige forbindelser der vil være i luftfasen over en jordprøve ved henholdsvis 5°C og 20°C. Jo større del der vil være i luftfasen, jo større er diffusionen ud af emballagen.

I tabel 4.2 ses forskellen i fordelingen i luftfasen ved 5°C og 20°C for 4 typiske letflygtige forureningskomponenter. Forudsætningerne, der ligger til grund for beregningerne, fremgår af appendiks 7.

Tabel 4.2 Indholdet i luftfasen i % over et halvtfyldt syltetøjsglas med forurenede jord ved henholdsvis 5°C og 20°C.

Forureningskomponent	5°C	20°C
Benzen	32	50
Ethylbenzen	8	20
Trichlorethylen	39	60
Tetrachlorethylen	32	54

Åbning af emballagen kan medføre forøget luftudskiftning omkring prøven med større fordampning tilføje. I appendiks 7 er beskrevet et eksempel til belysning heraf. Hver gang glasset åbnes, kan der mistes op til en fjerdedel af det samlede indhold af flygtige forbindelser. Problemet vil, som beskrevet, være væsentligt større for lave stofkoncentrationer.

Foruden fordampning kan der ske ændringer i prøvens sammensætning ved en kemisk eller mikrobiologisk omdannelse.

En kemisk omdannelse i forbindelse med prøvetagningen kan ske, fordi jordprøven påvirkes af en ændret iltkoncentration. Organiske stoffer, der sædvanligvis optræder i forureningsammenhænge, angribes normalt ikke af luftens ilt, og oxidation må derfor antages at være uden betydning ved håndtering af jordprøver.

En kemisk hydrolyse af forbindelser som detergenter og phenoxysyre under prøvetagningen kan normalt udelukkes. Når hydrolyseprodukter som f.eks. chlorphenoler fra phenoxysyrer eller nonylphenoler fra nonylphenylpolyethoxylater træffes i jordprøver, kan disse påregnes at være dannet før prøvetagningen. Ligeledes vil omdannelse af polymerforbindelser til dimere eller monomere forbindelser ikke være relateret til prøvetagning.

Mikrobiologisk omdannelse kan medføre tab af organiske stoffer, idet prøvetagningen kan medføre forbedrede vækstbetingelser for de tilstedeværende mikroorganismer, f.eks. som følge af ændringer i iltindhold eller af temperatur. Blandt stoffer, der nedbrydes hurtigt kan nævnes phenol og mange vandblandbare opløsningsmidler. Der kræves ofte en adaptationsperiode før mikroorganismernes nedbrydning af organiske stoffer vil være af betydning. Det gælder derfor om at nedsætte opbevaringstiden og opbevare prøven koldt (Keith, 1990).

Tab ved adsorption til glas og materialer er undertiden kritisk for vandprøver, men vil normalt være af underordnet betydning for jordprøver, idet det almindeligvis kun er stoffer med koncentrationer i området mg/kg, der har interesse.

Tilførsel af organiske stoffer er selvfølgelig utilsigtet og bør ikke finde sted. Nogle praktiske foranstaltninger for at undgå dette er anført i afsnit 4.2.

Det kan imidlertid aldrig helt udelukkes, at dryp fra smøremidler, der anvendes til boregrej eller hydraulikolie eller smøreolie fra køretøjer kan give en kontaminering. I appendiks 3 er vist nogle gaskromatogrammer af smøremidler. Man bør derfor være opmærksom på dette problem, hvis der i en forventet "ren" prøve findes produkter af denne type.

Krydskontaminering under prøvetagning er formentlig den største risikofaktor, hvis der ikke udvises de nødvendige forholdsregler. En diskussion af borehygiejne er omtalt i afsnit 3.4.

Tilførsel af stoffer under transport og opbevaring i en lukket emballage vil næppe spille nogen større rolle i modsætning til vandprøver på grund af det højere forureningsniveau ved jordanalyser. Tilførsel af stoffer fra den anvendte emballage diskuteres i afsnit 4.3.

4.1.2 Metaller og uorganiske forbindelser

Jordprøver der udtages til analyse for metaller og andre uorganiske forbindelser, er ikke følsomme

over for påvirkninger ved prøvetagning, transport, opbevaring og neddeling i samme grad som for organiske parametre.

I jordforureningssammenhæng er det ofte tungmetaller som bly (Pb), arsen (As), zink (Zn), tin (Sn), kobber (Cu), chrom (Cr), cadmium (Cd), nikkel (Ni), cobolt (Co) og kviksølv (Hg), der ønskes analyseret for, da disse stoffer kan være særlig belastende for miljøet og kan forekomme i forbindelse med industriel aktivitet. Af andre uorganiske parametre kan nævnes cyanid (CN⁻), fosfat (PO₄³⁻) og fluorid (F⁻).

Forurening af jorden med metaller kan være vanskelig at erkende visuelt eller ved hjælp af hurtige tests som f.eks. PID-måling for flygtige organiske forbindelser. Visse metalkomplekser kan dog give misfarvninger af jorden ved kraftige koncentrationer. Jordprøver til metalanalyse udtages derfor oftest på baggrund af mistanke og kendskab til aktiviteter på området, der kan have medført metalforurening.

Forurening med metaller er ofte knyttet til de øverste jordlag, hvor f.eks. spild og atmosfærisk nedfald er sket. Mobiliteten af metaller ned gennem jordlagene er generelt lille og undersøgelser for metalforureninger vil ofte være knyttet til jordprøver fra de øverste jordlag, hvor prøvetagningen er simpel (se også afsnit 3.1).

Fordampning fra jordprøver, der ønskes analyseret for de nævnte metaller og uorganiske forbindelser, er generelt uden betydning. Dog skal der nævnes specielle forhold omkring kviksølv og cyanid.

Kviksølv i jordprøver vil primært findes som uorganiske forbindelser. Som hovedregel er kviksølv ustabil i jordmiljøet, da det kan indgå i både kemiske, biologiske og fotokemiske reaktioner. Reaktionerne kan føre til dekomponering af kviksølvforbindelserne, så kviksølv ender som elementært kviksølv, der kan fordampe eller omdannes til kviksølvulfid eller uorganiske komplekser (Adriano, 1986). Fordampningen af kviksølv kan ske, da kviksølvs damptryk er $0,2 \times 10^{-3}$ mm ved 25°C (Sax & Lewis, 1989).

Jordprøver, der analyseres for cyanidforbindelser, stammer ofte fra gasværksgrunde eller områder, hvor der kan være deponeret affald fra gasværker. Cyanid fra gasværksgrunde findes primært i jorden som jerncyanidkomplekser, der er relativt ugiftige. Når jerncyanidkomplekser udsættes for sollys, kan disse dissociere til frie cyanider (HCN (aq) og CN⁻), (Meeussen et al., 1990).

Opløsninger med frie cyanider kan under rette pH-forhold langsomt afgive cyanbrinte til luften, hvilket der bør tages hensyn til ved jordprøvetagning (lille opbevaringstid).

Ændring af redoxforholdene kan være afgørende, hvis forbindelsernes oxidationstrin ønskes bestemt - i øvrige sammenhænge kan der ses bort herfra. Da chrom i oxidationstrin VI (Cr (VI)) regnes for mere toksisk og mobilt end chrom i andre oxidationstrin, har der været interesse for at kunne undersøge i hvilken form, chrom findes i jorden.

Cr (VI) vil i miljøsammenhæng blive reduceret hurtigt, når det kommer i kontakt med organiske stoffer og andre reducerede stoffer i miljøet. Cr (VI) er et kraftigt oxidationsmiddel. Ved prøveudtagningen kan det være svært at undgå at ændre redoxforholdene. Flere analysemetoder for Cr (VI)-indhold indebærer desuden flere fejlkilder, hvor redoxforholdene kan ændres, hvorfor bestemmelse af Cr (VI) bør vurderes kritisk.

Under prøveudtagning kan der også ske kontaminering af jordprøverne ved u hensigtsmæssig prøvehåndtering. Forholdsregler vil blive gennemgået i afsnit 4.2.

4.1.3 Mikroorganismer

Udtagning af prøver til mikrobielle undersøgelser har hidtil primært fundet sted i forbindelse med forskning- og udviklingsprojekter til belysning af omsætning af forureningskomponenter i jorden. Fremover vil der dog sandsynligvis i forbindelse med forureningsundersøgelser ske en intensivering af mikrobielle undersøgelser, ikke mindst som følge af afprøvning af afværgeteknikker med mikrobiel omsætning.

I forbindelse med udtagning af jordprøver til mikrobielle formål er det vigtigt at undgå krydskontaminering, sammenblanding og forurening af prøver. Det er ligeledes af afgørende betydning at, gøre sig klart, at variationen af den mikrobielle flora i jorden er betydelig, afhængig af bl.a. jordtype, vandindhold, indhold af planterødder m.m. (Bashan & Wolowelsky, 1987).

Mikrofloraen i forurenede jorde kan enten være naturlig tilstede, eller det kan være organismer, der er tilstede som følge af forureningskomponenterne.

Kendskab til jordens mikroflora i de øvre jordlag er interessant, idet den biologiske aktivitet kan have stor indflydelse på nedrivningshastigheden og koncentrationen i et underliggende grundvands-

magasin. I grundvandsmagasinet kan det være relevant at udtage en jordprøve istedet for en grundvandsprøve, idet de relevante organismer kan sidde på jordpartikeloverfladen. (McNabb & Mallard, 1984).

Det er vigtigt, at man før prøveudtagningsmetoden og strategien fastlægges, gør rede for, hvad formålet med prøveudtagningen er. Hvis målet er at undersøge omsætningen af forureningskomponenter i en given dybde og udtager en prøve herfra og efterfølgende opbevarer prøven, under de samme betingelser som findes i jorden, er problemer med nedfald fra overliggende jordlag knap så kritiske som, hvis målet er at undersøge den vertikale udbredelse af en given (patogen) mikroorganisme.

Sammenfattende er det vigtigt at arbejde meget bevidst ved udtagning af prøver til mikrobielle undersøgelser, og hele tiden have målet med udtagningen for øje. Det er svært at udtage en repræsentativ prøve også på grund af den usikre variation i jorden, og det kan indebære vanskeligheder at få et resultat af undersøgelserne, der svarer til de faktiske forhold på det sted der ønskes undersøgt.

4.2 PRØVEBEHANDLING I FELTEN

I kapitel 3 er forskellige teknikker til jordprøvetagning beskrevet og i forbindelse hermed, er det beskrevet hvorledes jordprøven fjernes fra jorden. F.eks. med rørprøvetagere hvor jorden er indkapslet i et rør af plast eller metal eller ved opboring med en borekop, hvorfra jordprøven udtages.

Det gælder for alle dele af jordprøvetagning, at metoder og materiel skal vælges så det stemmer, med det prøven ønskes analyseret for/anvendt til. Således også hvorledes prøven skal overføres til emballage, og hvilken emballage der vælges samt transporttid og opbevaringstid.

I dette afsnit vil der være praktiske råd til hvilke parametre, der skal tages hensyn til ved jordprøvetagning afhængigt af formålet.

4.2.1 Krydskontaminering

Inhomogeniteten af jordprøver, og dermed inhomogeniteten i fordelingen af de parametre, der ønskes analyseret, kan være stor. Dermed er valg af prøvetagningssted og delprøveudtagning i laboratoriet af stor betydning for det endelige analyseresultat.

Når jordprøver udtages i felten, er det i mange tilfælde vigtigt at sikre, at jordprøven repræsenterer det udvalgte prøvetagningssted, og ikke er blevet forurenet med materiale fra overliggende lag eller andre områder (se også kapitel 3).

Følgende kan medvirke til at nedsætte risikoen for krydskontaminering.

- Prøvetagningsudstyr der kommer i berøring med prøven udskiftes eller rengøres mellem hver prøvetagning.
- Kontaktflade og kontaktid mellem jordprøve og prøvetagningsudstyr og mellem jordprøve og atmosfæren skal være mindst mulig.
- Der udtages så vidt muligt prøver fra de mindst forurenede områder først.
- Nedfald fra forurenede partikler fra overliggende lag hindres. Ved borearbejde sikres dette bedst ved at bore med foringsrør (se også kapitel 3).

4.2.2 Prøver til analyse for flygtige organiske stoffer

Som beskrevet i afsnit 4.1.1 er fordampning den vigtigste prøvepåvirkning for jordprøver, der ønskes analyseret for flygtige organiske komponenter.

Der kan som nævnt ske en væsentlig fordampning i forbindelse med prøveudtagning, opbevaring i emballagen og ved håndtering på analyselaboratoriet.

I forbindelse med fastlæggelse af prøveudtagningsproceduren kan der med fordel tages hensyn til formålet med undersøgelsen. Det er ikke i alle tilfælde nødvendigt at anvende den mest optimale prøveudtagningsprocedure. Hvis formålet f.eks. er en indledende konstatering af om der er

forurenet eller ikke er kravene til prøveudtagningsproceduren mindre end ved prøver, der udtages til vurdering af indeklimaet i nybyggeri på forurenede grunde.

I felten skal overførslen til emballage ske således, at fordampningen minimeres. Den bedste metode er at optage jordprøverne i lukkede rør fra bunden af en foret boring. (se kapitel 3). Hvis der bores med borekop eller snegl kan prøvetagningen ske med en miniatureprøvetager (se figur 3.3) fra den åbne flade i borekoppen/sneglen efter at det yderste lag er skrabt af (se også kapitel 3).

Hvis prøvetagningen fra borekoppen sker med en ske eller lignende, må det forventes at der kan ske en betydelig fordampning af flygtige forbindelser.

Valg af emballage er afhængig af målet med undersøgelsen. Det bedste emballagevalg til flygtige organiske forbindelser er skruelågsglas (f.eks redcap) med membran, hvorved det er muligt at undgå at åbne glasset for at tilføre ekstraktionsvæske og ekstraktionen kan ske i prøveglasset. Alternativt kan prøverne konserveres i felten med methanol, hvorved fordampningen minimeres. Dette anbefales dog kun i specielle tilfælde, da det medfører håndtering af brandfarlige væsker. Desuden bør methanolens renhed kontrolleres før brug. Emballagetyperne beskrives nærmere i afsnit 4.3.

Opbevaringstemperaturen har som nævnt i afsnit 4.1.1 betydning for fordampningen. Derfor bør jordprøverne også i felten opbevares koldt (2-5°C). Køletasker eller transportabelt køleskab kan medbringes. Alternativt kan prøverne køres til kølerum flere gange pr. dag.

I det hele taget køres prøverne til analyselaboratoriet så hurtigt som muligt.

Foruden prøver til laboratorieanalyse for flygtige stoffer udtages ofte prøver til PID-analyse. Opbevaring og håndtering af disse prøver adskiller sig fra førstnævnte prøver, idet PID-analysen er en headspace analyse i felten, og hvor netop fordampning er nødvendig for at få et analysetal. Disse prøver bør således opbevares ved stuetemperatur og emballagekravene er ikke så store.

4.2.3 Prøver til analyse for metaller

Prøvepåvirkning i forbindelse med udtagning af prøver til analyse for metaller og uorganiske parametre er langt mindre kritisk end for de flygtige organiske forbindelser.

Fordampning kan være af betydning for parametrene kviksølv, cyanid og ammonium. Overfor disse

bør der gøres overvejelser svarende til beskrevet i afsnit 4.2.2.

Opbevaringstid bør ifølge (OKB, 1988) ikke overskride 48 timer, for en prøve der skal analyseres for cyanid (CN⁻), chrom (VI) eller ammoniak (NH₃). For kviksølv anbefales 15 dage som maximal opbevaringstid.

Konservering i felten er ikke nødvendig eller anbefalelsesværdig for metaller og uorganiske forbindelser.

4.2.4 Prøver til analyse for mikrobiologiske parametre

Udtagning af jordprøver til mikrobielle formål i de øvre jordlag kan ske enten ved at grave ud til en ønsket dybde, og der udtage en prøve med aseptiske værktøj, eller ved at bore ned og udtage prøver med en rørprøvetager (se nærmere om disse i kap. 3 og appendiks 2).

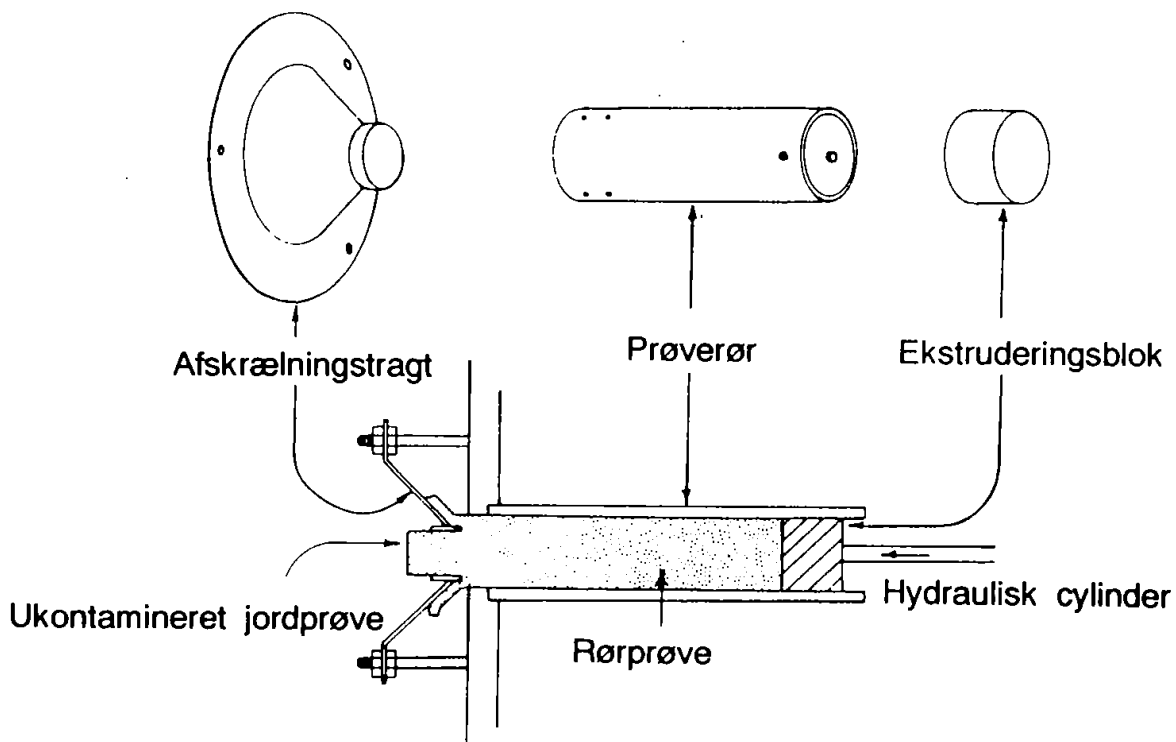
Det er vigtigt at arbejde aseptisk ved hver prøveudtagning. Det er ligeledes afgørende at sikre, at der ikke sker nedfald af jord o.lign. fra lag højere oppe, når prøven skal udtages. Dette kan specielt være problematisk, når der skal udtages prøver af sand eller under grundvandsspejlet. Her må der bores med borerør.

Når rørprøven kommer op må ydersiden af røret regnes for forurenede med partikler og organisme fra højere liggende lag. Den bedste måde, at få en uforurenede prøve er at skære den yderste del af rørprøven aseptisk af og herefter udtage en rørprøve i rørprøven med et mindre og sterilt rør. Dette er illustreret på figur 4.1.

4.3 EMBALLAGE

Efter at have udtaget en jordprøve på den mest hensigtsmæssige måde, skal prøven transporteres, opbevares og analyseres. Hvilken emballage, der er den bedste til prøverne, afhænger helt af formålet med prøvetagningen.

Her vil følge en kort beskrivelse af de mest almindelige emballagetyper og deres fordele og ulemper. I afsnit 4.5 er der samlet anbefalinger til emballering og håndtering af jordprøver afhængigt af



Figur 4.1 Afskrælning af den yderste skal af rørprøve for opnåelse af ukontamineret prøve til mikrobiologiske analyser (McNabb & Mallard, 1984).

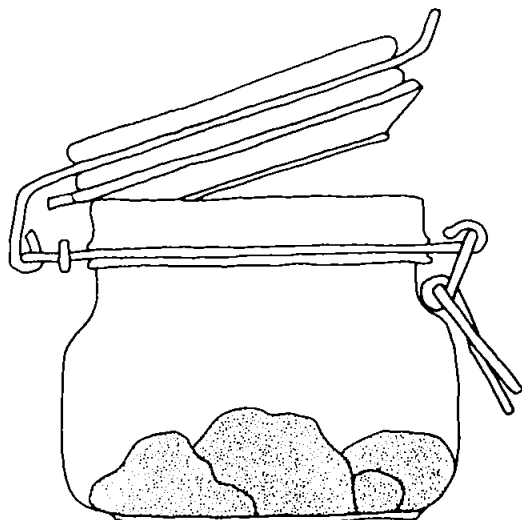
forureningstyper og formål.

4.3.1 Syltetøjsglas

I Danmark er syltetøjsglas med patentlåg (se figur 4.2) den mest anvendte emballage til jordprøver. At det netop er denne emballage, der har vundet indpas, skyldes både tilfældigheder, og at glasset har en stor åbning, hvor det er let at få jorden ned i.

Da syltetøjsglassene er så udbredt, har der været enkelte vurderinger af anvendeligheden overfor forskellige typer forureninger. Det svage punkt er gummiringen, hvor flygtige forbindelser kan diffundere ud. Det kan være vanskeligt, at undgå at der sætter sig jord på gummiringen, hvorved tætheden forringes og diffusionen øges. Desuden er det nødvendigt at åbne glasset for at udtage delprøve, hvorved der kan ske en væsentlig diffusion.

I appendiks 6 er beskrevet en undersøgelse bl.a. til belysning af, hvor diffusionstætte syltetøjsglas er overfor forurening med trichlorethylen og terpentin. Resultaterne viser, at der sker en diffusion



Figur 4.2 Syltetøjsglas med patentlåg.

ud af glassene allerede indenfor de første to døgn efter prøvetagningen, selvom glassene ikke har været åbnet.

En undersøgelse foretaget for at belyse problemet med afgivelse af stoffer fra gummiringe er beskrevet i appendiks 4. Resultatet heraf er, at vand, der kommer i kontakt med gummiringen, kan forurenes med alkyphenoler, phthalater og tungere kulbrinter. Undersøgelsen viser også, at opløsningsmidler (dichlormethan) kan trænge ud gennem gummiringen i løbet af kort tid.

Syltetøjsglas, der er en billig emballage til jordprøver (ca. kr. 10,-/stk.), har således en række ulemper specielt ved letflygtige forureninger, der skal tages med i overvejelserne ved valg af emballage i en given sag. Hvis der er behov for en præcis kvantificering af letflygtige komponenter bør en anden emballage vælges, hvorimod at glasset er fint ved indledende undersøgelser af forureningstype og omfang.

4.3.2 Rilsanposer

Rilsan plastposer er fremstillet af Nylon-II.

Poserne er indenfor de sidste par år blevet anvendt til emballering af jordprøver, da de regnes for ikke at frigive blødgørere eller lignende samt at være rimelig diffusionstætte og bestandige overfor de mest almindelige forureninger. Teknologisk Institut har vurderet posernes kemikaliebestandighed og diffusionstæthed (Teknologisk Institut, 1989) overfor en række stoffer. Resultaterne viser, at

poserne har relativt høj gennemtrængelighed for alkoholer og chlorerede opløsningsmidler. Derimod har poserne vist sig at være relativt tætte for kulbrinter.

Poserne har den fordel, at de er lettere end syltetøjsglas og dermed langt nemmere at håndtere og opbevare. Desuden kan delprøvetagningen i laboratoriet gøres mere repræsentativ fra poserne sammenlignet med glassene, idet jorden kan homogeniseres bedre (ved direkte "massering" af poserne).

Rilsanposerne var også med i undersøgelsen af diffusion (appendiks 6). Resultaterne viser, at diffusionen ud af poserne umiddelbart ser ud til at være mindre end ud af syltetøjsglas vurderet ud fra trichlorethylen. Det kan ikke ud fra de foretagne undersøgelser konkluderes, at Rilsanposerne er væsentlig bedre end glassene.

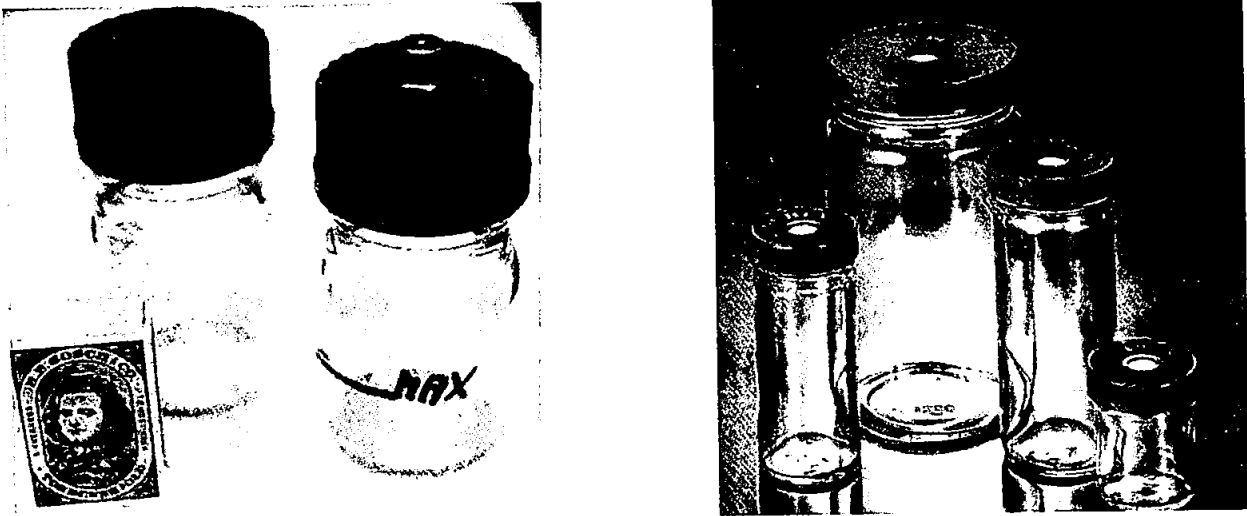
Emballagen har mange fordele frem for de tunge syltetøjsglas, men der mangler grundigere undersøgelse til sammenligning af poserne med andre emballagetyper over for de mest almindelige forureningstyper.

Lukning af poserne sker bedst ved at folde posen og sætte en kabelbinder stramt omkring (Korsgaard et al., 1989).

Rilsanposer er en billig emballage (ca. kr. 4,-/stk.), og har som syltetøjsglassene nogle ulemper med hensyn til diffusion af flygtige forbindelser. Hvor en bestemmelse af den "sande" koncentration er nødvendig, kan poserne ikke anbefales på trods af de mange fordele ligesom poserne ikke kan anbefales ved forureninger med chlorerede opløsningsmidler.

4.3.3 Plastposer

Almindelige plastposer, som anvendes i husholdningen samt geotekniske prøveposer er normalt fremstillet af polyethylen (PE). Poserne kan ikke anbefales til prøveopbevaring, for analyse af organiske stoffer, da de ikke er diffusionstætte (Siegrist et al., 1989). Emballagen er velegnet til prøver, der skal analyseres for indhold af metaller.



Figur 4.3 Eksempler på membranglas (venstre type fra Miljøkemi, højre type fra I-CHEM (1991)).

4.3.4 Membranglas

Glas med membranlåg anvendes almindeligt i laboratoriet til head-space analyser, d.v.s. analyser, hvor det er afgørende, at glasset er fuldstændigt tæt over for letflygtige stoffer. Glasset kan være af typen Duran i størrelsen 100 ml eller 300 ml. Låget er et skruelåg med teflonpakning og forsynet med en ventil med en udskiftelig membran. Låget kan også være konstrueret så sprøjten kan føres direkte igennem en åbning i låget. På figur 4.3 er vist eksempler på begge typer membranglas.

I felten fyldes jordprøve i glasset, der højst fyldes halvt op. I laboratoriet udføres analysen på hele glassets indhold, idet ekstraktionsvæsker tilføres med sprøjte igennem membranen. Ekstraktionen udføres i selve glasset. Denne emballages fordel er, at der ikke sker tab af flygtige stoffer fra det øjeblik, hvor jordprøven er overført til glasset. Der bruges desuden glasvarer, der forinden har gennemgået en kontrolleret rengøring. Glasset er ret dyrt i anskaffelse og kræver rengøring. Hvor kun få af de udtagne prøver skal analyseres, bliver brugen af denne emballagetype en relativ kostbar løsning.

I appendiks 5 er beskrevet et laboratorieforsøg til sammenligning af membranglas og syltetøjsglas til opbevaring af benzinformuret jord. Konklusionen er, at der i et membranglas opbevaret ved 4°C i et døgn ikke er tab af betydning, hvorimod der er et væsentligt tab ved opbevaring og udtagning af delprøve fra et syltetøjsglas.

Det er karakteristisk for emballagen, at hele den udtagne jordprøve analyseres. Derved er hele udvælgelsesproceduren til analyse lagt ud i felten. Fordelen herved er, at udvælgelsen sker på stedet under hensyntagen til de geologiske forhold og en eventuelt lugt- og synsvurdering. Det kan dog rent praktisk være problematisk at vælge den lille mængde jord (ca. 50 g) på en repræsentativ måde.

Emballagens største anvendelighed må anses for at være ved undersøgelser, hvor indholdet af flygtige stoffer som benzen og trichlorethylen er meget kritisk.

4.3.5 Skruelågglas

Glas med skruelåg (konservesglas) benyttes i dag i beskedent omfang. Ligesom syltetøjsglas har glasset en stor åbning, hvilket er en stor fordel i felten. Skruelåget kan imidlertid være vanskeligt at lukke tæt p.g.a., at jord sætter sig i gevindet.

De i afsnit 4.3.4 nævnte Duranglas kan selvfølgelig også anvendes med de almindelige teflonbelagte skruelåg (bluecap eller redcap). Duranglas fås i forskellige størrelser, men alle med en relativ lille åbning. Glassene er dyre i anskaffelse, men kan genbruges. Denne emballage vil være glimrende til specifikke formål, men vil næppe være af interesse ved indledende forureningsundersøgelser, hvor der f.eks. udtages 500 jordprøver og der senere udvælges et mindre antal til analyse.

Emballagen er diffusionstæt, men der vil være et tab af stoffer ved åbning af glasset for udtagning af en delprøve til analyse. Der vil ikke være tilførsel af stoffer fra emballagen, idet den forinden har gennemgået en kontrolleret rengøring.

4.3.6 Rør fra rørprøvetagere

Ved udtagning af jordprøver med rørprøvetagere som beskrevet i afsnit 3.2.5 og appendiks 2, opnås prøver direkte emballeret i prøverør. Prøverne har en relativ stor størrelse (op til 70 mm i diameter og 50 cm i længde), der nødvendiggør en efterfølgende delprøvetagning med henblik på analyse. I de fleste tilfælde hvor prøverne er taget for at minimere fordampningstabet, er det meget vigtigt at der i laboratoriet under delprøvetagning tages tilsvarende forholdsregler, for at minimere fordampningstabet (hurtig udtagning af delprøve evt. vha miniatureprøvetager (figur 3.3) efter opskæring/ekstrudering af rørprøven, øjeblikkelig overførelse til prøveglas indeholdende ekstraktionsmiddel osv).

Når prøver udtages i felten rør med en miniature rørprøvetager, kan man som nævnt i afsnit 3.2.2 vælge at bevare prøven i røret og forsegle enderne (se figur 3.3), eller man kan overføre prøven til anden emballage.

Hvis prøven overføres til anden emballage f.eks. membranglas, bør processen ske hurtigst muligt for at gøre diffusionen til fri luft minimal. Denne prøvetagningsmetode anbefales som den bedste overfor flygtige organiske komponenter. Specielt anbefales det, at røret i rørprøvetageren har en så lille diameter, at overførsel til membranglas kan ske direkte.

Jordprøver udtaget med rørprøvetagere kan også emballeres direkte i prøverørene. Afpropning af enderne bør ske med så diffusionstæt materiale som muligt. Her kan foreslås diffusionstætte teflonlåg eller metallåg tætnet med voks. Før påsætning af hætte kan der indlægges en teflonplade.

4.3.7 Udenlandske erfaringer

I en EPA rapport (Mason, 1983) anbefales brug af glasbeholder, hvor et aluminium- eller teflon-dække beskytter jordprøven fra låget. Alle materialer er før brug rengjort på laboratoriet.

I EPA's Test Methods for Evaluating Solid Wastes anbefales ved prøvetagning af flygtige stoffer (VOC) en 120 ml glasflaske med teflonpakning i låget. Dette svarer til de danske Duran flasker (blue cap eller red cap).

I USA arbejder ASTM med standardisering af en metode til prøvetagning af jord til analyse for flygtige stoffer (VOC). Heri omtales anvendelsen af methanol til fixering, idet denne tilsættes jordprøven i felten. Som det fremgår af bilag 6 giver denne emballage med methanoltilsætning de bedste resultater ved modelforsøg med flygtige stoffer.

I sammenhæng med dette arbejde for ASTM, har Siegrist (1991) meddelt, at der til prøveudtagning for flygtige stoffer desuden vil blive anbefalet anvendelse af en teflonlukket glasbeholder på 40 ml med membran. Den efterfølgende analyse vil være en head space analyse, d.v.s. uden anvendelse af ekstraktionsmiddel. Prøveglasset svarer til de i afsnit 5.3.4 omtalte membranglas, dog med undtagelse af, at jordprøven ekstraheres med et opløsningsmiddel, der injiceres igennem membranen.

I et ISO forslag (ISO, 1990) anbefales - som generel emballage - anvendelse af glasbeholder med

stor åbning og glaslåg med slib. Der må her forudses store vanskeligheder med at lukke glasset tæt, p.g.a. jordpartikler i slibet.

Generelt synes udviklingen i udlandet at gå imod en mere specifik udvælgelse af prøveemballage, alt efter undersøgelsens karakter og formål. En overførsel til danske forhold vil betyde en stor ændring af den i dag gældende praksis. Emballage til jordprøver vil i højere grad end i dag afhænge af en undersøgelses formål og bør vælges i samarbejde med laboratoriet, ligesom det i dag er praksis for vandprøver.

4.4 BEHANDLING AF JORDPRØVER I LABORATORIET

I det følgende omtales den del af laboratoriets prøvehåndtering, der er relateret til prøvetagning. Specifikke analysemetoder inklusive prøveoprensning og måling vil således ikke blive omtalt.

4.4.1 Konservering og opbevaring

Ved modtagelsen på laboratoriet opbevares prøverne normalt i kølerum i 5°C. Der foretages normalt ingen kemisk konservering.

Ved analyse for metaller og de fleste uorganiske stoffer er der ikke begrænsninger i holdbarheden. Der kan ske ændringer i oxidationstrin af metallerne, hvilket ikke betyder noget for de almindelig anvendte metalbestemmelser. - Se i øvrigt afsnit 4.5.

Ved analyse for organiske stoffer er det især risikoen for tab af stof ved fordampning man bør tage hensyn til. Som nævnt i afsnit 4.1.1 er det især opbevaringstemperaturen og -tid samt hvor mange gange emballagen åbnes der har betydning for fordampningstab.

I en hollandsk kvalitetssikringsrapport (OKB, 1988) anbefales det, at jordprøver udtaget til analyse for flygtige organiske forbindelser tages i arbejde i laboratoriet inden 48 timer efter prøveudtagningen (se i øvrigt også afsnit 4.5).

Hvis det ikke er muligt at tage prøven i arbejde inden 48 timer, må det forventes, at der er sket en

fordampning af flygtige komponenter helt op til 80% afhængigt af, hvordan prøven har været håndteret, og af hvor stort det oprindelige indhold var.

Det må dog generelt anbefales at tage prøver i arbejde den samme dag, som de modtages.

Ved ekstraktionsanalyser, f.eks. med dichlormethan og pentan, virker ekstraktionsmidlet som en prøvekonservering. Såfremt der er forhold, der kræver, at prøver opbevares i længere tid inden den endelige udvælgelse til analyse, kan det anbefales, at "konservere" prøvematerialet ved påhældning af ekstraktionsmidlet.

Ved den nuværende praksis foretages udvælgelse af prøver til laboratorieanalyser blandt andet på grundlag af PID-målinger og feltobservationer, hvorfor prøver ofte er flere dage gamle, når de tages i analyse. Også boreprogrammets færdiggørelse kan forsinke iværksættelse af analysearbejdet. Disse forhold kan indebære betydelige tab - især af flygtige forureningskomponenter - og der må i den konkrete sag tages stilling til disse forhold. Problemet kan løses ved den før omtalte tilsætning af ekstraktionsmiddel, men dette vil som regel kun kunne lade sig gøre i begrænset udstrækning, primært af økonomiske årsager.

Ved visse forureningstyper med på forhånd kendte stoffer, som f.eks. stoffer fra ældre tjæreforureninger eller fra gasolie/dieselolie, kan prøven som regel opbevares på køl uden problemer i flere uger.

4.4.2 Forbehandling til analyse

Laboratoriet vil sædvanligvis modtage jordprøver i størrelsesorden 0,5-2 kg. Da der altid til analyse benyttes en væsentlig mindre mængde, må laboratoriet udtage en delprøve. Dette skal ske således, at den udtagne delmængde bedst muligt repræsenterer den modtagne jordprøve. Samtidig skal et tab af flygtige stoffer minimeres, hvor disse stoffer skal bestemmes.

Den bedste måde at udtage en repræsentativ prøve er, at homogenisere al prøvemateriale efter en tørring. Dette indebærer imidlertid praktiske problemer på grund af den store prøvemængde, og en tørring vil selvfølgelig begrænse metodens anvendelighed til ikke flygtige stoffer. I praksis udtages derfor oftest delprøver på 50-100 g af den foreliggende prøve, idet større sten og synlige ikke-jordbestanddele udelades, med mindre andet er aftalt.

I Danmark anvendes tørring af delprøver og efterfølgende knusning, homogenisering og eventuelt sigtning ved analyse af tungmetaller, idet der i analysen typisk kun indgår 1-2 g prøve, hvilket stiller store krav til prøvematerialets homogenitet. En undtagelse herfra er kviksølv, hvor risiko for fordampning er til stede. Kviksølv analyseres derfor altid uden forudgående tørring af prøven, hvilket vanskeliggør udtagelsen af en repræsentativ prøve.

I et ISO forslag (ISO, 1990) anbefales tørring af delprøven og efterfølgende homogenisering ved analyse af olie i jord. Metoden omfatter af denne årsag ikke bestemmelse af flygtige oliekomponenter, idet det anbefales at analysere disse elementer i grundvandet. Det oplyses, at der senere vil fremkomme et forslag til bestemmelse af flygtige stoffer i jord.

I Danmark foretages analyser for organiske stoffer altid uden forudgående tørring. Da der ikke findes standarder, som beskriver udtagning af jordprøver til organiske forureningsanalyser, har laboratorierne forskellige metoder til at sikre en repræsentativ udtagning til analyse. Der udtages typisk 50 g jord til de fleste analysetyper. Men kan med fordel bruge en rustfri stålske, der kan rengøres omhyggeligt inden brug. Skeen stikkes 10-15 gange tilfældigt ned i prøvebeholderen uden at forstyrre prøvens struktur væsentligt.

Fordampning af eventuelle flygtige komponenter umuliggør en omhældning og homogenisering ved omrøring. Selv ved den før omtalte stikning i prøven vil der være et betydeligt tab af flygtige stoffer alene på grund af, at prøveglasset åbnes ved udtagning af delprøven (se afsnit 4.1.1). Dette problem kan minimeres ved anvendelse af det tidligere omtalte prøveglas med membranlåg, hvor hele prøvemængden anvendes til analyse, og hvor glasset ikke åbnes inden tilsætning af ekstraktionsmidlet.

Hvorvidt det ved jordanalyser er rimeligt at udføre enkelt- eller dobbeltbestemmelser vil afhænge af faktorer som:

- delprøvens størrelse
- præparation
- analysemetoden
- prøvens homogenitet

Resultatets usikkerhed vil bestå af flere usikkerheder blandt andet fra prøvematerialets variation og af den analytiske usikkerhed. Analyseusikkerheder vil normalt højst være 10-20 %, mens usik-

kerheden stammende fra prøvematerialet ofte vil være betydeligt højere.

Der vil sædvanligvis opnås et mere brugbart resultat til vurdering af en forurening ved at analysere to separate prøver frem for gentagne bestemmelser på den samme udtagne jordprøve.

4.4.3 Blanding af prøver

For at nedbringe analyseomkostningerne blandes flere prøver ofte inden udtagning til analyse. Dette sker ved sammenblanding af lige mængder prøvematerialer om muligt udtaget på samme vis, som når den enkelte prøve analyseres (se også afsnit 2.5.1).

Blanding af prøver til analyse for flygtige stoffer må absolut frarådes. I stedet kan man sammenstikke en blandingsprøve ved at udtage sædvanlig prøvemængde fra den enkelte prøve og ekstrahere med forøget volumen af ekstraktionsmidlet. Dette giver selvfølgelig en begrænsning, idet 2-3 prøver vil være det maximale antal, hvis de sædvanlige ekstraktionsprocedurer følges.

4.5 OPSAMLING AF ANBEFALINGER TIL PRØVEHÅNDBLING

I dette afsnit er samlet anbefalinger til håndtering af jordprøver i forbindelse med prøvetagning, transport, opbevaring og neddeling i laboratoriet. Anbefalingerne fremgår i store træk af de tidligere afsnit og er i dette afsnit primært præsenteret i tabel 4.3 og de efterfølgende kommentarer.

Under prøvetagningen i felten skal arbejdet tilrettelægges, så risikoen for krydskontaminering minimeres. Dette gøres bl.a. ved at arbejde med rent prøvetagningsudstyr, minimere den tid prøvematerialet er i borekop m.m. samt hindre nedfald af materiale fra ovenliggende lag.

Fordampning af flygtige forbindelser er det væsentligste problem ved prøvehåndtering. Prøvetagningsmetode og efterfølgende håndtering skal planlægges, så niveauet her svarer til, hvad analyseresultaterne i sidste ende skal anvendes til.

Valg af emballage er næste skridt efter prøveudtagning. De udenlandske erfaringer synes generelt at gå imod en mere specifik udvælgelse af prøveemballage, alt efter undersøgelsens karakter og

formål. En overførelse til danske forhold vil betyde en stor ændring af den i dag gældende praksis. Emballage til jordprøver vil i højere grad end i dag afhænge af en undersøgelses formål og bør vælges i samarbejde med laboratoriet, ligesom det i dag er praksis ved vandprøver.

I tabel 4.3 er angivet konkrete anbefalinger til emballagetype ved forskellige forureningstyper. Hvis målet med at udtage jordprøven er at få en "sand" koncentration af f.eks benzen i jorden det pågældende sted, anbefales det at anvende membranglas (se 4.3.4), hvorimod det er tilstrækkeligt at anvende Rilsanposer til emballering af prøver, der skal analyseres for tungere PAH'er eller pesticider.

Hvis ikke den optimale emballage anvendes, kan diffusionen mindskes ved at sørge for mindst mulige headspace over jordprøverne.

Transporttiden eller holdbarheden, som ligeledes fremgår af tabel 4.3, er den tid, der går fra prøven udtages i felten og til den er taget i arbejde i laboratoriet. Jo længere tid der går, desto mere kan diffundere ud, og analyseresultatet repræsenterer ikke nogen "sand" koncentration.

Hvis den sande koncentration af f.eks toluen skal bestemmes er den anbefalede maksimale opbevaringstid 24-48 timer fra prøven udtages til ekstraktionen er foretaget, hvilket kræver god planlægning af feltarbejdet og klare aftaler med analyselaboratoriet.

Det kan som hovedregel siges, at opbevaringstiden altid skal gøres kortest muligt.

Betydningen af hvilken temperatur prøverne opbevares og transporteres ved, samt om prøverne åbnes undervejs er beskrevet i afsnit 4.2.2. I tabel 4.3 er angivet for hvilke stoffer, temperaturen har en betydning. For disse prøver er det vigtigt at have køletasker med. Stil prøverne køligst muligt og sørg for opbevaring i kølerum hurtigst muligt.

I laboratoriet er det vigtigt, at prøverne tages i arbejde hurtigst muligt. Ved ekstraktionsanalyse kan holdbarheden dog forøges ved at tilsætte ekstraktionsmiddel til prøven.

Delprøveudtagningen i laboratoriet bør ske så en repræsentativ prøve sikres og afdampningen minimeres. 50 g prøve er den normale prøvemængde. Ved specifikke analyser for flygtige organiske stoffer anvendes prøveglas med membran, hvor ekstraktion foretages i prøveglasset.

Tabel 4.3 Anbefalet prøvehåndtering

Gruppe af stoffer	Emballage ¹	Transport og opbevaringsbetingelser	Holdbarhed ²
Organiske stoffer			
Flygtige aromater (BTX)	A	Køligt	24-48 ³ timer
Olieforbindinger:*			24-48 ³ timer
motorbenzin	A	Køligt	24-48 ³ timer
petroleum	A	Køligt	24-48 timer
rensebenzin	A	Køligt	24-48 timer
terpentin	A	Køligt	24-48 timer
gasolie	A-C	Køligt	24-48 timer
dieselolie	A-C	Køligt	48 timer
tung fyringsolie	B,C	Køligt	48 timer
smøreolie	B,C	Køligt	48 timer
Tjæreforbindinger			
PAH	B,C	Køligt (mørkt)	7 dage
Phenoler	B,C	Køligt	48 timer
Flygtige chlorerede forbindelser	A	Køligt	24-48 ³ timer
Chlorbenzener, chlorphenoler	B	Køligt	48 timer
Pesticider og PCB	B,C	Køligt (mørkt)	7 dage
Vandblandbare opløsningsmidler	B	Køligt	48 timer
Metaller			
Pb, Cr, Co, Cu, Ni, As, Cd, Zn	C,D	Ingen	ubegrænset
Hg	C	Ingen	14 dage
Cr (VI)	C,D	Ingen	48 timer
Andre uorganiske forb.			
Cyanid	C	Køligt (mørkt)	24 timer
Phosphat	C,D	Køligt	7 dage
Fluorid	C,D	Ingen	7 dage

Fodnoter til tabel 4.3

- 1 A: Membranglas
B: Glas med teflonlåg eller syltetøjsglas
C: Rilsanposer, syltetøjsglas
D: Polyethylenposer (geotekniske prøveposer)

- 2 Tiden fra prøveudtagning til prøven er taget i arbejde på laboratoriet

- 3 Ved analyse for de letflygtige forbindelser (f.eks. benzen og trichlorethylen) bør prøven tages i arbejde indenfor 24 timer

- * Afhængig af olietype. Hvis der ønskes analyse for letflygtige forbindelser vælges A. Tungere olier som smøreolie, hydraulikolie og nedbrudte olier kan emballeres i B-C.

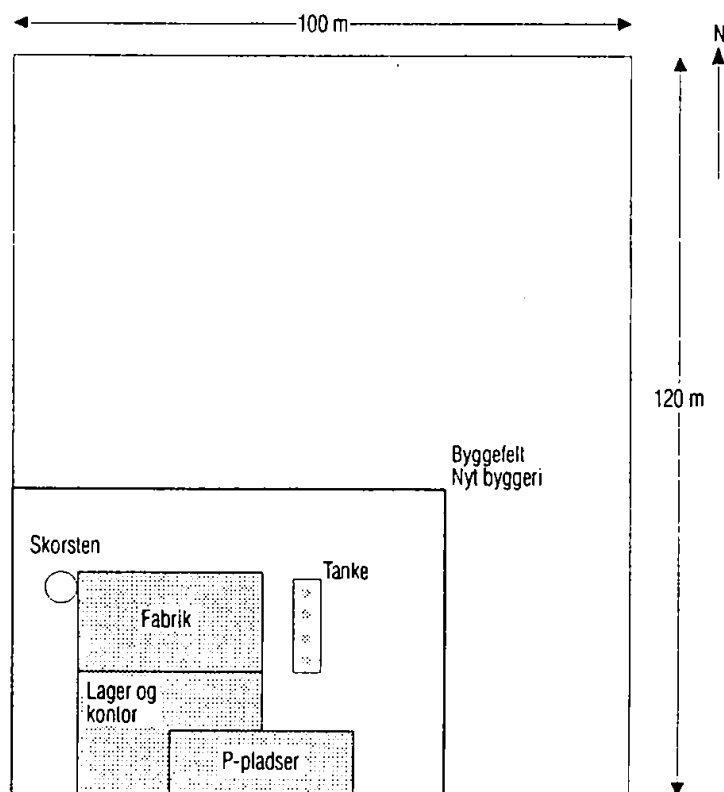
5. EKSEMPLER

I dette kapitel præsenteres to eksempler, der viser hvorledes de i rapporten opstillede retningslinier tænkes anvendt i "praksis". I eksemplerne er det ikke tilstræbt at komme så tæt på virkeligheden som muligt, men istedet at illustrere retningslinierne. Eksemplerne skal således ikke betragtes som "kokebøger" for planlægning og resultatvurdering i forbindelse med rigtige forureningsundersøgelser. De to eksempler omfatter en undersøgelse af en industrigrund (karakteriseringsfase), samt en undersøgelse af noget afgravet jord (afværgefase).

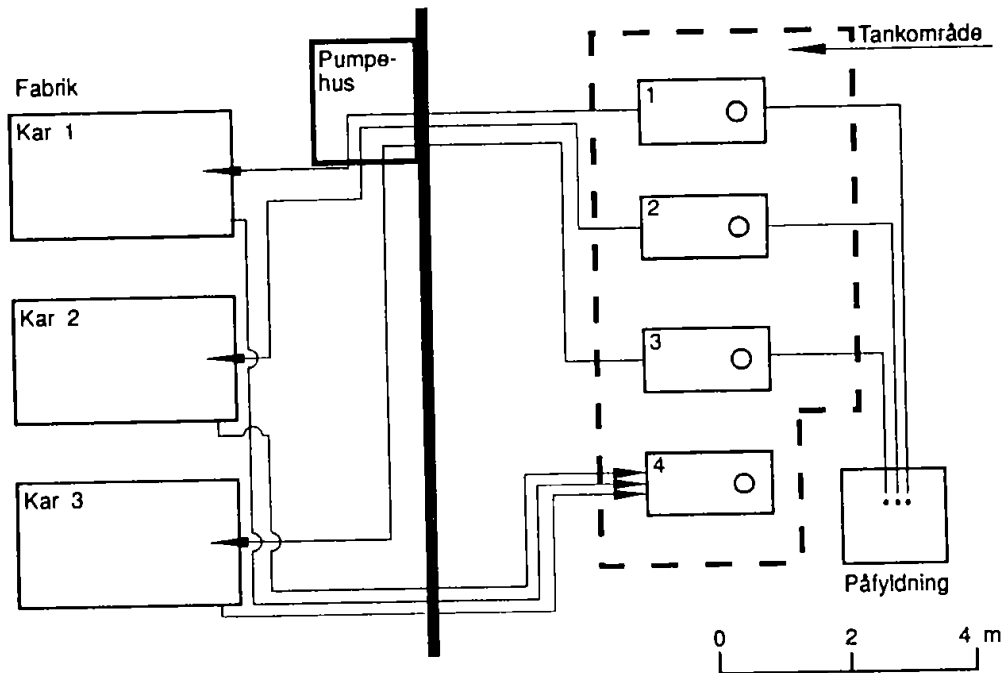
5.1 UNDERSØGELSE AF INDUSTRIGRUND

5.1.1 Historik

Fabrikken blev bygget i 1960 på en nymodnet grund. I hele driftsperioden frem til 1989, bestod fabrikken af 1.200 m² fabriksbygning, 500 m² lager og kontor samt 10.000 m² grønt udenomsareal, se figur 5.1.



Figur 5.1 Kort over fabriksarealet.



Figur 5.2 Kort over fabriksanlægget med tanke, rørføring og kar.

Fabrikken har forarbejdet metalelementer, og i processen er anvendt klorerede opløsningsmidler.

Fra en lav skorsten er der udledt tungmetalholdigt støv.

Opløsningsmidlerne har altid været opbevaret i underjordiske tanke, 3 stk. á 5 m^3 , hvorfra væskeerne gennem et rørsystem er pumpet ind til anvendelsesstedet. Når væskeerne skulle skiftes, blev de ledt tilbage til en 4. underjordisk tank, 5 m^3 , som blev tømt efter behov, se figur 5.2.

5.1.2 Baggrund og formål for undersøgelsen

Nu skal fabrikken rives ned og give plads for et nyt boligbyggeri, og nogle nyttehave og legeområder. Selve byggeriet skal ligge ovenpå det gamle fabriksareal, medens haver og legeområder skal placeres i det område, som har ligget ubenyttet hen.

Myndighederne har meddelt boligselskabet, at der i udeområderne kan accepteres et niveau på 1.000 mg/kgTS af et bestemt tungmetal, som anses for at være det mest miljøskadelige af de udledte metaller.

Under boligerne skal der være "rent", dog kan det ud fra andre lignende sager vurderes at følgende restniveauer vil kunne accepteres:

0-1 m.u.gulv < 10 mg opløsningsmiddel pr. kgTS

0-3 m.u.gulv < 50 mg opløsningsmiddel pr. kgTS

De maksimale koncentrationer må ikke overstige hhv.

0-1 m.u.gulv : 50 mg/kgTS

1-3 m.u.gulv : 150 mg/kgTS

Formålet med undersøgelsen er, at undersøge om middelkoncentrationen af tungmetallet i udeområderne ligger under et acceptabelt niveau. Desuden skal det for fabriksområdet undersøges om de fundne koncentrationer af tungmetal ligger under nogle fastsatte maximum-værdier. Der fokuseres således alene på potentielle indeklimaproblemer i det kommende byggeri, og på kontrakt/afgrøde-problemer i udearealet.

5.1.3 Strategier og prøveudvælgelse

Fabriksgrunden deles i to områder:

1. Udeareal	10000 m ²
2. Fabriksareal	1700 m ²

Da disse områders historik adskiller sig væsentligt fra hinanden, og da kravene til de to områder ydermere er forskellige, undersøges de to områder hver for sig. Man er ikke interesseret i en gennemsnitlig koncentration for de to områder, hvorfor ovenstående opdeling ikke svarer til en stratificeret analyse.

Udeareal:

Arealet forventes at være forurenede som følge af nedfald fra skorstenen. Det er uafklaret om arealet har været anvendt i forbindelse med produktionen som lager/affaldsplads.

Forventning: Der forventes at være en diffus forurening i udeområdet.

Prøveudvælgelse: Historikken giver ikke med sikkerhed anledning til at opdele området med henblik på stratificeret analyse. Godt nok kunne man forvente højere tungmetalanalyser i nordøstlig retning fra skorstenen (pga. den overvejende vindretning), men tilstedeværelse af høje bygninger omkring arealet gør, at man ikke tør stole på alt vinden også lokalt har været i nævnte retning. Udgangspunktet er derfor tilfældig udvælgelse af prøvetagningssteder og -dybder. Dette er imidlertid ofte uoverskueligt i praksis, og man har derfor valgt en "mellemløsning" som beskrevet i kapitel 2. Området opdeles derfor i felter på 10m x 12m, hvilket i alt giver 79 felter.

Der fokuseres især på det øverste lag (0,0-0,5 m), idet nedfald af tungmetaller fra skorstenen vil befinde sig her (pga tungmetallernes meget lave mobilitet). For hver felt laves 4 tilfældigt placerede borer til kun en halv meters dybde (snegleboring uden forerør, da sneglen kun fyldes én gang pr. boring). Det yderste lag jord på sneglen skræbes af med en ren kniv inden der udtages 5 små delprøver (placeret systematisk - med ca. 10 cm afstand) fra den halve meter. Delprøverne tages med en miniatureprøvetager (4 cm indre diameter, 4 cm lang - se figur 3.3) og emballeres i fælles emballage (prøven er en såkaldt søjleprøve, se afsnit 2.5.2).

Området opdeles herefter i felter på 20 x 24 m (dvs. fire af de før nævnte felter grupperes sammen). Inden for hver af de store felter placeres tilfældigt én boring, hvor der opdeles i tre dybder (0,0 m - 0,5 m, 0,5 m - 1,0 m og 1,0 m - 1,5 m). Disse borer borer med sneglebor med forerør.

Der opnås således følgende prøver:

0,0 - 0,5 m u.t.	:	5 prøver pr. lille felt (79 felter)	:	395 prøver
0,5 - 1,0 m.u.t.	:	1 prøve pr. stort felt (20 felter)	:	20 prøver
1,0 - 1,5 m.u.t.	:	1 prøve pr. stort felt (20 felter)	:	20 prøver

Udfra prøverne fra 0,0 - 0,5 m.u.t. laves på laboratoriet én blandeprøve pr. felt. Ialt skal der således analyseres 119 jordprøver for tungmetaller (+ eventuelt dobbeltbestemmelser).

Fabriksareal:

Tankene, påfyldningspladsen og karene med tilhørende rørsystem udgør alle potentielle punktkilder til forurening. Derimod vurderes lager, kontor og p-pladser at være uforurenede. Fabriksarealet opdeles således i en række mindre områder, der behandles hver for sig:

Tankene:

Forventning: Hver tank forventes at udgøre en punktkilde med kendt placering.

Prøveudvælgelse: Der placeres 2 boringer under hver tank. Der tages prøver for hver halve meter.

Karene:

Forventning: Hvert kar forventes at udgøre en punktkilde med kendt placering.

Prøveudvælgelse: Der placeres 2 boringer under hvert kar. Der tages prøver for hver halve meter.

Påfyldningspladsen:

Forventning: Påfyldningspladsen forventes at udgøre en punktkilde med kendt placering.

Prøveudvælgelse: Der placeres 2 boringer under påfyldningspladsen. Der tages prøver for hver halve meter.

Rørsystem:

Forventning: Rørsystemet forventes at udgøre en punktkilde med kendt placering.

Prøveudvælgelse: Der placeres én boring for hver 5 meter rør, idet dette giver et antal prøver, der er rimeligt ud fra de økonomiske forudsætninger. Der tages prøver for hver halve meter under det oprindelige rørniveau.

Lager:

Forventning: Lagerområdet forventes at være uforurenet.

Prøveudvælgelse: 2 boringer tilfældigt placeret. Prøver for hver halve meter.

Kontor:

Forventning: Kontorområdet forventes at være uforurenet.

Prøveudvælgelse: 2 boringer tilfældigt placeret, prøver for hver halve meter.

P-plads:

Forventning: P-pladsen forventes at være uforurenet.

Prøveudvælgelse: 2 boringer tilfældigt placeret, prøver for hver halve meter.

Fabriksarealet er således opdelt i 12 mindre områder, der behandles hver for sig. Beskrivelse af data, beregninger m.v. for disse områder er udeladt i det følgende.

5.1.4 Prøvetagning

Udeareal

Idet der skal tages prøver i relativ lille dybde og i stort antal, benyttes en lille borerig, som benytter snegleboring med/uden forerør (4"-boreudstyr).

For de korte boringer tages der specielle renhedshensyn når der skiftes fra boring i et felt til et andet. Sneglen spules med højtryksspuler, så alt jord er borte (svarende til renhedsklasse 7 i afsnit 3.4). Kniv og miniature-prøvetager skylles (der kunne evt. medbringes flere sæt redskaber så rengøring skal gennemføres et mindre antal gange).

For boringerne til 1,5 meters dybde rengøres mellem hver fyldning af snegl, for de korte boringer ved "feltskift".

Fabriksareal

For delarealerne hvor der forventes forurening med klorerede opløsningsmidler benyttes snegleboring med forerør. Der gennemføres højt niveau af rengøring (højtryksspuling/skylning mellem hver fyldning af snegl, renhedsklasse 7 - se afsnit 3.4). Der tages prøver for hver halve meter. Der benyttes en miniature prøvetager (3 cm indre diameter, 5 cm lang). Prøver tages umiddelbart efter en afskrabning af det yderste lag jord med en ren kniv, ialt to pr. dybde. Prøverne tages lige ved siden af hinanden i fast dybde. Prøverne tages hurtigst muligt.

For delarealer hvor der ikke forventes forurening benyttes snegleboring uden forerør, med rensning af snegl/redskaber mellem hver prøvetagning, (renhedsklasse 4 - se afsnit 3.4).

5.1.5 Prøvehåndtering

Udeareal

Da disse prøver alene skal analyseres for tungmetaller, benyttes kraftige gennemsigtige polyethylenposer (1 liter størrelse). Poserne lukkes med kabelbinder. Brug af poser gør den efterfølgende homogenisering lettere. På laboratoriet homogeniseres poseprøverne ved omhyggelig "æltning" af poseprøven mellem hænderne. Blandeprøverne (se afsnit 5.1.3),

fremstilles ved udtagning af to små delprøver pr. pose med en ske, således at ialt 10 små delprøver sammenblandes.

Fabriksareal

Det dobbelte prøvesæt emballeres forskelligt. Det ene sæt emballeres i membranglas (f.eks. 125 ml glas, 36 mm indvendigt, 90 mm højde, sælges fra I-CHEM) og opbevares i køletasker ved ca. 4°C. Det andet sæt emballeres i rilsanposer med henblik på PID-måling. Prøvelegemet "tværs ud" til opnåelse af stor overflade (efter lukning af posen med kapelbinder) og stilles ved stuetemperatur. Det endelige valg af hvilke membranglasprøver, der skal analyseres, sker ud fra PID-målingerne. Membranglasprøverne køres til analyselaboratorium hurtigst muligt, senest samme dag.

5.1.6 Resultater og vurdering

Udeareal

For at få et overblik over data tegnes i første omgang et kort over området med angivelse af de fundne koncentrationer. Et sådant kort er for det øverste lag angivet i fig. 5.3. Ved at markere alle målinger større end f.eks. 500, kan man få en idé om de høje koncentrationer er homogent fordelt. Der ses en klar tendens til, at der er mere forurenede i sydøstlig retning fra skorstenen svarende til spredning ved nordvestlig vind. Hele området inddeles derfor i to delområder.

De målte værdier i området udenfor det mest forurenede område ses tydeligt at ligge langt fra grænseværdien.

For at få et overblik over de målte værdier i det øverste lag, tegnes histogrammer for begge delområder. Histogrammet for det mindst forurenede område er vist på figur 5.4. Som man kan se, er data absolut ikke normalfordelt. Man transformerer derfor data, så man i stedet får (den naturlige) logaritmen til koncentrationerne. Et histogram over disse er angivet i fig. 5.5. Dette billede ligner heldigvis mere en normalfordeling, og man fortsætter derfor med at regne på logaritmen til koncentrationerne. Histogrammet for det mest forurenede område tegnes også (ikke vist her).

I det mindst forurenede område er værdierne langt under 1000 mg/kgTS, så kravet er klart

X	X	X	31	37	133	70	9	67	14
X	X	X	1402	81	47	20	22	45	8
X	X	X	1604	2722	733	304	17	178	8
X	X	X	909	1201	2184	87	75	25	293
X	X	X	630	1608	359	187	78	147	62
X	X	X	1997	287	172	9844	733	9	94
X	X	X	184	31	5722	2122	312	3	25
20	51	70	22	86	1440	3760	324	9	70
8	101	53	34	90	28	7862	522	39	8
69	39	45	109	714	101	25	31	12	87

120 m

100 m

z

Figur 5.3 Målte tungmetalkoncentrationer (i mg/kgTS) i øverste lag. Tallene er indtegnet på skitse over fabriksarealet og fordelt på de respektive felter.

opfyldt (der er ingen grund til at anvende statistiske metoder).

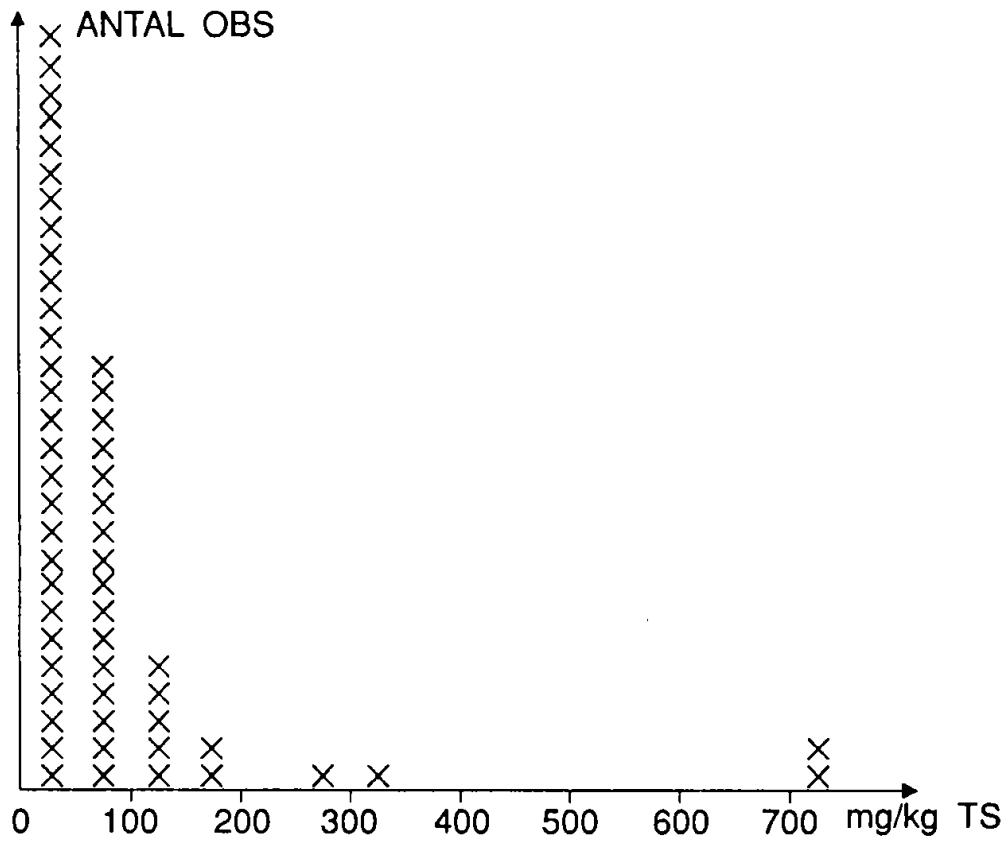
I det mest forurenede område er det mere tvivlsomt, og man udregner derfor gennemsnit og konfidensinterval (for den logaritmerede koncentration).

$$\bar{x} = 6,9 ; s = 1,34$$

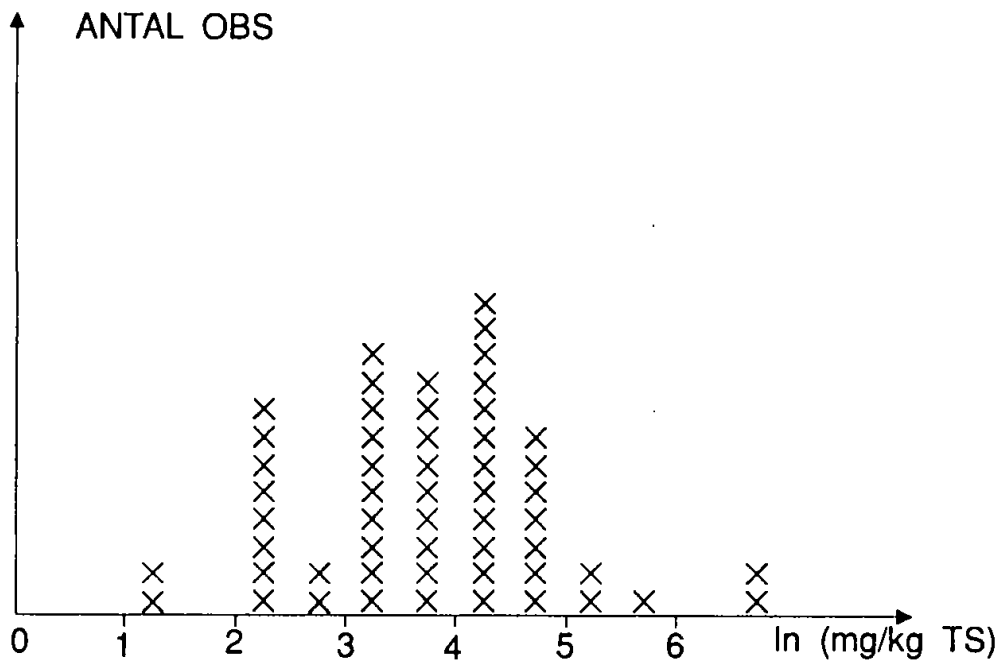
Konfidensintervallets længde:

$$t_{97,5\%}(23) \cdot \frac{1,34}{\sqrt{24}} = 2,07 \cdot \frac{1,34}{\sqrt{24}} = 0,57$$

Konfidensintervallet bliver da: [6,3 ; 7,5] dvs. ikke signifikant mindre end grænseværdien på 6,9 (svarende til den naturlige logaritme til 1000 mg/kgTS).



Figur 5.4 Histogram for målte koncentrationer i øverste lag område 1 (området med lave koncentrationer).



Figur 5.5 Histogram for logaritmerede koncentrationer i øverste lag område 1.

Tilsvarende optegnes data for de to nedre lag i histogrammer. Dette viser at også disse er tilnærmet logaritmisk normalfordelte. Data fremgår af tabel 5.1 (placeringer ikke angivet). Det blev besluttet kun at analysere halvdelen af prøverne fra det nederste lag (1,0 - 1,5 m.u.t). Data optegnes for videre analyse på kort som angivet på figur 5.3 (for gældende lag). Denne optegning gav ikke indtryk af at der var større sammenhængende områder med forhøjede koncentrationer.

Der ønskes beregnet et fælles gennemsnit for de to lag, idet der forventes at være forskel på koncentrationsniveauer i de to lag. Beregningen skal altså gennemføres som en stratificeret beregning (se appendiks 1.5).

Tabel 5.1 Analyse værdier for de to nedre lag i mg/kgTS (placeringen ikke angivet her).

Niveau	
0,5 - 1,0 m	1,0 - 1,5 m
39	8
64	17
8	150
34	70
87	19
649	87
87	56
34	87
62	109
87	36
339	
303	
64	
30	
19	
1248	
312	
3120	
3744	
31	

Gennemsnit og spredning beregnes for de to områder separat (for logaritmerede koncentrationer):

0,5 - 1,0 m

1,0 - 1,5 m

$$\bar{x} = 4,8 ; s = 1,7$$

$$\bar{x} = 3,8 ; s = 0,9$$

Fælles gennemsnit er:

$$\bar{x} = \frac{4,8+3,8}{2} = 4,3$$

Spredning på fælles gennemsnit:

$$s = \sqrt{\frac{\frac{(1,687)^2}{20} + \frac{(0,946)^2}{10}}{2^2}} = 0,24$$

Konfidensintervallets længde:

$$t_{97,5\%}(29) \cdot s = 2,05 \cdot 0,24 = 0,49$$

Konfidensinterval = [3,8 ; 4,8].

Det totale gennemsnit for de to nederste lag er altså på 95%-sikkerhedsniveau mindre en grænseværdien på 1000 mg/kgTS, idet den naturlige logaritme til 1000 er 6,9.

Fabriksareal

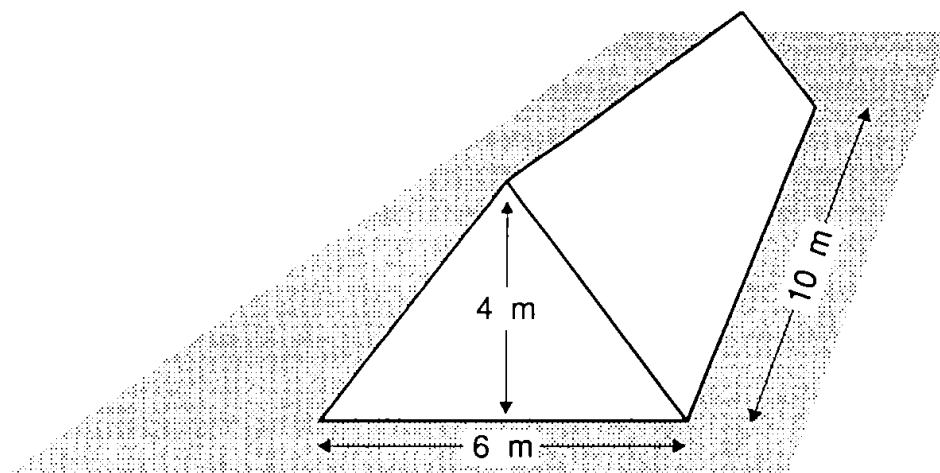
De indleverede prøver er analyseret for TeCE, TCE og TCA. Resultaterne viste meget høje koncentrationer under de fleste af de arealer, hvor en forurening var forventelig. Ved de forventelig uforurenede områder observeredes ingen klorerede opløsningsmidler. Der må derfor iværksættes en videregående fase, hvor forureningen med opløsningsmidler afgrænses nærmere. Resultaterne fra den gennemførte karakteriseringsfase danner således grundlag for opstilling af plan for den videregående fase, som ikke vil blive behandlet her.

5.2 UHELD MED VÆLTET TANKVOGN

5.2.1 Historik

En tankvogn er kørt i grøften, væltet og ca. 20 m³ dieselolie er løbet ud på jorden. Omkring 400 meter fra uheldsstedet ligger den eneste drikkevandsboring for det lille lokale vandværk.

Uhedsstedet ligger inden for boringens forsyningsopland. Jorden på stedet er en svagt lerblandet sandjord, og grundvandsspejlet ligger 8 meter under terræn. Stort set alt olien er sivet ned i den sandede jord. Grundet de meget uheldige omstændigheder, iværksættes en hurtig afværgeforanstaltning, hvor den forurenede jord graves op med rendegravere. Den mest forurenede jord, umiddelbart under uhedsstedet, er næsten mættet med dieselolie. Denne jord (ialt 40 m^3) fyldes i containere, som køres til Kommunekemi for destruktions. Resten af jorden lægges i tre bunker på kraftig plasticdug. I bunke 1 lægges jord fra den første "skal" omkring det mest forurenede område (ialt ca. 120 m^3), i bunke 2 lægges jord fra anden "skal" (120 m^3) og i bunke 3 lægges jord fra tredje "skal" (også 120 m^3). Bunkene har nogenlunde form som vist på figur 5.6. I den tredje bunke blev kun lagt jord, som man ved en lugtvurdering, mente var uforurenat.



Figur 5.6 Bunkernes omtrentlige form.

5.2.2 Baggrund og formål med undersøgelsen

Man står nu med ialt 360 m^3 mere eller mindre forurenat jord. Men forventer en betydelig forurening i bunke 1, noget mindre forurening i bunke 2 og ingen forurening i bunke 3.

Sagsbehandleren i kommunen har kontaktet et jordrensningsselskab, der renses olieforurenat jord ved komposteringsmetoden, en nærliggende losseplads, der har tilladelse til modtagelse af svagt forurenat jord, samt hans kollegaer i amtet, for at få en vurdering af hvilken grænseværdi, der kan opstilles i denne konkrete sag for, hvornår jorden kan betragtes som uforurenat.

Jordrensefirmaet melder tilbage, at de har tilladelse til at modtage olien, hvis den indeholder mindre end 5% olie. De ønsker en rimelig sikkerhed for dette, nemlig dokumentation på 95% sikkerhedsniveau.

Lossepladsen melder tilbage, at de har tilladelse til at modtage svagt olieforurenede jord, hvis indholdet er mindre end 0,5 %. Også de ønsker dokumentation på 95% sikkerhedsniveau.

Sagsbehandleren i amtet melder tilbage, at hvis jorden i gennemsnittet indeholder mindre end 50 mg olie/kgTS, kan jorden betragtes som ren. Hvis dette kan dokumenteres med 95% sikkerhed, må jorden tilbagefyldes i hullet.

Formålet med den efterfølgende undersøgelse bliver således at dokumentere koncentrationsniveauerne i de tre bunker, som grundlag for den videre håndtering af jordbunkerne.

5.2.3 Strategier og Prøveudvælgelse

Udgangspunktet for at undersøge de tre bunker er således:

Bunke 1: Der forventes en diffus forurening af bunken

Bunke 2: Der forventes ligeledes en diffus forurening af bunken

Bunke 3: Denne bunke forventes at være uforurenede

Under opfyldning af bunkerne er der sket en kraftig sammenblanding af jorden. Dette er baggrunden for at forureningen forventes at være diffust fordelt. Grundet denne blandeproces, som er sket på tilfældig vis, vælges at tage prøverne på systematisk vis, da dette er simpelt at planlægge. Prøverne kan ikke tages vilkårligt, f.eks fra det yderste af bunken, pga. fordampningstab.

Det besluttes at tage 30 prøver fra hver bunke. Prøverne tages i 25 og 100 cm dybde, jævnt fordelt udover bunken.

Man forventer dog ikke at analysere alle prøver, men planlægger en to-trins analyseplan (se afsnit 5.2.6 Resultater og vurdering, for detaljer).

5.2.4 Prøvetagning

Der benyttes et mekanisk håndholdt sneglebor, som betjenes af to personer. Hver prøve sammenstykkedes af 3-4 bidder fra det pågældende niveau i sneglen. Prøver tages først fra den "rene" bunke (bunke 3) og sidst fra bunke 1. Da det er gennemsnitsprøver, tages ingen specielle renhedshensyn, herudover.

5.2.5 Prøvehåndtering

Der benyttes 500 ml skruelågsglas med teflonindlæg. Der tages ca. 400 ml prøve. Holdes afkølet fra starten (4°C). Holdbarhed med den ønskede præcision max. 5 døgn. Køres til analyselaboratorium med det samme. Efter aftale med rekvirenten går laboratoriet kun i gang med analyse af en delmængde af prøverne. Følgende aftale er gjort:

Bunke 3: Der udtages på tilfældig vis 8 prøver blandt de 30 prøver. Disse analyseres i første runde.

Bunke 1: Som bunke 3.

Bunke 2: Da den relative spredning (spredning divideret med gennemsnit) på olieindholdet i prøverne fra denne bunke forventes at ligne den relative spredningen i bunke 1, vælger sagsbehandleren at få fremstillet én blandeprøve ud fra 30 prøver.

Fremstilling af blandeprøver: Der udtages med en lille ske flere små delprøver fra forskellige steder i glasset. Disse delprøver rammes i prøveglas.

Fremstilling af delprøver: Der udtages med en lille ske flere små delprøver fra forskellige steder i prøveglasset. Delprøverne overføres til ekstraktionsglas, idet der vil blive benyttet GC-analyse.

5.2.6 Resultater og vurdering

Bunke 1:

Resultaterne for de 8 analyser er (opgivet i % olie indhold):

3,6; 4,1; 3,4; 6,0; 5,7; 2,0; 3,8; 3,8

Der tegnes et histogram for tallene (se eksempel 1). Selvom det er vanskeligt at udtale sig sikkert om fordelingsstype på baggrund af 8 observationer, indikerer histogrammet, at data er normalfordelte. Den videre databehandling tager udgangspunkt i dette.

Middelværdi, \bar{x} og spredning, s udregnes som vist i appendiks 1.1:

$$\bar{x}=4,1 ; s=1,3$$

Konfidensintervallets længde bliver:

$$\frac{t_{97,5\%}(7) \cdot 1,3}{\sqrt{8}} = 1,1$$

Konfidensintervallet bliver da: [3,0 ; 5,2].

Det ses altså at gennemsnitskoncentrationen for bunke 1 ikke synes at være signifikant mindre end 5%, hvilket kunne tillade en rensning hos jordrensefirmaet.

Før at hele jordbunken sendes til destruktion på Kommunekemi, vælger sagsbehandleren at vurdere om hans konklusion er baseret på for løst et grundlag, dvs. om der er analyseret for få prøver. Han beregner derfor det nødvendige antal prøver (vha appendiks 1.2):

$$n \geq \left(\frac{t_{1-\alpha/2}(n-1) \cdot s}{L} \right)^2 = \left(\frac{t_{97,5\%}(n-1) \cdot 1,3}{1,1} \right)^2$$

Formlen kræver at man prøver sig lidt frem da det er en iterativ formel (n indgår i beregningen af n):

$$n \geq \left(\frac{t_{97,5\%}(11-1) \cdot 1,3}{1,1} \right)^2 = 10,7$$

dvs. at der skal tages 11 prøver.

Sagsbehandleren beder derfor analyselaboratoriet at medtage yderligere 3 tilfældig valgte prøver fra bunke 1 i anden analyserunde.

Resultaterne heraf bliver:

$$4,3 ; 4,8 ; 1,7$$

Nye beregninger af \bar{x} og s giver:

$$\bar{x} = 3,9 ; s = 1,3$$

Konfidensintervallets længde bliver nu:

$$\frac{t_{97,5\%}(10) \cdot 1,3}{\sqrt{11}} = 0,9$$

og konfidensintervallet : [3,0 ; 4,8].

I anden omgang blev gennemsnitskoncentrationen altså mindre end 5% endda signifikant på 95%-niveau. Jorden kan sendes til jordrensefirmaet.

Bunke 2:

Sagsbehandleren er opmærksom på at en korrekt statistisk analyse af denne plan kræver information om analyseusikkerheden, som laboratoriet opgiver til 10% i det pågældende niveau, dvs. at spredningen på f.eks 0,5% bliver 0,05%.

Analyse-resultatet for den ene analyse er 0,2% olie, dvs. spredningen s , forventes at være:

$$s = \frac{s_{\text{bunke 1}}}{\bar{x}_{\text{bunke 1}}} \cdot \bar{x}_{\text{bunke 2}} = \frac{1,33}{3,93} \cdot 0,2 = 0,068$$

Spredningen på gennemsnittet, \bar{x} , bliver da (se appendiks 1.4):

$$\sqrt{\frac{s^2 - s_{\text{måle}}^2}{30} + s_{\text{måle}}^2} = \sqrt{\frac{0,068^2 - 0,05^2}{30} + 0,05^2} = 0,051$$

Konfidensintervallet bliver da:

$$\bar{x} \pm t_{97,5\%}(29) \cdot s_x = 0,2 \pm 2,05 \cdot 0,051 = [0,1 ; 0,3]$$

Gennemsnitsindholdet i bunke 2 er således med sikkerhed på 95%-niveau under 0,5%, og kan derfor køres til losseplads. Der var dog opstillet en forudsætning om, at den relative spredningen var som i bunke 1. Konklusionen er derfor alt i alt behæftet med større usikkerhed end konklusionen ved bunke 1.

Bunke 3

Resultaterne for de 8 analyser er (opgivet i mg/kg TS):

39,8 ; 44,3 ; 38,3 ; 60,9 ; 57,9 ; 26,2 ; 41,3 ; 41,2

Som for bunke 1 tegnes et histogram (se eksempel 1). Disse data synes også at være normalfordelte.

Middelværdi, \bar{x} , og spredning, s udregnes:

$$\bar{x} = 43,7 ; s = 10,1$$

Konfidensintervallet bliver da: [34,5 ; 53,0], (for beregning, se eksempel 1).

Gennemsnittet er altså på et 95%-niveau ikke mindre end 50 mg/kg, men næsten.

Det nødvendige antal prøver udregnes til 18 (for beregning, se bunke 1). Valget står nu mellem at analysere 10 prøver yderligere, eller at "bide i det sure æble" og køre jorden til losseplads. Dette vil koste incl. transport og deponeringsafgift ialt kr 300 pr. m³ eller ialt kr 36.000 for hele bunken. Analyseprisen er kr 1000 pr. prøve eller ialt kr 10.000. Sagsbehandleren er kendt for at "gamble" og beder laborationet om at udvælge tilfældigt 10 nye prøver til analyse. De nye resultater er:

23,2 ; 45,8 ; 50,3 ; 60,9 ; 63,9 ; 24,7 ; 17,1 ; 32,2 ; 29,2 ; 44,3

nu bliver $\bar{x} = 41,2$, $s = 14,0$ og konfidensinterval $[34,2 ; 48,2]$.

Sagsbehandleren "vandt i lotteriet", gennemsnitkoncentrationen er altså signifikant mindre end 50 mg/kg, og jorden kan tilbagefyldes i hullet.

5.3 SLUTBEMÆRKNING

Disse eksempler viser, hvorledes de statistiske værktøjer fra appendiks 1 kan benyttes. Det skal lige understreges, at det ikke er den hollandske testmetode (appendiks 1.7), der benyttes i eksempel 2, der dog er inspireret heraf.

Endelig bør nævnes at de viste analyseresultater er konstruerede data. Om det flasker sig på samme måde i virkeligheden, vil vi overlade til læseren at få prøvet af.

6. KONKLUSION

I dette kapitel gives ikke et resumé af de i rapporten opstillede retningslinier. For disse henvises til anbefalingsafsnittene i slutningen af de enkelte kapitler eller til sammenfatningen. Dette kapitels formål er i stedet, at beskrive de mere overordnede erkendelser, som arbejdet med denne rapport har givet.

Den historiske redegørelse, gennemgangen af eksisterende viden, er for enhver undersøgelse af forurenede grunde en uhyre vigtig fase, idet den danner grundlag for hele den videre strategiske plan for prøvetagningen. Dårlig information om, hvad der er foregået på en grund, leder alt andet lige, til dyrere undersøgelser.

En forureningsundersøgelse er en dynamisk proces, hvor resultater leder til nye erkendelser, som nødvendiggør ændring af først planlagte strategier. En undersøgelse af en forurenede grund må derfor fra starten opdeles i faser, hvor der inden hver fase opstilles problemformulering og formål.

I denne rapport er der opstillet en ramme for, hvorledes undersøgelser planlægges og resultater vurderes, gældende for alle faser af undersøgelsen. Det fastslås, at der altid bør benyttes statistiske redskaber (helst så simple som muligt) i planlægning og resultatvurdering, da det herved bliver muligt at vurdere usikkerheden ved de tagne beslutninger og konklusioner.

Den opstillede ramme er så konkret, som det overhovedet syntes muligt. Nogle vil måske savne helt konkrete anvisninger f.eks for, hvor mange prøver der skal tages pr. ha, osv. De nødvendige erfaringer for opstilling af sådanne "standarder", anses på nuværende tidspunkt ikke for at være til stede. Brug af den opstillede ramme som et fælles konsensus ved undersøgelse af forurenede grunde kunne dog betyde, at erfaringer i form af nødvendig antal boringer, prøveantal osv, kunne opnås efter et antal år.

Undersøgelser af forurenede grunde lider ofte under lange beslutningstider, idet nye faser først kan igangsættes når prøverne er analyseret på laboratorium, og resultaterne vurderet. Brugen af feltanalyser (eller eventuelt en vurdering ud fra syns- og lugteindtryk), hvor beslutningsgrundlaget opnås løbende under borearbejdet, er derfor attraktivt. Præcisionen i mange feltanalyser er ofte ringere end laboratorieanalyser, men kan være tilstrækkelige i indledende faser, hvor man mere går efter niveauer.

Denne rapport omhandler de fleste aspekter omkring jordprøvetagning. Det skal dog understreges at jordprøvetagning næsten altid vil være én del af et integreret hele, omfattende hydrogeologiske og geofysiske undersøgelser, grundvandsprøvetagning, poreluftmålinger osv.

Forøgede krav til prøvetagningsteknik, rengøringsprocedurer og håndtering af prøver vil lede til dyrere undersøgelser. Det er derfor helt centralt at der benyttes netop tilstrækkelig teknologi til at imødekomme de kralitetskrav der kan opstilles ud fra undersøgelsens formål. Herved sikres det at der ikke spildes unødige ressourcer på at opretholde en kvalitet som ikke er nødvendig i det konkrete tilfælde.

Mange af de konkrete retningslinier af teknisk art (prøvetagningsteknik og håndtering af prøver) er opstillet ud fra teoretiske overvejelser og erfaringer. På specielt et felt er erfaringsgrundlaget dog spinklet, nemlig i vurderingen af tabet af flygtige stoffer fra prøven under prøvetagning og håndtering. Her savnes konkrete undersøgelser af, hvor i processen de største tab vil forekomme og under hvilke forhold.

Sluttelig skal det pointeres at de foreslåede retningslinier for resultatvurdering ikke kan gennemføres med mindre en række grænseværdier for acceptable koncentrationer fastsættes. Disse værdier behøver ikke at være faste værdier opstillet af myndighederne (som de hollandske A-, B- og C-værdier), men kan være fastsat for den konkrete sag i samarbejde med myndighederne, ud fra lokale risici for stofspredning til omgivelserne.

7. LITTERATUR

Som baggrund for gruppens arbejde blev der indledningsvist iværksat en række EDB-søgninger i forskellige nationale og internationale databaser for at indsamle relevant litteratur. Ikke alt den litteratur, som efter en kritisk gennemgang, fandtes relevant, har været refereret direkte i rapporten. Meget af den indsamlede litteratur har dog givet arbejdsgruppen vigtig baggrundsviden. Derfor bringes, udover litteratur som er refereret i rapporten, anden litteratur som skønnes at have værdi.

Adriano, D.C. (1986): Trace elements. Terrestrial Environment. Springer Verlag, New York. USA.

Aichberger, K.; Eibelhuber, A.; Hofer, G. (1986): Soil sampling for trace element analysis and its statistical evaluation. Gomez, A., Leschber, R., L'Hermite, P., Sampling problems for the chemical analysis of sludge, soils and plants. 38-44. Elsevier applied science publishers. London.

Andresen, A.AA.; Kolstad, P. (1979): The NGI 54-mm samplers for undisturbed sampling of clays and representative sampling of coarser materials. State of the art on current practice of soil sampling. Proceedings of the international symposium of soil sampling, Singapore 1979. 13-21. Japanese Society of Soil Mechanics and Foundation Engineering. Tokyo, Japan.

Anonym (1988): Analyse af forurenede jord - 1.del. Variationer og variationsårsager i forbindelse med prøvetagning. S&Q Tech A/S. Vejen, Denmark.

Anonym (1991): Quality precleaned sample containers. Produkt prospekt. I-Chem. 23787, F. Eichler Street, Hayward, California, USA.

Arbejdstilsynet (1990): Arbejde i jord, forurenede med sundhedsskadelige kemikalier. AT-meddelelse nr. 4.04.16. Arbejdstilsynet, København.

Banin, A.; Navrot, J.; Perl, A. (1987): Thin-horizon sampling reveals highly localized concentrations of atmospheric heavy metals in a forest soil. The Science of the Total Environment, **61**, 145-152.

Barcelona, M.J. (1988): Overview of the sampling process. I: Keith, L.H.; Principles of environmental sampling. 1-23. American Chemical Society. USA.

Barth, D.S.; Mason, B.J. (1984): Soil sampling quality assurance and the importance of an exploratory study. I: Schweitzer, G.E., Santolucito, J.A., Environmental sampling for hazardous wastes. ACS Symposium series, **267**, 97-104. American Chemical Society, Washington D.C.

Bashan, Y.; Wolowelsky, J. (1987): Soil samplers for quantifying microorganisms. Soil Science, **143**, (2), 132-138. USA.

Beeker, A.E.R. (1989): Nieuwe waterbodemonsters en de kwaliteitsbeoordeling van bodemonsters (Ny prøvetager til bundsediment og kvalitetsvurdering af bundprøver), på hollandsk. H₂O, **22**, (9), 264-268.

Bjerg, P.B. (1991): Vejen Injektionsfelt: Hydrogeologi. Udkast til rapport H2, Lossepladsprojektet.

Black, S.C. (1988): Defining control sites and blank sample needs. I: Keith, L.H.; Principles of environmental sampling. 157-168.

Bone, L.J.; (1988): Preservation techniques for samples of solids, sludges, and nonaqueous liquids. I: Keith, L.H.; Principles of environmental sampling. 409-412. American Chemical Society. USA.

Borgman, L.E.; Quimby, W.E. (1988): Sampling for tests of hypothesis when data are correlated in space and time. I: Keith, L.H.; Principles of environmental sampling. 27-43. American Chemical Society. USA.

Bosman, R.; Lamé, F.P.J. (1990): Systematic sampling strategies for the investigation of soil and waterbottom. I: Arendt, F., Hinsenveld, M., Van den Brink, W.J., Contaminated soil '90. Kluwer Academic Publishers. Holland.

Bosman, R.; de Kwaadsteniet, J.W.; Lamé, F.P.J.; Versluijs, C.W. (1990): Een keuringsmethode voor procesmelig gereinigde grond (En testmethode for processteknisk rensed jord), på hollandsk. Rapport R 89/024 (MT-TNO)/738708004(RIVM), MT-TNO/RIVM. Postbus 217, Delft, Holland.

Bras, R.L.; Vomvoris, E.G. (1989): Geostatistics in estimating chemical residuals at a site. I: Ports, M.A., Hydraulic Engineering. Proceedings of the 1989 National Conference on Hydraulic Engineering. 749-753. 1989. American Society of Civil Engineers .

Brown, K.W. (1986): Efficiency of soil core and soil-pore water sampling systems. EPA, USA.

Brun, T.; Lopez, C. (1986): Some applications of regionalized variables theory to soil sampling problems . I: Gomez, A., Leschber, R., L'Hermite, P., Sampling problems for the chemical analysis of sludge, soils and plants. 55-65. Elsevier applied science publishers. London.

Buxton, B.E. (1989): Geostatistical Global Estimates And Sampling Design. I: Ports, M.A., Hydraulic Engineering. 743-747. 1989. American Society of Civil Engineers.

Chudyk, W. (1989): Field Screening of hazardous waste sites. Environ. Sci. Technol., **23**, (5), 505-507.

Cochran, W.G. (1977): Sampling techniques. John Wiley & Sons. New York, USA.

Colin, F. (1986): Application of data analysis techniques to sludge and soil sampling operations. I: Gomez, A., Leschber, R., L'Hermite, P., Sampling problems for the chemical analysis of sludge, soils and plants. 66-78. Elsevier applied science publishers. London.

Conradsen, K.; Holst, J.; Thyregod, P. (1979): Statistiske tabeller. 2. udgave. Imsor, DTH, Lyngby.

Dansk Ingeniørforening (1984): Norm for fundering - DS 415. Dansk Ingeniørforening, København.

De Kwaadsteniet, J.W (1990): On some fundamental weak spots of kriging technique and their Consequences. Journal of Hydrology, 277-285.

Di, H.J.; Trangmar, B.B.; Kemp, R.A. (1989): Use of geostatistics in designing sampling strategies for soil survey. Soil Sci. Soc. Am. J., 53, 1163-1167.

Eduljee, G.; Badsha, K.; Price, L. (1985): Environmental monitoring for PCB and heavy metals in the vicinity of a chemical waste disposal facility-I. Chemosphere, 14, (9), 1371-1382.

EPA (1991): Proceedings fra Second International Symposium on Field Screening Methods for Hazardous Waste and Toxic Chemicals, Las Vegas, February 12-14, 1991. U.S. Environmental Protection Agency, Las Vegas.

Exner, J. H. (1988): Site investigation, risk assessment, and evaluation of remedial alternatives at a 2,4,5-T manufacturing site contaminated by dioxin . I: Wolf, K., Van den Brink, W.J., Colon, F.J., Contaminated Soil '88. 1013-1024. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht.

Flatman, G.T. (1984): Using geostatistics in assessing lead contamination near smelters . I: Schweitzer, G.E., Santolucito, J.A., Environmental sampling for hazardous wastes. ACS Symposium series, 267, 43-52. American Chemical Society. Washington D.C , USA.

Flatman , G.T.; Englund, E.J.; Yfantis, A.A. (1988): Geostatistical approaches to the design of sampling regimes. I: Keith, L.H.; Principles of environmental sampling. 73-84. American Chemical Society. USA.

Friege, H. (1990): Investigation of soil and waste at contaminated sites. I: Arendt , F., Hinsenveld, M., Van den Brink, W.J., Contaminated soil '90. Kluwer Academic Publishers. Holland.

Friesel, P.; Sellner, M.; Sievers, S. (1990): Investigation strategies on contaminated sites: Sampling and analysis . I: Arendt, F., Hinsenveld, M., Van den Brink, W.J., Contaminated Soil '90. 755-756. Kruwer Academic Publishers. Holland.

Fuglsang, K. (1989): Målemetode til bestemmelse af emissioner af flygtige organiske forbindelser fra forurenede byggegrunde. I: Grundvandsforurening, sundhed og miljø, Vintermøde 7-8 marts 1989. Akademiet for tekniske videnskaber. Lyngby.

Geyti, A. (1989): Et eksempel på statistisk vurdering af jordforurening med bly og kviksølv. I: Statistiske metoders anvendelse ved forureningsundersøgelser. 11-28. ATV-komiteen vedrørende grundvandsforurening. Aarhus.

Gilbert, R.O. (1987): Statistical Methods for Environmental Pollution Monitoring. 1-320. Van Nostrand Reinhold Company. New York, USA.

Glensvig, L. (1974): Boremetoder. Vandteknik, 42, (3), 54-70. DK.

Gomez, A.; Leschber, R.; L'Hermite, P. (1986): Sampling techniques for sludge, soil and plants. I: Gomez, A., Leschber, R., L'Hermite, P., Sampling problems for the chemical analysis of sludge, soils and plants. Elsevier applied science publishers. London.

Griffiths, C.M.; Thomas, W.M.; Pope, W. Sampling and analytical techniques and their application to soil chemistry, hydrogeology and hydrochemistry in ground condition surveys. I: Assink, J.W., Van den Brink, W.J., Contaminated Soil. 399-401. Martinus Nijhoff Publishers. Dordrecht.

Gy, P.M. (1979): Sampling of particulate materials. Theory and practice. Elsevier Scientific Publishing Company. Netherlands.

Gädde, H. (1990): Muligheder for og vurdering af analyse for krom i oxydationstrin + 6. Notat til ATV-kemikergruppen under ATV-komiteen vedrørende grundvandsforurening,

Hansen, S.; Jensen, H.E. (1989): Rumlig variabilitet i hydrologiske jordparametre. I: Statistiske metoders anvendelse ved forureningsundersøgelser. 29-44. ATV-komiteen vedrørende grundvandsforurening. Lyngby.

Harmsen, J. (1986): Sampling and analysis of organic micropollutants in the soil. Trends in analytical chemistry, 5, (5), 124-128.

Harris, D.J. (1984): Tetrachlorodibenzo-p-dioxin sampling methods. I: Schweitzer, G.E., Santolucito, J.A., Environmental sampling for hazardous wastes. ACS Symposium series, 267, 28-35. American Chemical Society. Washington D.C., USA.

Hatayama, H.K. (1986): Site investigation: a review of current methods and techniques. I: Assink, J.W., Van den Brink, W.J., Contaminated Soil. 315-324. Martinus Nijhoff Publishers. Dordrecht.

Hinsby, K. (1990): Undersøgelse ved Vejen Losseplads: Reservoirforhold og forureningsudbredelse bestemt ved BOTESAM-metoden. Danmarks Geologiske Undersøgelse, Rapport H5, Lossepladsprojektet.

Hipp, B.W.; Graff, P.S. (1989): Vehicle-mounted hydraulic samplers for urban soils. Agronomy Journal, 81, 702-703.

Holcombe, L.J.; (1988): Relations of sampling design to analytical precision estimates. I: Keith, L.H.; Principles of environmental sampling. 395-406. American Chemical Society. USA.

Holst, H. (1989): Beskrivende statistik. I: Statistiske metoders anvendelse ved forureningsundersøgelser. 1-10. ATV-komiteen vedrørende grundvandsforurening. Lyngby.

Hortensius, D.; Bosman, R.; Harmsen, J.; Wever, D. (1990): Development of standardized sampling strategies for soil investigation in the Netherlands. I: Arendt, F., Hinsenfeld, M., Van den Brink, W.J., Contaminated soil '90. Kluwer Academic Publishers. Holland.

Houlberg, R. (1990): Danske erfaringer med poreluftmetoden. Vintermøde om grundvandsforurening, 6-7 marts 1990. Akademiet for tekniske videnskaber. Lyngby.

Hvam, T. (1990) Markundersøgelser-mekaniske. Dgf-Bulletin 5. Dansk Geoteknisk Forening. Lyngby.

Højstrup, B. (1990): Anvendelse af mobil gaschromatograf ved undersøgelser af forurenede grunde. Vintermøde om grundvandsforurening, 6-7 marts 1990. Akademiet for tekniske videnskaber. Lyngby.

ISO (1989): Soil Quality - sampling - part 1: General information on the sampling of soil, Draft Proposal. International Standard Organisation. 1989.

ISO (1989): Soil quality - Sampling - Part X: Strategy of exploratory soil survey on potentially contaminated sites, Draft proposal. International standard organization.

- Jackson, L.P.; (1988): Sampling and analysis of hazardous and industrial wastes special quality assurance and quality control considerations. I: Keith, L.H.; Principles of environmental sampling. 415-423. American Chemical Society. USA.
- Jackson, D.R.; Dragun, J.; Lawrence, C.; Lamber, K. (1989): A sampling method for preventing cross contamination of soil samples obtained from intact cores. Waste Management, 9, 37-39.
- Jackson, K.W.; Eastwood, I.W.; Wild, M.S. (1987): Stratified sampling protocol for monitoring trace metal concentrations in soil. Soil Science, 143, (6), 436-443. USA.
- Journel, A. G. (1984): New ways of assessing spatial distributions of pollutants . I: Schweitzer, G.E., Santolucito, J.A., Environmental sampling for hazardous wastes. ACS Symposium series, 267, 110-118. American Chemical Society, . Washington D.C., USA.
- Journel , A.G. (1988): Nonparametric geostatistics for risk and additional sampling I: Keith, L.H.; Principles of environmental sampling. 45-72. American Chemical Society. USA.
- Jørgensen, M. (1991): Diverse noter til arbejdsgruppen fra Michael Jørgensen, Rambøll & Hannemann, Århus.
- Kastman, K.H.; Zimmerman, A.M. (1977): Cyanide waste disposal site neutralization. Geotechnical Practice for Disposal of Solid Waste Materials, Ann Arbor, Michigan, June 13-15, 1977. American Society of Civil Engineers. New York, USA.
- Keith, L.H. (1988): Principles of environmental sampling. ACS professional reference book, American chemical society. USA.
- Keith, L.H. (1990): Environmental sampling: A summary. Environ. Sci. Technol., 24, (5), 611-617.
- Keith, L.H.; Johnston, M.T.; Lewis, D.L. (1988): Defining quality assurance and quality control sampling requirements expert systems as aids. I: Keith, L.H.; Principles of environmental sampling. 157-168.
- Kemp & Lauritzen (1989): Udtagning af jordprøver . Forurenede industrigrunde. Miljøprojekt nr. 121, 20-23. Miljøstyrelsen.
- Kirkegaard, C.; Vendelboe, N.; Pedersen, J. (1991): Metalanalyser i felten. I: Vintermøde om grundvandsforurening, 5-6 marts 1991. Akademiet for de tekniske videnskaber. Lyngby.
- Kjeldsen, P. (1991): Undersøgelser ved Vejen Losseplads: Perkolatudsivning. Laboratoriet for teknisk Hygiejne, DTH. Udkast til rapport P3, Lossepladsprojektet.
- Kjeldsen, P.; Andersen, L.J.; Christiansen, K.; Grøn, C.; Kirkegaard, C.; Lund, U.; Olsen, A.N.; Segato, H.; Wium, M. (1989): Grundvandsprøvetagning og feltmåling. . Udredningsrapport U3, Lossepladsprojektet.
- Kooper, W.F.; Mangnus, G.A.M (1986): Sampling and analysis in contaminated site investigations. Impediments and provisional guidelines in the netherlands. I: Assink, J.W., Van den Brink, W.J., Contaminated Soil. 325-336. Martinus Nijhoff Publishers. Dordrecht.

- Korsgaard, T.; Jacobsen, J.; Lindhardt, B.; Andersen, J.N.; Vendelboe, N.; Bruun, P. (1991): Anvendelse af photoionisationsdetektor ved undersøgelse af jordforurening. Udredningsrapport U5, Lossepladsprojektet.
- Lamé, F.P.J.; Albert, M.; Bosman, R. (1990): The influence of sample size and sampling location on the quality check of decontaminated soil. I: Arendt, F., Hinsenfeld, M., Van den Brink, W.J., Contaminated soil '90. Kluwer Academic Publishers. Holland.
- Lamé, F.P.J.; Bosman, R. (1990a): Leidraad bodem saneiring: Orienterend onderzoek naar de aard, concentratie en omvang van bodemverontreiniging (Vejledning i oprensning af forurenede grunde: Karakteriserende undersøgelse af art, koncentration og omfang af jordforurening), på hollandsk. Rapport R 89/170, MT-TNO. Postbus 217, Delft, Holland.
- Lamé, F.P.J.; Bosman, R. (1990b): Leidraad bodem saneiring: Nader onderzoek naar de aard, concentratie en omvang van bodemverontreiniging (Vejledning i oprensning af forurenede grunde: Videregående undersøgelse af art, koncentration og omfang af jordforurening), på hollandsk. Rapport R 89/171, MT-TNO. Postbus 217, Delft, Holland.
- Lamé, F.P.J.; Bosman, R.; Defize, P.R.; Van Geer, F.C.; Lambert, J. (1988): Kriging interpolation as a sampling strategy in local soil pollution. I: Wolf, K., Van den Brink, W.J., Colon, F.J., Contaminated Soil '88. 171-178. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht.
- Larsen, J. (1989): Kvalitetssikring af borearbejde. I: Grundvandsforurening-Sundhed & Miljø. ATV-komiteen vedr. grundvandsforurening. 193-203. ATV. Lyngby.
- Lewis, D.L. (1988): Assessing and controlling sample contamination. I: Keith, L.H.; Principles of environmental sampling. 119-143. American Chemical Society. USA.
- Liggett, W. (1984): Detecting elevated contamination by comparisons with background. I: Schweitzer, G.E., Santolucito, J.A., Environmental sampling for hazardous wastes. ACS Symposium series, 267, 120-127. American Chemical Society, Washington D.C., USA.
- Lord, D.W. Appropriate site Investigations. Cairney, T., Reclaiming Contaminated Land. 63-113.
- Loxham, M. (1986): An advanced soil sampling technology for use in contaminated soils. I: Assink, J.W., Van den Brink, W.J., Contaminated Soil. 403-405. Martinus Nijhoff Publishers. Dordrecht.
- Lund, U.; Fobian, A. (1991): Pollution of two soils by arsenic, chromium and copper, Denmark (i trykken). Geoderma.
- Marcuson, W.F.; Franklin, A.G. (1979): State of the art of undisturbed sampling of cohesionless soils. I: State of the Art on Current practice of Soil Sampling. Proceedings of the International Symposium of Soil Sampling, Singapore 1979. 57-71. Japanese Society of Soil Mechanics and Foundation Engineering. Tokyo, Japan.
- Marrin, D.L.; Kerfoot, H.B. (1988): Soil-gas surveying techniques. Environ. Sci. Technol., 22, (7), 741-745.
- Maskarinec, M.P.; Moody, R.L. (1988): Storage and preservation of environmental samples. I: Keith, L.H.; Principles of environmental sampling. 145-154. American Chemical Society. USA.

- Mason, B.J. (1983): Preparation of soil sampling protocol. Techniques and strategies. EPA report no. EPA 600/4-83-020, National Technical Information Service, US. Department of commerce. Springfield, VA 22161, USA.
- McNabb, J.F.; Mallard, G.E. (1984): Microbiological sampling in the assessment of groundwater pollution. I: Bitton, G., Gerba, C.P., Groundwater pollution microbiology. J. Wiley & Sons. New York, USA.
- Meeussen, J.C.L.; Keizer, M.G.; Van Riemsdijk, W.H. (1990): The Solubility of iron-cyanide in soils. I: Arendt, F., Hinsenveld, M., Van den Brink, W.J., Contaminated Soil '90. Kluwer Academic Publisher. Holland.
- Morkoc, F.; Biggar, J.W.; Nielsen, D.R.; Myers, D.E. (1987): Kriging with generalized covariances. Soil Sci. Soc. Am. J., 51, 1126-1131.
- Munch, J.; Killely, R.W.D (1985): Equipment and Methodology for sampling and testing cohesionless sediments. Ground Water Monitoring Review, Winter, 38-42.
- Nadeau, R.J.; Lafornera, J.P.; Klinger, G.S.; Stone, T. (1986): Measuring soil vapors for defining subsurface contaminant plumes. I: Assink, J.W., Van den Brink, W.J., Contaminated Soil . 411-414. Martinus Nijhoff Publishers. Dordrecht.
- Nielsen, C. (1990): Retningslinier for undersøgelser af forurenede grunde. I: Vintermøde om grundvandsforurening. ATV-komiteen vedrørende grundvandsforurening. Lyngby.
- Nielsen, C.; Michaelsen, O.; Stang, O.; Petersen, S.B. (1989): Udtagning af jordprøver. I: Forurenede industrigrunde. Miljøprojekt, 121, 20-23. Miljøstyrelsen. København.
- Obdam, A. (1984): Enige beschouwingen over het monsteringsprobleem van een bodemverontreinigingsonderzoek (Betragtninger over prøvetagningsproblemer ved jordforureningsundersøgelser), på hollandsk. H20, 175-179.
- OKB (1988): Aangepaste voorlopige praktijkrichtlijnen voor bemonstering en analyse bij bodemverontreiniging (Foreløbelige praktiske retningslinier for jordprøvetagning og jordanalyse ved jordforureningsundersøgelser), på hollandsk. Overleggroep Kwaliteitsstandard Bodemonderzoek, Amersfort, Holland.
- Okx, J.P. (1990): Improving cost effectiveness in soil pollution research. I: Arendt, F., Hinsenveld, M., Van den Brink, W.J., Contaminated soil '90. Kluwer Academic Publishers. Holland.
- Okx, J.P.; Heuvelink, G.B.M.; Grinwis, A.W. (1990): Expert knowledge and (geo) statistical methods: Complementary tools in soil pollution research. I: Arendt, F., Hinsenveld, M., Van den Brink, W.J., Contaminated soil '90. Kluwer Academic Publishers. Holland.
- Osterberg, J.O.; Murphy, W.P. (1979): State of the art of undisturbed sampling of cohesive soils. I: State of the Art on Current Practice of Soil Sampling. Proceedings of the International Symposium of Soil Sampling, Singapore 1979. 43-54. Japanese Society of Soil Mechanics and Foundation Engineering. Tokyo, Japan.
- Outzen, S. (1989): Kilder til industrikortlægning. Bibliografi over industrihistorisk litteratur og kildemateriale. Udredningsrapport, (U6), Lossepladsprojektet.

- Phillips, J.H.; Potera, C.A.; Michalko, P.M.; Frost, J.H. (1988): The use of cryogenic size reduction to improve purgeable priority pollutant analyses in soil samples. Journal of Research of the National Bureau of Standards, **93**, (3), 292.
- Platenburg, R.J.P.M.; Tuinhof, H.; Bot, A.P. (1988): Geostatistics in soil pollution research. I: Wolf, K., Van den Brink, W.J., Colon, F.J., Contaminated Soil '88. 209-211. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht.
- Provost, L.P. (1984): Statistical methods in environmental sampling . Environmental sampling for hazardous wastes. ACS Symposium series, **267**, 80-96. American chemical society, . Washington D.C., USA.
- Roels, J.M.; Kabos, R. (1986): Sampling problems in assessing soil contamination at former gaswork sites. I: Assink, J.W., Van den Brink, W.J., Contaminated Soil. 337-349. Martinus Nijhoff Publishers. Dordrecht.
- Sabbe, W.E.; Marx, D.B. (1987): Soil sampling: spatial and temporal variability. I: Brown, J.R., Soil Testing: Sampling, correlation, calibration, and interpretation. SSSA Special Publication , (21), Soil Science Society of America. Wisconsin, USA.
- Sax, N.I.; Lewis, R.J. (1989): Dangerous Properties of industrial materials. Van Nostrand Reinhold. New York, USA.
- Schweitzer, G.E.; Black, S.C. (1985): Monitoring statistics. Environ. Sci. Technol. , **19**, (11), 1026-1030. American Chemical Society.
- Sheldrick, B.H. (1987): A soil sampling procedure for micromorphological studies. Canadian Journal of Soil Science, **67**, (3), 693-695.
- Siebers, H.H.; Donze, M. (1984): : Een nieuw apparaat om ongeroerde grondmonsters onder water te nemen (Nyt udstyr til optagning af uomrørte bundsedimentprøver), på hollandsk. H20, 74-77.
- Siegrist, R. (1991): Personlig kommunikation med Peter Kjeldsen.
- Siegrist, R.L.; Jenssen, P.D. (1989): Sampling method effects on volatile organic compound measurements in solvent contaminated soil. Institute for Georesources and Pollution Research, Aas, Norway.
- Siegrist, R.; Jessen, P.O. (1990): Evaluation of sampling method effect on volatile organic compound measurement in contaminated soil. Environmental, Science & Technology , **24**, 1387-1392.
- Simpson, J.C. (1985): Estimation of spatial patterns and inventories of environmental contaminants using kriging. I: Breen, J.J., Robinson, P.E., Environmental applications of chemometrics. 203-242. American Chemical Society. Washington D.C.
- Skaarup, J. (1988): Forurenede Industrigrunde. Udredningsrapport U2, Lossepladsprojektet.
- Slofstra, J.G. (1986): Rapid on-site analysis of soil contamination. I: Assink, J.W., Van den Brink, W.J., Contaminated Soil. 415-417. Martinus Nijhoff Publishers. Dordrecht.

Smith, F.; Kulkarni, S.; Myers, L.E.; Messner, M.J. (1988): Evaluating and presenting quality assurance sampling data. I: Keith, L.H.; Principles of environmental sampling. 157-168.

Sneath, R.W.; Phillips, V.R.; Price, J.S. (1989): Powered soil samplers for heavy metals and some concepts for the future. J.Agric. Engng. Res., 144, 159-174.

Spittler, T.M. (1984): Field measurement of polychlorinated biphenyls in soil and sediment using a portable gas chromatograph. I: Schweitzer, G.E., Santolucito, J.A., Environmental sampling for hazardous wastes. ACS Symposium series, 267, 37-42. American chemical society, . Washington D.C.

Starr, R.C. (1988): An investigation of the role of labile organic carbon in denitrification in shallow sandy aquifers. Ph. D. Thesis. University of Waterloo . Ontario, Canada.

Taylor, J.K. (1988): Defining the accuracy, precision and confidence limits of sample data. I: Keith, L.H.; Principles of environmental sampling. 157-168.

Teknologisk Institut (1989): Vurdering af Rilsanposer (brev til fabrikanten). Afdelingen for Plastteknologi, Teknologisk Institut.

Triegel, E.K. (1988): Sampling variability in soils and solid wastes. I: Keith, L.H., Principles of environmental sampling. 385-393. American Chemical Society. USA.

Van der Gaast, N.G.; de Jonge, L.H. (1988): The use of expert systems for determining sampling strategies in contaminated site investigations. Trends in Analytical Chemistry, 7, (8), 283-285.

Versluijs, C.W. (1990): Sampling strategy and testing procedure of excavated and cleaned soils. I: Arendt, F., Hinsenveld, M., Van den Brink, W.J., Contaminated Soil 90, Karlsruhe, BRD.

Webster, R.; Burgess, T.M. (1983): Spatial variation in soil and the role of kriging. Agricultural Water Management, 6, 111-122.

Westat Research (1989): Methods for evaluating the attainment of cleanup standard. Environmental Protection Agency. Washington, USA.

Wille, E.; Vendelboe, N. (1990): Måling med transportabel gaschromatograf i felten - erfaringer. I: Vintermøde om grundvandsforurening, 6-7 marts 1990. Akademiet for tekniske videnskaber. Lyngby.

Williams, L.R.; Leggett, R.W.; Espegren, M.L.; Little, C.A. (1988): Optimization of Sampling for the Determination of Mean Radium-226 Concentration in Surface Soil. Wiersma, G.B., Environmental Monitoring and Assessment, 12, (1), 83-96.

Zapico, M.M.; Vales, S.; Cherry, J.A. (1987): A wireline piston core barrel for sampling cohesionless sand gravel below the water table. Ground Water Monitoring Review, Summer 1987,

Zirschky, J.; Gilbert, R.O. (1984): Detecting hot spots at hazardous-waste sites. Chemical Engineering, 97-100.

Zirschky, J.H.; Harris, D.J. (1986): Geostatistical Analysis of Hazardous Waste Site Data. Journal of Environmental Engineering, 112, (4), 770-784.

Zweidinger , R.A.; Sheldon, L.S. (1988): Chemical waste disposal sites: sampling and analysis. I: Fishbein, L., O'Neill, I.K., Environmental carcinogens methods of analysis and exposure measurement- Vol. 10 Benzene and alkylated benzenes. 179-185. International Agency for Research on Cancer, WHO. Lyon, France.

8. ORDLISTE

I dette kapitel gives ordforklaringer til nogen af de fagudtryk, der er benyttet i rapporten. Ordlisten er ordnet alfabetisk.

Adaptationsperiode	Tilvænningsperiode.
Akvifermaterialer	Den jord, der findes i grundvandsførende lag, især sand og grus.
Alkan	Kulbrinte, hvor kulstofatomerne er sat sammen i kæder sammenbundet af enkeltbindinger.
Apolær	Det modsatte af polær (se denne).
Aromat	Betegnelse for organisk stof indeholdende mindst én benzenring (kulstofring med 6 atomer).
Aseptisk	Fri for levende mikroorganismer.
Bentonit	Naturligt eller kunstigt lermineral, der har den egenskab at der ved kontakt med vand svulmer op og bliver næsten uigennemtrængelig for vand. Benyttes som hydraulisk barriere.
Blandeprøve	Prøve, der er fremkommet ved sammenblanding af flere prøver inden den kemiske analyse foretages. Se også enkeltprøve.
BTX	Samlebetegnelse for stofferne <u>B</u> enzen, <u>T</u> oluen og <u>X</u> ylener.
Dekomponering	Nedbrydning/omdannelse.
Detektionsgrænse	Den mindste koncentration som en given analysemetode kan måle.
Detergenter	Vaskemidler - i reglen menes syntetiske, men i grunden er sæber også detergenter. De er overfladeaktive stoffer.
Diffus forurening	Forurening hvor der ikke er klare afgrænsninger mellem forurennet jord og uforurennet jord.
Diffusion	Spredning af stoffer grundet molekylernes egenbevægelser betinget af koncentrationsforskelle.
Ekstraktionsmiddel	Væske (ofte et organisk opløsningsmiddel), der tilsættes prøven for at udtrække (organiske) forureningskomponenter fra prøven.
Enkeltprøve	Prøve der ikke blandes med andre prøver inden den kemiske analyse foretages. Se også blandeprøve.

Estimat	Resultat af en statistisk beregning. Beregning af en middel værdi vil således altid være et estimat for middelværdien, da den sande middelværdi aldrig kendes.
Flygtighed	Et stofs evne til at gå på dampform.
Foringsrør	Se borerør.
Fraktil	En 5 % fraktil for en fordelingsfunktion, vil sige at fordelingsfunktionen har værdien 0,05 for fraktions værdi.
Friktionsjord	Fællesbetegnelsen for en række grovkornede jordarter (grovsilt, sand, grus, sten). Hvis styrke i det væsentlige beror på friktion mellem kornene. Disse jordarter savner bl.a. den formbarhed, som som kohæsionsjord er i besiddelse af.
Gaschromatograf	Analyseudstyr, der især benyttes til analyse af organiske stoffer.
Gennemsnit	Summen af en række tal divideret med antallet af tal. F.eks. er gennemsnittet af 2,7 og 3 lig $(2 + 7 + 3)/3 = 4$.
Gytje	Aflejring af finkornet materiale, hovedsagelig bestående af organiske rester af planter og dyr.
Headspace	Betegnelse for det luftrum, der vil være i prøvebeholder, som ikke er helt fyldt med prøve.
Histogram	Grafisk fremstilling af mængde- og hyppighedsfordeling i form af søjler, hvis højde er afgørende.
Homogen	Ensartet. Et undersøgelsesområde vil selvfølgelig aldrig være helt ensartet, men hvis det ikke er muligt at udskille delområder, der er anderledes mht. de egenskaber, der betragtes, siges det at være homogent.
Hot-spot	Se punktkilde
Hydrolyse	Proces, hvorved et stof omsætter sig med vand.
Hypotese	I rapporten benyttes ordet som en opstillet formodning baseret på tilstedeværende erfaringer.
Hærdnede bjergarter	Bjergarter der er hårde og sammenhængende f.eks kalksten, granit m.m.
Inhomogen	Det modsatte af homogen
In-situ-metode	Benyttes f.eks om målemetoder, som gennemføres uden af det der f.eks måles på flyttes fra dets oprindelige placering. Benyttes også om afværgemetoder.

Iterativ	Betegnelse for en problemløsningsform, hvor resultatet af en foreløbig løsning benyttes til opnåelse af nyt resultat der er tættere på målet.
Kapillarzonen	Grænseområdet mellem den umættede zone (hvor porerummet mellem jordpartiklerne er luft og vandfyldt) til grundvandszonen hvor porerummet er vandfyldt.
Kohæsionsjord	Fællesbetegnelsen for en række finkornede jordarter (ler, finsilt og dynd), hvis styrke for en væsentlig dels vedkommende beror på indre sammenhænge mellem kornene, kohæsion. Denne kommer bl.a. til udtryk ved evnen til at kunne formes ved et passende vandindhold.
Kompositprøve	Se blandeprøve.
Konfidensinterval	Et 95%-konfidensinterval er et interval med den egenskab, at middelmiddelen med 95% sikkerhed ligger i intervallet.
Kriging	Statistisk beregningsmetode som ud fra målinger af en variabel henover et område, gør én i stand til at tegne et konturkort over den variable samt et overslag over, hvor usikkert den variable er bestemt i de forskellige områder.
Krydskontaminering	Utsigtet overførelse af forurening fra et sted til et andet.
Logaritmisk normalfordeling	Hvis logaritmen til data følger en normal fordeling, siges de oprindelige data at være logaritmisk normalfordelte.
Middelmiddelen	Den gennemsnitlige koncentration i et område.
Monomer	Kemisk forbindelse der udgør byggestenen eksempelvis i et plastmateriale (polymer). Ved sammenkædning af monomerer dannes polymeren (f.eks er stoffet vinylchlorid monomeren i plastmaterialet PVC (polyvinylchlorid)).
Målefejl	Kaldes også variansen. Et resultats målefejl er summen af en fejl, der skyldes manglende homogenitet af prøven og en fejl, der skyldes analyseusikkerhed.
Målrettet prøveudvælgelse	Prøverne udtages med baggrund i kendt historik.
Normalfordeling	Den mest almindelige statistiske fordelingsfunktion. Udviser en klokkeformet kurve.
Oxidation	Iltning.
PAH	Forkortelse for en kemisk stofgruppe nemlig de Poly Aromatiske Hydrocarboner, som forefindes bl.a i olie, tjære o.lign.

Patogen	Sygdomsfremkaldende.
Pesticider	Kemiske bekæmpelsesmidler for ukrudt, skadedyr m.m. <u>H</u> ydrocarbo.
Photokemisk reaktion	Kemisk reaktion igangsæt af lys.
PID-måling	Måling med <u>P</u> hoto - <u>I</u> onisations - <u>D</u> etektor, et feltanalyseapparat der kan måle luftkoncentrationer af flygtige stoffer.
Polymer	Plasticmateriale.
Polær	Betegnelse for et stof der har en positiv og en negativt ladet ende, hvilket som regel gør stoffet meget vandopløseligt.
Prøveudvælgelse	Metoder til udvælgelse af de prøver, der skal analyseres på laboratoriet. Der skelnes mellem fire forskellige: Tilfældig, vilkårlig, systematisk og målrettet.
Punktkilde	Forurening med begrænset udstrækning.
Redoxforhold	Beskrivelse af et miljøforhold der har stor betydning for kemiske og mikrobielle processer, hvor typen af tilstedeværende iltende forbindelser er central.
Repræsentativitet	I hvor høj grad en genstand eller værdi er et eksempel for noget man ønsker belyst.
Residualolie	Benyttes om den rest af olie der efterlades i jorden efter f.eks et oliespild har passeret jordlaget.
Screening	Forundersøgelse på basis af få prøver.
Silt	Sedimentfraktionen (jordpartikler) med kornstørrelse mellem ler og sand, dvs. mellem 0,002 mm og 0,06 mm.
Sorption	Proces, hvor et stof bliver optaget i/på en fast fase fra en væske- eller luftfase.
Spredning	Kvadratroden af variansen. Udtryk for variationen i området.
Sterilt	Fri for levende mikroorganismer.
Stratificeret prøveudvælgelse	Området deles op i en række delområder, og herefter udtages et antal prøver tilfældigt fra hvert af disse delområder.
Stratum	Delområde indenfor hvilket der er større homogenitet end i området som helhed.

Systematisk prøveudvælgelse	Prøver udtages systematisk. Ofte udlægges et gitter over området, og prøverne udtages i gitterets knudepunkter.
Teflon	Ofte benyttet plastmateriale af typen PTFE. Reagerer eller optager kun i ringe omfang organiske stoffer.
T-fordeling	En statistisk fordelingsfunktion. Minder om normalfordelingskurven, men har lidt tykkere haler.
Tilfældig prøveudvælgelse	Prøverne udvælges tilfældigt fra det betragtede område.
Toksisk	Giftigt.
Udvælgelsesstrategi	Se prøveudvælgelse.
Varians	Udtryk for variationen i området.
Vilkårlig prøveudvælgelse	Prøverne udtages vilkårligt. Ofte tages de prøver, der er nemmest at få fat i.

APPENDIKSER

APPENDIKS 1. STATISTISKE METODER

Som inden for alt andet analysearbejde er kvaliteten af de resultater, man kommer frem til, et spørgsmål om detaljeringsgrad i det forudgående arbejde. Jo mere forhåndsviden man har, og jo flere antagelser man gør, jo mere avancerede statistiske analyser kan man anvende, og jo mere detaljerede resultater vil det være muligt at opnå. Desuden kan man ved at øge antallet af prøver, forbedre analyseusikkerheden osv. gøre det endelige resultat mere nøjagtigt. Ofte bestemmes graden af forhåndsviden og f.eks. antallet af udtagne prøver imidlertid af økonomiske og/eller tidsmæssige faktorer. Det vil derfor være urealistisk kun at beskrive sofistikerede statistiske metoder, idet disse sjældent er anvendelige i praksis. En sådan beskrivelse vil heller ikke være i pagt med nærværende fremstilling, idet denne ikke henvender sig til statistikere, men til folk uden særlige forkundskaber inden for statistikken. I stedet er det valgt at beskrive enkle og operationelle metoder, der til gengæld vil være robuste i praksis. Dette er gjort ud fra en idé om, at man (i hvert på nuværende tidspunkt) sjældent ved særlig meget på forhånd om de områder, man ønsker at undersøge. Princippet i de skitserede metoder vil således næsten altid bygge på en forudsætning om homogenitet. Inden prøveudtagningen foretages, må man således begynde med at identificere homogene områder, der herefter behandles hver for sig. Som før, vil det være et spørgsmål om detaljeringsgrad, hvad der forstås ved et homogent område. Disse problemer vil blive diskuteret yderligere i de enkelte afsnit. Ønsker man imidlertid en mere raffineret statistisk analyse, vil man i de fleste tilfælde stå sig ved at kontakte en statistiker, der kan vejlede ved planlægning og analyse. Desuden vil de forskellige afsnit indeholde litteraturhenvisninger, der kan være nyttige til videre studier.

Beskrivelse af, hvorledes en forurening udvikler sig med tiden eller i en bestemt retning, er eksempler på beskrivelse af et dynamisk system, hvilket ligger udenfor nærværende fremstilling. Oplysninger om disse metoder kan f.eks. søges indenfor emnerne tidsrækkeanalyse, regressionsanalyse og kriging. Ligeledes vil problemer om, hvorvidt en forurening har ændret sig, eller om 2 forureninger er forskellige, ikke blive beskrevet. Oplysninger kan søges indenfor emnet variansanalyse.

I dette appendiks præsenteres forskellige statistiske metoder som vil blive benyttet i kapitel 2 til planlægning af prøvetagning og statistisk resultatvurdering. Nogle af metoderne er iøvrigt eksemplificeret i kapitel 5.

A1.1 BEREGNING AF GENNEMSNIT, SPREDNING OG KONFIDENSINTERVALLER

Som eksempel går vi ud fra, at der er foretaget 10 prøveudtagninger, og at disse 10 prøver er analyseret på laboratoriet. Man har således 10 måleresultater (mængde/areal), som man kunne benævne y_1, \dots, y_{10} . I første omgang kan man udregne gennemsnittet som et bud på middelkoncentrationen. Gennemsnittet kaldes \bar{y} , og det beregnes som:

$$\bar{y} = \frac{1}{10}(y_1 + \dots + y_{10}) = \frac{1}{10} \sum_{i=1}^{10} y_i$$

Hvis vi går ud fra, at måleresultaterne følger en normalfordeling, kan man f.eks. udregne et 95%-konfidensinterval for gennemsnittet. Ved et 95%-konfidensinterval forstås et interval, der har den egenskab, at middelkoncentrationen med 95% sikkerhed ligger i intervallet. For at beregne et sådant interval skal man kende spredningen på målingerne - eller ihvertfald et skøn over den. Et sådant skøn, s , fås som:

$$s = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^{10} (y_i - \bar{y})^2}{10-1}}$$

Man kan nu beregne grænserne i konfidensintervallet. Disse bliver:

$$\bar{y} - 2,262 \frac{s}{\sqrt{10}} \quad \text{og} \quad \bar{y} + 2,262 \frac{s}{\sqrt{10}}$$

Hvis man f.eks. har fået følgende målinger:

12,7 1,4 5,6 9,8 8,2 8,0 10,0 5,2 7,1 2,7

fås:

$$\bar{y} = 7,07 \quad \text{og} \quad s = 3,44$$

og dermed bliver konfidensintervallet:

$$[4,61; 9,53]$$

Dvs., at det gennemsnitlige indhold med 95% sikkerhed ligger mellem 4,61 og 9,53.

Nu er det jo ikke altid, at man har netop 10 målinger og ønsker et 95%-konfidensinterval. De generelle formler for en situation med n målinger og et $(1-\alpha)$ -konfidensinterval bliver (α svarer

til 5% for 95%-konfidensintervallet):

$$\bar{y} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n y_i$$

$$s = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2}{n-1}}$$

Konfidensinterval:

$$\left[\bar{y} - t_{1-\frac{\alpha}{2}}(n-1) \frac{s}{\sqrt{n}}, \bar{y} + t_{1-\frac{\alpha}{2}}(n-1) \frac{s}{\sqrt{n}} \right]$$

hvor $t_{1-\alpha/2}(n-1)$ er fraktilen i en t-fordeling med $n-1$ frihedsgrader. t-fordelingen er tabelleret i tabel A1.1 som funktion af antal frihedsgrader.

A1.2 BEREGNING AF PRØVEANTAL

Ofte er det imidlertid sådan, at man er i den omvendte situation i forhold til sidste afsnit, således at man ønsker et bestemt krav til nøjagtigheden og gerne vil vide, hvor mange prøver dette kræver. Et krav til nøjagtigheden kan udformes som et krav til bredden af konfidensintervallet - f.eks. skal gennemsnittet kendes med en usikkerhed på $\pm 0,1$. Dvs., at konfidensintervallet skal have en bredde på $2 \times 0,1 = 0,2$. Generelt ønsker man således et konfidensinterval af en bestemt bredde, $2L$, og man vil gerne vide, hvor mange prøver, dette kræver. Det kan vises, at antallet af prøver, n , da skal være større end eller lig:

$$n = \left(\frac{t_{1-\frac{\alpha}{2}}(n-1) \cdot s}{L} \right)^2$$

Som det fremgår af formel, må løsningen foregå på iterativ vis, idet n indgår i bestemmelsen af t-værdien. Ved at prøve sig lidt frem og tilbage ved hjælp af tabel A1.1 kommer man dog hurtigt frem til det rigtige resultat.

Tabel A1.1 Værdier af $t_{1-\alpha/2}(n)$ (fra Conradsen et al., 1979).

n	$1-\alpha/2$	0,90	0,95	0,975	0,99	0,995
1		3,078	6,314	12,706	31,821	63,657
2		1,886	2,920	4,303	6,965	9,925
3		1,638	2,353	3,182	4,541	5,841
4		1,533	2,132	2,776	3,747	4,604
5		1,476	2,015	2,571	3,365	4,032
6		1,440	1,943	2,447	3,143	3,707
7		1,415	1,895	2,365	2,998	3,499
8		1,397	1,860	2,306	2,896	3,355
9		1,383	1,833	2,262	2,821	3,250
10		1,372	1,812	2,228	2,764	3,169
11		1,363	1,796	2,201	2,718	3,106
12		1,356	1,782	2,179	2,681	3,055
13		1,350	1,771	2,160	2,650	3,012
14		1,345	1,761	2,145	2,624	2,997
15		1,341	1,753	2,131	2,602	2,947
16		1,337	1,746	2,120	2,583	2,921
17		1,333	1,740	2,110	2,567	2,898
18		1,330	1,734	2,101	2,552	2,878
19		1,328	1,729	2,093	2,539	2,861
20		1,325	1,725	2,086	2,528	2,845
22		1,321	1,717	2,074	2,508	2,819
24		1,318	1,711	2,064	2,492	2,797
26		1,315	1,706	2,056	2,479	2,779
28		1,313	1,701	2,048	2,467	2,763
30		1,310	1,697	2,042	2,457	2,750
40		1,303	1,684	2,021	2,423	2,704
50		1,299	1,676	2,009	2,403	2,678
70		1,294	1,667	1,994	2,381	2,648
100		1,290	1,660	1,984	2,364	2,626
∞		1,282	1,645	1,960	2,326	2,576

I eksemplet hvor det var et 95%-konfidensinterval, der var tale om, vil man f.eks. for en intervallængde på 4 ($L=2$) få, at man skal tage mindst:

$$n = \left(\frac{2,262 \cdot 3,44}{2} \right)^2 = 15,1$$

dvs., mindst 16 prøver. Bemærk, at det her forudsættes, at s er kendt fra tidligere.

A13 HVIS MÅLERESULTATERNE IKKE ER NORMALFORDELT

Ofte vil måleresultaterne i stedet for at følge en normalfordeling følge en logaritmisk normalfordeling. Dette ses tit ved måling af koncentrationer, idet disse ikke kan være mindre end nul. Er dette tilfældet, ændres beregningerne en smule. I stedet for at betragte de oprindelige måleresultater transformeres vha. den naturlige logaritme. Man får herved nogle nye "måleresultater", x_1, \dots, x_{10} , hvor $x_i = \ln(y_i)$. x_1, \dots, x_{10} følger en normalfordeling, og man kan derfor regne på dem på samme måde som før. F.eks. udregnes gennemsnit og spredning som:

$$\bar{x} = \frac{1}{10} \sum_{i=1}^{10} x_i$$

$$s = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^{10} (x_i - \bar{x})^2}{10-1}}$$

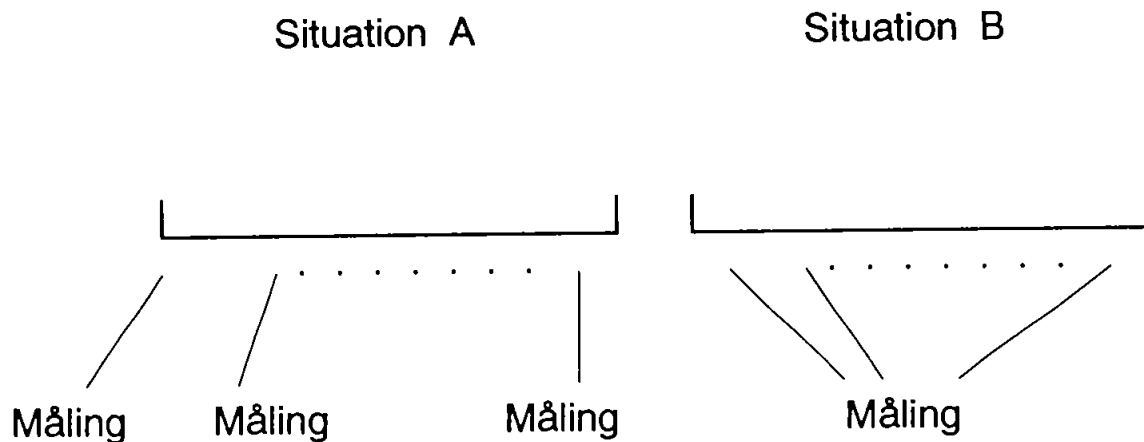
og her ud fra beregnes konfidensintervallet for x som ovenfor.

Hvor vidt nogle måleresultater er normalfordelte eller logaritmisk normalfordelte kan sandsynliggøres ved optegning af resultaterne i et histogram. Fordeler observationerne sig ikke symmetrisk omkring middelværdien kan det betyde at observationerne følger en logaritmisk normalfordeling. Logaritimering af observationerne og tegning af et nyt histogram, skulle give et symmetrisk histogram, hvis observationerne følger en logaritmisk normalfordeling. Hvorledes sådanne betragtninger udføres i praksis er illustreret i eksempel 1 i kapitel 5.

Det er selvfølgelig også muligt at udføre den statistiske analyse for andre fordelingsstyper end normalfordelingen og den logaritmiske normalfordeling. Disse analyser bliver imidlertid forholdsvis komplicerede, og da de to nævnte fordelinger som regel er de, der optræder i praksis, er de de eneste, der er medtaget her.

A1.4 ANALYSE AF BLANDEPRØVER

I det foregående er man hele tiden gået ud fra, at laboratoriet har analyseret hver prøve for sig, dvs., at der i eksemplet er foretaget 10 analyser. Ofte er analyserne imidlertid meget dyre, og det vil derfor være en fordel, hvis det er muligt at spare noget af analysearbejdet. Man kan derfor forestille sig, at det vil være hensigtsmæssigt, at blande prøverne sammen og således nøjes med at foretage én kemisk analyse (eller slå prøverne sammen i grupper, og foretage én analyse for hver gruppe). De to situationer er anskueliggjort på figur A1.1.



Figur A1.1. Udtagning og analyse af enkeltprøver (A) og blandeprøver (B).

Der kan tages højde for situation B på følgende måde. Egentlig består målefejlen (variansen, der er lig kvadratet på spredningen) af to komponenter:

$$s^2 = s_{prøve}^2 + s_{mdle}^2$$

dvs., af en fejl, der skyldes manglende homogenitet, $s_{prøve}^2$, og en fejl der skyldes analyseusikkerhed, s_{mdle}^2 . Spredningen på gennemsnittet bliver i tilfælde A som før:

$$\sqrt{\frac{s^2}{n}} = \sqrt{\frac{s_{prøve}^2 + s_{mdle}^2}{n}}$$

I tilfælde B fås derimod:

$$\sqrt{\frac{s_{prøve}^2}{n} + s_{mdle}^2} = \sqrt{\frac{s^2 - s_{mdle}^2}{n} + s_{mdle}^2}$$

og et $(1-\alpha/2)$ -konfidensinterval beregnes i tilfælde A som:

$$\bar{y} \pm t_{1-\frac{\alpha}{2}}(n-1) \cdot \frac{s}{\sqrt{n}}$$

og i tilfælde B som:

$$\bar{y} \pm t_{1-\frac{\alpha}{2}}(n-1) \cdot \sqrt{\frac{s^2 - s_{mdle}^2}{n} + s_{mdle}^2}$$

I tilfælde B har man jo kun én måling, så det kræves, at man har et skøn over s fra tidligere. Desuden skal man kende laboratoriets analyseusikkerhed s_{mdle}^2 . Det nødvendige antal prøver til opnåelse af et 95%-konfidensinterval af længde $2L$ bestemmes i tilfælde A af:

$$\left(\frac{2,262 \cdot s}{L}\right)^2$$

og i tilfælde B af:

$$\frac{2,262^2 \cdot (s^2 - s_{mdle}^2)}{L^2 - 2,262^2 \cdot s_{mdle}^2}$$

Hvis man f.eks. ønsker at L skal være lig 3, og man fra tidligere har et skøn over s på 4 og ved at s_{mdle} er 1, fås, at man skal bruge mindst:

$$\left(\frac{2,262 \cdot 4}{3}\right)^2 = 9,09$$

dvs., mindst 10 prøver i tilfælde A og mindst:

$$\frac{2,262^2 \cdot (4^2 - 1^2)}{3^2 - 2,262^2 \cdot 1^2} = 19,76$$

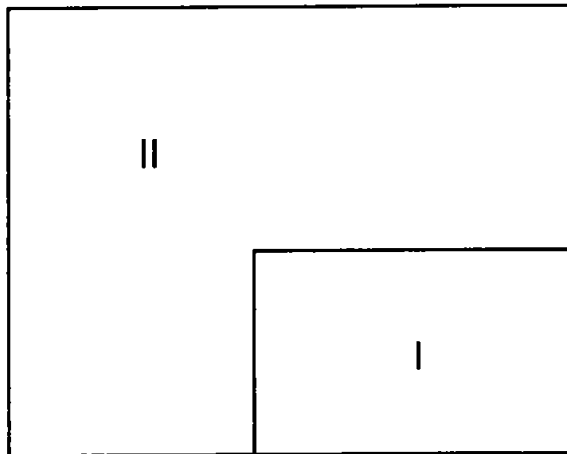
dvs., mindst 20 enkeltprøver der blandes i tilfælde B.

Forskellen mellem de to metoder er mindst, jo mindre laboratorieusikkerheden er. Bemærk

iøvrigt, at metode B kun kan benyttes for L større end $2.262 \cdot s_{\text{måle}}$.

A1.5 STRATIFICERET UDVÆLGELSE

Hvis det betragtede område, i hvilket man ønsker midelkoncentrationen, ikke er homogent, men f.eks. kan deles i to homogene områder - 2 strata - opnås mere nøjagtige resultater, hvis der tages hensyn til dette ved udvælgelsen af prøver og ved den senere statistiske analyse. Antag f.eks. at situationen er som vist i figur A1.2 hvor områderne I og II hver for sig antages at være homogene, og område II er 3 gange så stort som område I. Antag desuden, at der er udtaget 5 prøver i område I og 10 prøver i område II, samt at måleresultaterne (der er normalfordelte) som tidligere er angivet i mængde/areal.



Figur A1.2: Område opdelt i to delområder.

Måleresultaterne benævnes for område I: y_1^I, \dots, y_5^I og for område II: $y_1^{II}, \dots, y_{10}^{II}$. Et totalt gennemsnit beregnes da som:

$$\bar{y} = \frac{1 \cdot \frac{\sum_{i=1}^5 y_i^I}{5} + 3 \cdot \frac{\sum_{i=1}^{10} y_i^{II}}{10}}{1+3}$$

Et skøn over spredningen i område I bliver:

$$s_I = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^5 (y_i^I - \bar{y}^I)^2}{5-1}}$$

og i område II fås tilsvarende:

$$s_{II} = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^{10} (y_i'' - \bar{y}'')^2}{10-1}}$$

På baggrund af disse kan man beregne spredningen på \bar{y} . Denne bliver:

$$s_{\bar{y}} = \sqrt{\frac{1^2 \cdot \frac{s_I^2}{5} + 3^2 \cdot \frac{s_{II}^2}{10}}{(1+3)^2}}$$

Herefter kan man beregne konfidensintervaller på samme måde som før ved at indsætte \bar{y} og $s_{\bar{y}}$ (hvor $s_{\bar{y}}$ erstatter s/\sqrt{n})

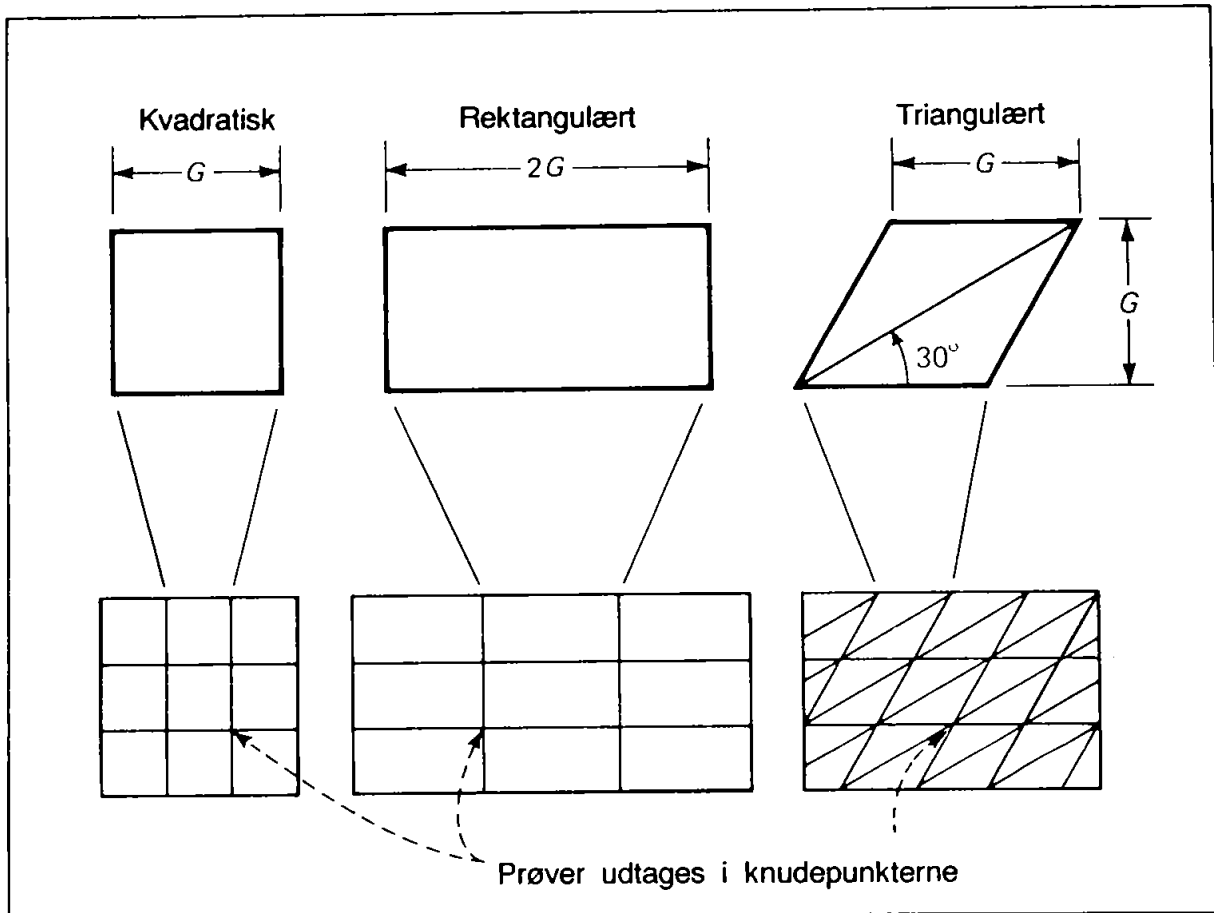
Stratificeret udvælgelse kan også med fordel benyttes i tilfælde, hvor man ønsker at udtage prøver i flere dybder. F.eks. kan man definere et homogent område fra 0.0 m til 0.5 m, et andet fra 0.5 m til 1.0 m osv, (se eksempel 1 i kapitel 5).

A1.6 LOKALISERING AF PUNKTKILDER

Problemer vedr. bestemmelse af stærkt forurenede områder, såkaldte punktkilder eller hot-spots, er udmærket og detaljeret beskrevet i kapitel 5 i Gilbert, (1987) samt i Zirschky & Gilbert (1989). De i disse referencer beskrevne metoder bygger på systematisk udvælgelse, og der beskrives både, hvorledes undersøgelsen tilrettelægges, hvis man ikke kender det pågældende område og, hvis man ønsker at inddrage historiske oplysninger. Nærværende beskrivelse vil derfor hente inspiration herfra.

Inden man begiver sig ud i at fortælle, hvilke formler, der gælder, er det nødvendigt dels at komme med en række definitioner, dels at gøre nogle grundlæggende antagelser. For det første skal man finde ud af, hvilken udvælgelsestrategi, der skal bruges. Det viser sig at være mest hensigtsmæssigt at udtage prøverne systematisk. Dette gøres i praksis ved at lave af gitter og udtage prøverne i knudepunkterne. De gitter, der skal benyttes her, ser ud som vist på figur A1.3.

Det er således givet, at punkterne skal ligge i et gitter, og problemet med at finde det nødvendige antal prøver bliver derfor til at finde det nødvendige antal gitterpunkter og dermed, idet arealet af analyseområdet kendes, afstanden mellem gitterpunkterne. Denne afstand kaldes



Figur A1.3 Kvadratisk, rektangulært og triangulært gitter, Zirschky & Gilbert (1984).

G.

Det er som nævnt også nødvendigt at gøre en række antagelser. For det første må det antages, at man leder efter én enkelt forurening - en såkaldt punktkilde eller hot-spot - i det følgende kaldet HS. Desuden må det antages, at HS har en bestemt form, nemlig at den er enten cirkulær eller elliptisk. Størrelsen af HS kan da karakteriseres vha. akserne i ellipsen. Længden af den længste akse kaldes $2L$ og længden af den korteste kaldes $2K$. For en cirkel er L lig K lig cirkelns radius.

Det er tillige nødvendigt at forudsætte, at den mængde jord, der indsamles, er lille i forhold til den samlede mængde, men sådan er det også oftest i praksis. Til slut skal man være sikker på, at der ikke ved analysen kan opstå tvivl om, om man har fundet HS eller ej. Dvs., at HS skal adskille sig markant fra "baggrunden".

Der mangler nu kun endnu et par definitioner: $S = K/L$ og B lig sandsynligheden for ikke at finde

HS. Vi repeterer:

- G afstanden mellem gitterpunkter
- L halvdelen af længden af den lange akse i ellipsen
- K halvdelen af længden af den korte akse i ellipsen
- S K/L
- B sandsynligheden for ikke at finde HS

S er altså blot en kunstig størrelse, hvorimod G, L og K direkte relaterer sig til "forsøget". Det viser sig heldigvis, at der er en sammenhæng mellem de fire størrelser, sådan at hvis man kender de tre, kan man altid finde den sidste. Denne sammenhæng er, for hver af de tre gittertyper, angivet i figur A1.4.

Brugen af kurverne illustreres nok bedst vha. nogle eksempler.

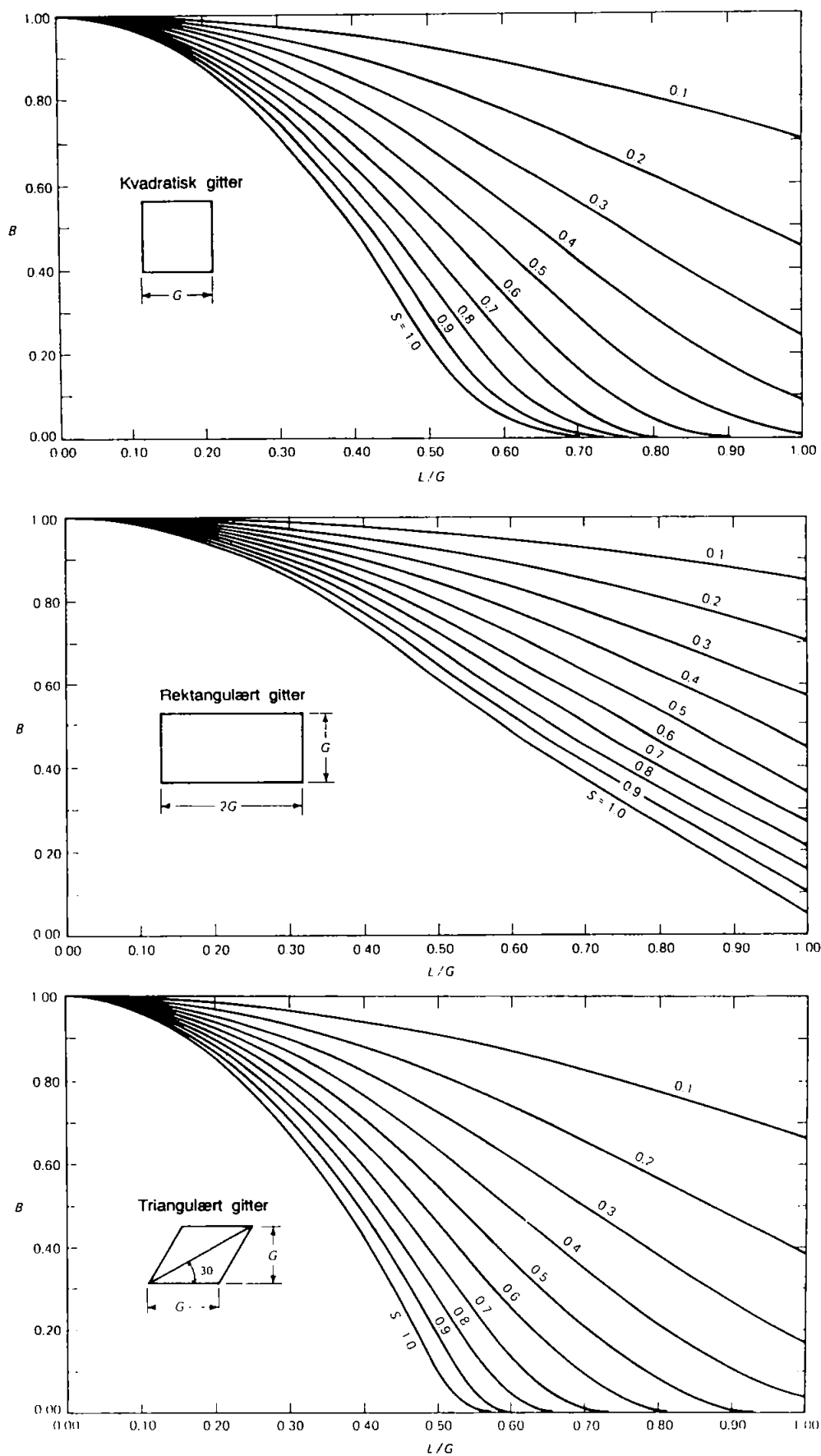
Antag i det første eksempel, at man gerne vil benytte et kvadratisk gitter. Man går ud fra, at HS har form som en cirkel med en radius på 5 m. Dvs., at $L=K=5$ m, og dermed er $S=1$. Man ønsker 90% sikkerhed for at finde HS, dvs., at sandsynligheden for ikke at finde HS bliver 0,1, og dermed er $B=0,1$. Hvor langt skal der da være mellem gitterpunkterne?

Man skal bruge den første figur svarende til et kvadratisk gitter. Idet $S=1$, er det denne kurve, der skal aflæses på. På den lodrette akse findes $B=0,1$, og man finder det sted, hvor denne linie skærer kurven. Dette punkt svarer til 0,56 på den vandrette akse. Dvs., at $L/G=0,56$. Nu var det jo G, vi gerne ville finde, og da vi kender L fås:

$$\begin{aligned} G &= L/0,56 \\ &= 5 \text{ m}/0,56 \\ &= 8,93 \text{ m} \end{aligned}$$

Dvs., at afstanden mellem gitterpunkterne skal være ca. 9 meter. Hvis man omvendt ved, at det er muligt at udtage 20 prøver, og dette på det betragtede område svarer til en afstand mellem punkterne på 20 m i et kvadratisk gitter. Hvor stor er da sandsynligheden for ikke at finde en HS af samme størrelse som ovenfor?

Det er altså denne gang, der er ukendt, og som før er $S=1$, dvs., at man skal bruge samme kurve som før ved aflæsningen. L er 5 m, og G er 20 m, så $L/G = 5 \text{ m}/20 \text{ m} = 0,25$. Ved aflæsning



Figur. A1.4 Sammenhæng mellem G, L, B og S for hver af de tre gittertyper, (Zirschky and Gilbert, 1984).

fås $B=0,76$, så der er altså temmelig stor sandsynlighed, nemlig 76%, for ikke at finde HS med den valgte forsøgsplan.

Den sidste mulighed er, at størrelsen af HS er ukendt, svarende til at man kan beregne hvilken størrelse HS, der kan detekteres med en given forsøgsplan.

En af antagelserne for ovenstående var, at man var sikker på, at der (netop) fandtes én HS af en given størrelse på det undersøgte område. Det er imidlertid ikke altid, at man kan være helt sikker på, at dette er tilfældet. Ofte vil det dog være muligt at sætte en sandsynlighed på - f.eks. at der med 50% sandsynlighed findes en HS i det betragtede område. Kaldes denne sandsynlighed for α - dvs., at α i ovenstående eksempel er lig 0,5 - kan man i stedet udregne sandsynligheden for, at HS af en vis størrelse eksisterer og bliver fundet. Denne bliver:

$$(1-B) \cdot \alpha$$

Går vi et øjeblik tilbage til eksemplet fra før, hvor vi beregnede at B var 0,76, svarer dette til, at sandsynligheden for at finde HS, hvis vi ved, at den eksisterer er $1-B = 1-0,76 = 0,24$. Hvis vi imidlertid kun tør sige, at der er 50% chance for, at den eksisterer, bliver sandsynligheden for, at den eksisterer og bliver fundet:

$$(1-B) \cdot \alpha = 0,24 \cdot 0,5 = 0,12$$

Til sidst kan man stille sig det spørgsmål, hvad sandsynligheden er, for at HS eksisterer, selvom man ikke har fundet noget. Denne kan beregnes som:

$$B/(B \cdot \alpha + 1 - \alpha)$$

I ovenstående eksempel bliver denne sandsynlighed altså:

$$0,76 \cdot 0,5 / (0,76 \cdot 0,5 + 1 - 0,5) = 0,38 / 0,88 = 0,43$$

A1.7 HOLLANDSK PRØVETAGNINGSPROCEDURE TIL KONTROL AF RENSET JORD

Versluijs (1990) beskriver en prøvetagningsprocedure, der er udviklet i Holland til brug ved kontrol af restindholdet af forurening i rensed jord. Proceduren gør i princippet brug af de simple

statistiske principper som beskrevet i afsnit A1.1. Proceduren tager udgangspunkt i 99%-konfidensintervaller og har altså indbygget en større sikkerhed mod fejlagtige konklusioner, end hvis der var benyttet 95%-konfidensintervaller. Proceduren består af to trin. Variationen i måleresultaterne fra det første trin afgør om behovet for at udføre testprocedurens andet trin. Ofte vil gennemførelse af første trin være tilstrækkelig. Fordelen ved at udføre kontrollen i to trin er, at kun et minimum af prøver analyseres.

Metoden gør brug af blandeprøver. For flygtige stoffer kan proceduren ikke benyttes direkte. I stedet må de enkelte prøver ekstraheres, hvorefter blandeprøver af ekstrakterne benyttes istedet. Metoden tager udgangspunkt i tilfældig udvælgelse af et stort antal primærprøver ialt 180 stk. Dette høje tal skyldes at der testes på 99% og ikke 95%, samt at den baseres på et konservativt skøn på spredningen (som svarer til en forventet spredning på $L \cdot n^h / t_{1-\alpha/2}(n-1)$ - se afsnit A2.1). Hvis metoden skal benyttes gentagne gange, kan antallet af primærprøver nedsættes, hvis det erfares, at spredningen er mindre.

Proceduren er som følger:

1. Fastlæg grænseværdien, R, som restkoncentrationen af forurening i 99% af den rensede jordmængde skal være under.
2. Udtag tilfældigt 180 prøver af den rensede jord. Benyttes systematisk udvælgelse fra transportbånd, må der tages hensyn til evt. cykliske fænomener i renseprocessen.
3. Udtag tilfældigt 48 prøver ud af de 180 primærprøver. Underinddel på tilfældig vis de 48 prøver i 8 grupper á 6 prøver. Lav én blandeprøve pr. gruppe. Mål koncentrationen af forureningen i de 8 prøver.
4. Bestem middelværdi og spredning:

$$\bar{x}_8 = \frac{1}{8} \sum_{i=1}^8 x_i$$

$$s_8 = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^8 (x_i - \bar{x}_8)^2}{7}}$$

5. Hvis $\bar{x}_8 > R$ er jorden ikke tilstrækkelig rensat

6. Hvis $\bar{x}_8 < R$ fortsæt med at bestemme det nødvendige antal prøver, n :

$$n = 324 \cdot \frac{s_8^2}{R^2}$$

7. Hvis $n < 8$ godkendes jorden som tilstrækkelig rensat
 8. Hvis $n > 30$ er jorden ikke tilstrækkelig rensat (for stor spredning i kvaliteten)
 9. Hvis $8 < n < 30$ fortsættes der med yderligere (på tilfældig vis) at udtage $6 \cdot (n-8)$ prøver fra samlingen af primærprøver. Underindel disse prøver i grupper af 6 prøver. Lav én blandeprøve pr. gruppe. Mål koncentrationen af forurening i blandeprøverne.
 10. Bestem middelværdi og spredning af de n observationer:

$$\bar{x}_n = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n x_i$$

$$s_n = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2}{n-1}}$$

11. Hvis $\bar{x}_n + \alpha_n s_n \leq R$ godkendes jorden som tilstrækkelig rensat, ellers afvises den. α_n bestemmes af nedenstående tabel.

n	8	10	12	14	16	18	20	22	24	26	28	30
α_n	0	0,4	0,6	0,7	0,8	0,9	1,0	1,0	1,1	1,2	1,2	1,2

Testproceduren forudsætter at måleresultaterne følger en normalfordeling. Dette er (som nævnt i afsnit A1.3) ikke sandsynligt hvis analysedetekteringsgrænsen ligger tæt på grænseværdien (R). Grænseværdier bør derfor ifølge Versluijs (1990) være mere end en faktor 10 større end detektionsgrænsen. Dette menes dog for de fleste forureningstyper ikke at udgøre noget problem.

Metoden kan virke lidt svær at gennemføre i praksis med det store antal (180) primærprøver der skal udtages, med mindre man kan benytte automatiseret prøvetagning. Iøvrigt kan det

APPENDIKS 2. RØRPRØVETAGERE

I dette appendiks beskrives de forskellige rørprøvetagere der findes. Først beskrives vigtige forhold ved konstruktion af rørprøvetagere. Dernæst gennemgås de forskellige typer af rørprøvetagere. Tilsidst beskrives hvorledes forskellige boreteknikker kan kombineres med rørprøvetagning.

A2.1 PRINCIP

Princippet i rørprøvetagning er, at der i en given dybde i en boring nedpresses et cylinderformet prøverør, der herved fyldes med sediment, hvorefter rørprøven trækkes op. Ved brug af løse prøverør kan prøven transporteres lukket til laboratoriet. Prøven kan alternativt ekstruderes ud af prøverøret eller prøverøret kan slidses op. Rørprøvetagere kan kun benyttes i ikke-hærtnede aflejringer.

Rørprøvetagning kan især med fordel benyttes under følgende forhold:

- Prøvetagning til analyser for flygtige organiske og redox-ustabile komponenter hvor enhver eksponering til atmosfæren er uønsket.
- Opnåelse af niveaubestemte prøver i tilfælde hvor mikroforhold (< 20 cm) kunne være interessante.
- mikrobiel prøvetagning under serile forhold, hvor enhver kontaminering fra andre lag er uønsket.

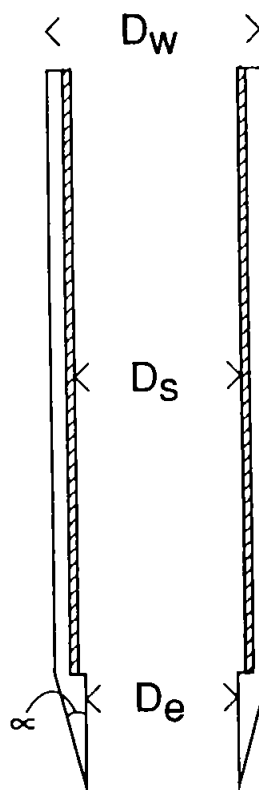
A2.2 UDFØRELSE

For at undgå en "skubbevirkning" af sedimentet foran røret, som vil give anledning til omlejring af prøven, samt for at undgå omlejring af prøven i prøverøret pga. friktion mellem sedimentet og rørvæggen, er der visse forholdsregler der skal være opfyldt. Figur A2.1, viser et snit gennem en rørprøvetager. På figuren er desuden defineret nogle karakteristiske forhold, nemlig arealforhold, indre slip samt skærekantvinkel. Den omtalte skubbevirkning bliver væsentlig reduceret hvis arealforholdet er mindre end 13% (Marcusson & Franklin, 1979). Er skærekanten meget

$$\text{Arealforhold, } C_a = \frac{D_w^2 - D_e^2}{D_e^2}$$

$$\text{Indre slip, } C_i = \frac{D_s - D_e}{D_e}$$

α = skærekantvinkel



Figur A1.1 Principskitse af rørprøvetager.

skarp (vinklen mindre end $7,5^\circ$) er arealforholdet dog ikke så kritisk (Osterberg & Murphy, 1979). For at undgå omlejring under fyldning af røret pga. friktion, laves der ofte et indre slip på 0.5-1.0% (Osterberg & Murphy, 1979, Marcusson & Franklin, 1979). Et indre slip er selvfølgelig især vigtig når niveaubestemt uforstyrret prøvetagning er baggrunden for brug af rørprøvetager. Vurdering om prøvetageren tager uforstyrrede jordprøver, kan vurderes ved flækning af prøven. Kan mindre vandrette lag skelnes, må disse ikke være forstyrret (nedadrettet ved rørvæggen). Jackson et al.(1989) undersøgte denne omlejringseffekt for en 13 cm i.d. "split-spoon-sampler" (se nedenfor under "åbne tyndvægsprøvetagere") ved tilsætning af farvede sporstoffer, og fandt at forurening kunne "medslæbes" lang rørvæggen op til en afstand af 90 cm. De udviklede derfor en metode hvor den yderste skal (tykkelse på ca. 10 mm) af prøven blev skrælet af. De fandt signifikante forskelle i sporstofindhold for det indre af prøven og skallen. En lignende "afskrælningsanordning" foreslås brugt af McNabb & Mallard (1984) for opnåelse af mikrobielt ukontaminerede prøver (se figur 4.1).

A2.3 TYPER AF PRØVETAGERE

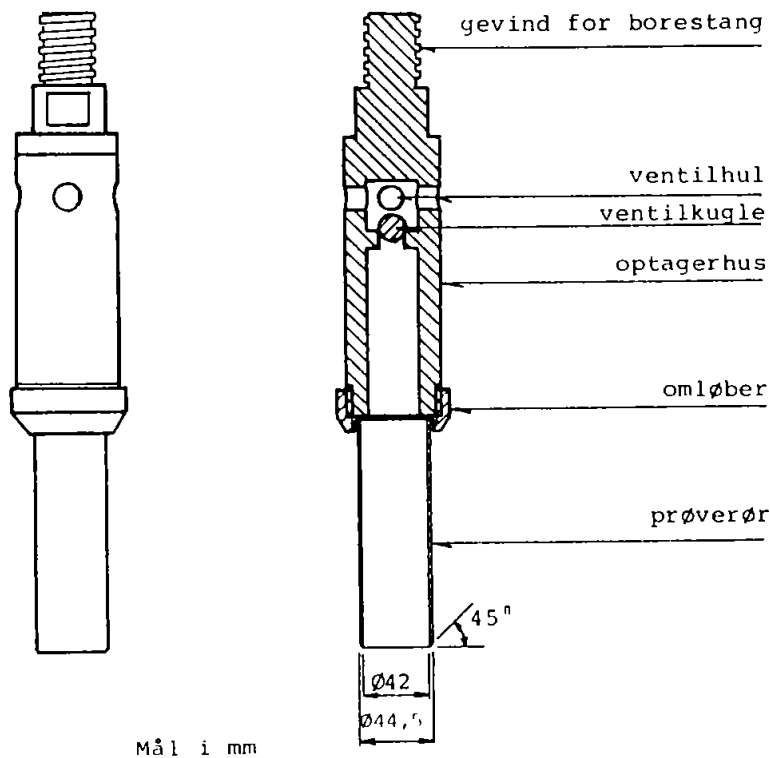
I litteraturen er omtalt et utal af forskellige specialudførelser af rørprøvetagere (se Hvam, 1990, Marcusson & Franklin, 1979, Osterberg & Murphy, 1979, Andressen & Kolstad, 1979, Loxham, 1986, Hipp & Graff, 1989, Zapico, 1987, Siebers & Donze, 1984 og Beeker, 1989). I det følgende skal de i Danmark vigtigste type nævnes. De kan opdeles i tre grupper: Åbne tyndvægsprøvetagere, kugleventilprøvetagere og stempelprøvetagere.

A2.3.1 Åbne tyndvægsprøvetagere

Disse typer består af relativt tyndvægede rør som er åbne i begge ender. I denne gruppe findes "split-spoon-samplers" og "shelby-tube-samplers". "Split-spoon-samplers" er rørprøvetagere, hvor røret er flækket på langs i 2 dele, således at røret kan skilles ad, og der kan laves en visuel inspektion af prøven. "Shelby-tubes" er enkle prøverør, hvor prøven kan transporteres til laboratoriet. Disse åbne rørprøvetagere er anvendelige i kohesionsjord (ler, silt m.m.), men der kan være problemer med fyldningseffektiviteten, idet bla. sug fra undersiden kan trække prøven ud at røret igen (dette kan delvis undgås ved rotation af røret umiddelbart før optrækning, så kontakt til den underliggende jord brydes). I løse aflejringer (sand/grus) kan de derimod ikke benyttes.

A2.3.2 Kugleventilprøvetagere

For at undgå den ovenfor omtalte sug-effekt fra bunden, kan rørprøvetageren forsynes med en kugleventilanordning, der sikrer vakuum på oversiden af prøven, som derved udbalancerer de kræfter, der vil få prøven til at falde ud af røret. Figur A2.2 viser et eksempel på en kugleventilprøvetager (Hvam, 1990). Prøveoptageren udføres ved, at optager med prøverør (typisk indre diameter på 42 mm) via en borestang presses så langt ned i borehullets bund, at de eventuelle øverste forstyrrede/nedfaldne materialer kommer ind i selve optagerhuset, og prøverøret kommer ned i uforstyrret jordlag. Under nedpresningen kan vand, luft og eventuelt slam undvige gennem kugleventilen. Når den ønskede dybde er nået, frigøres prøven ved rotation af prøvetageren, hvorefter denne trækkes op. En tendens til at prøven glider ud af prøverøret modvirkes som nævnt af undertrykket, når kugleventilen lukker.

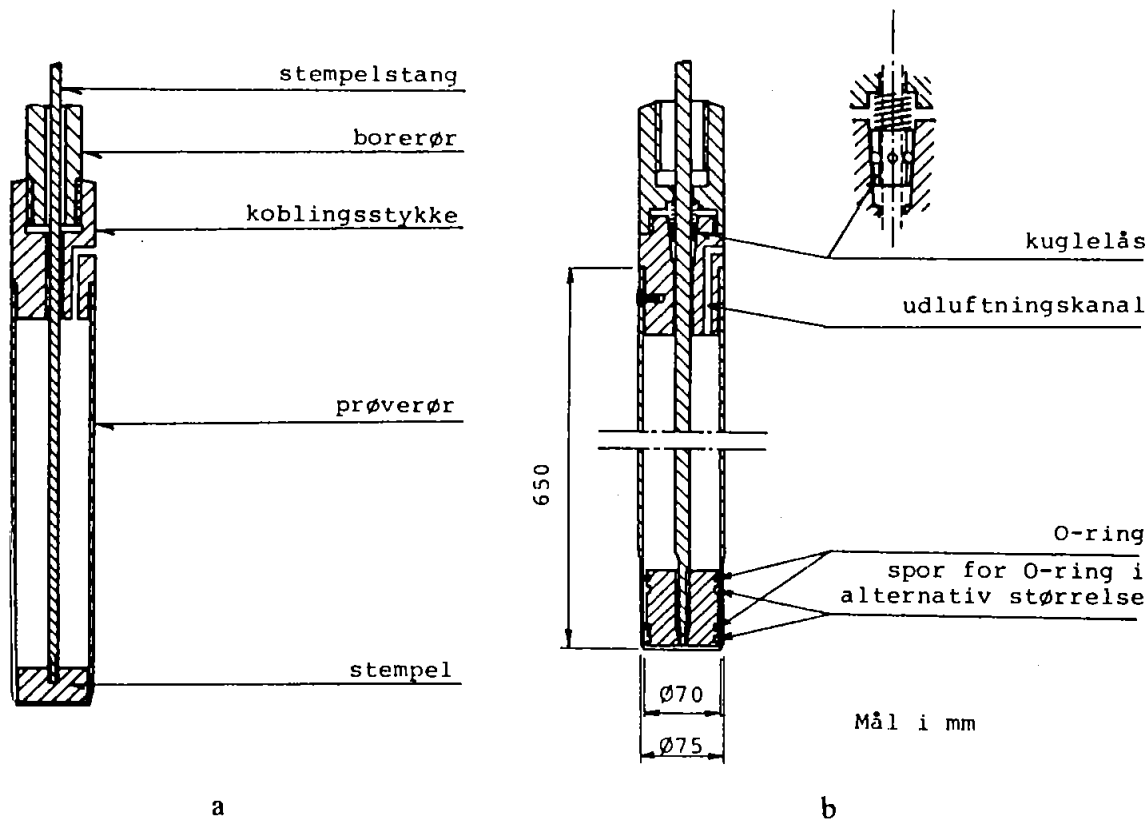


Figur A2.2 Principskitse af kugleventilprøvetager (Hvam, 1990).

A2.3.3 Stempelprøvetagere

Stempelprøvetagere består i princippet af et rør, hvori der er monteret et bevægeligt tætsluttende stempel, som sikrer et vakuum på oversiden. Den umiddelbare fordel i forhold til de før nævnte rørprøvetagere er, at stemplet under nedføring af prøvetageren i borehullet er fastholdt i sin nederste stilling i bunden af prøverøret. Herved forhindres at eventuelt opslemmet eller opæltet materiale kommer ind i prøverøret.

Stempelprøvetagere kan inddeles i to typer, prøvetagere med fastholdt stempel og prøvetagere med frit stempel (Hvam 1990). Et eksempel på stempelprøvetagere kan ses på figur A2.3. For stempelprøvetageren med fastholdt stempel er stempelstangen ført gennem den hule borestang og helt til terræn. Herved kan stemplet fastholdes i sin position, medens prøverøret presset ned i jorden ved hjælp af borestangen. Når prøverøret er presset til ønsket dybde, låses stempelstangen fast til borestangen, prøverøret roteres fri og trækkes op. Optrækningen med fastlåst borestang og stempelstang er normalt ret omstændig og prøvetagning med stempelprøvetager



Figur A2.3 Principskitse af stempelprøvetagere (Hvam, 1990). a) prøvetager med fastholdt stempel, b) prøvetager med frit stempel.

med fastholdt stempel er derfor relativt kostbar. For ikke helt bløde jordarter kan stempelprøvetager med frit stempel benyttes. Dette er en modifikation af den førnævnte, hvor stempelstangen kun er ført op gennem en i overgangsstykket indbygget kuglelås (se figur A2.3b). Under nedpresning skal jorden have tilstrækkelig styrke til at overvinde stemplets friktion i prøverøret. Når prøverøret trækkes op, fastholdes stempelstangen (og dermed stemplet) af kuglelåsen. Den sidstnævnte prøvetager er den i Danmark mest anvendte, hvor der normalt benyttes prøverør i rustfrit stål med en indvendig diameter på 70 mm (Hvam, 1990).

Stempelprøvetagere kan i princippet benyttes i alle typer ikke-hærtnede aflejringer over og under grundvandsspejlet. I sand og især grus under grundvandsspejlet kan jorden dog trods kugleventil og stempel nemt falde ud. For at modvirke dette, er der lavet rørprøvetagere med indlagt plasticdug, der lukker prøven inde, efter at røret er blevet fyldt (Loxham, 1986, Andresen & Kolstad, 1979), og prøvetager med fjederanordninger (basketkernefanger), der modvirker at prøven kan falde ud af røret (Vedby & Nielsen, 1990, Siebers & Donze, 1984). Stempelprøvetagere uden specielle anordninger har dog været brugt i sand under grundvandsspejlet uden

Rørprøvetagere er også konstrueret med udskiftelige prøverør (eller plasticlinere), som betyder at prøven bliver taget direkte i emballagen, der tilkapsles i begge ender af røret før transport til laboratoriet. Fordampningstabet bliver herved minimalt. Hatayama (1986) nævner i den forbindelse en 30 cm lang "splitspoon sampler" med indlagt prøverør som kan benyttes i kohesionsjorde. Det indlagte prøverør er fra starten delt i tre 10 cm lange cylindre, således at man pr. tømning af prøvetagerne får 3 niveaubestemte prøver, der blot skal tilkæbles før transport til laboratoriet.

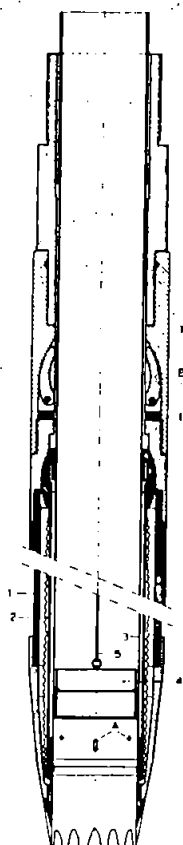
De udskiftelige prøverør er ofte lavet af kunststof og det må nøje overvejes om de pågældende kunststoffer kan påvirke prøven ved absorption eller afsmitning af organiske stoffer.

A2.4 KOMBINATION AF BORETEKNIK OG RØRPRØVETAGNING

Rørprøvetagning er en relativ avanceret prøvetagningsteknik, og vil næsten altid blive benyttet i kombination med en boreteknik der står for at etablere "adgangen" til de jordlag, hvor rørprøver ønskes taget. Rørprøvetagning kan dog i princippet godt bruges til en kontinuert prøvetagning i hele lagfølgen, opdelt i længder svarende til rørprøvetagens længde. Dette vil dog sjældent være økonomisk muligt. Loxham (1986) beskriver dog en metode hvor der kan tages én lang kontinuert prøve (med diameter på 29 eller 66 mm) på op til 20 meter længde i sand og endnu længere i bløde sedimenter. Det anføres, at prisen for denne type prøvetagning er sammenlignelig med andre mere traditionelle prøvetagningsmetoder. Figur A2.4 viser et snit gennem den "kontinuerte stempelprøvetager". På figuren ses at prøvetageren består af tre koncentriske rør:

- Et tykt yderrør (1)
- Et meget tyndt rør med en mindre diameter (2) hvor en lang plisseret nylonsstrømpe kan glides på ("strømperør").
- Et plasticrør med en mindre diameter end strømperøret og en anelse større diameter end prøven skæres. (3).

Den nederste ende af nylonstrømpen passerer forbi den nederste ende af strømperøret og er hæftet til stemplet (4) som trækkes op med en wire (5). På denne måde indeslutter strømpen



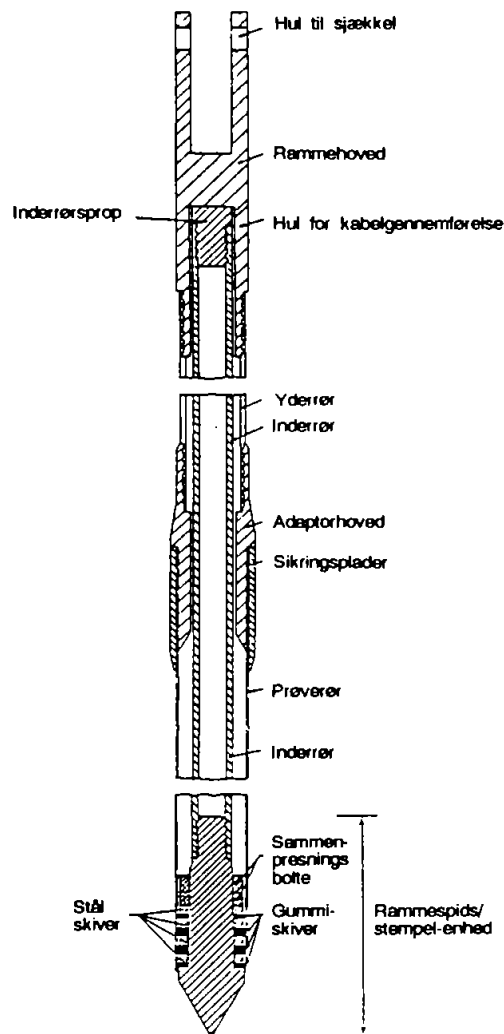
Figur A2.4 Principskitse af "den kontinuerte stempelprøvetager (Loxham, 1986).

prøven, som presses ind forbi skærekanten (6). Det lille mellemrum mellem strømperøret (2) og plasticrøret (3) er fyldt med et specielt udviklet smøremiddel som tilføres gennem små huller (A). Derved bliver friktionen mellem plasticrøret og strømpen ubetydelig. Smøremidlet kommer ikke i kontakt med jordprøven. Opskæring af prøver taget med denne prøvetager viser, at der ikke observeredes forstyrrelser af prøven langs strømpevæggen.

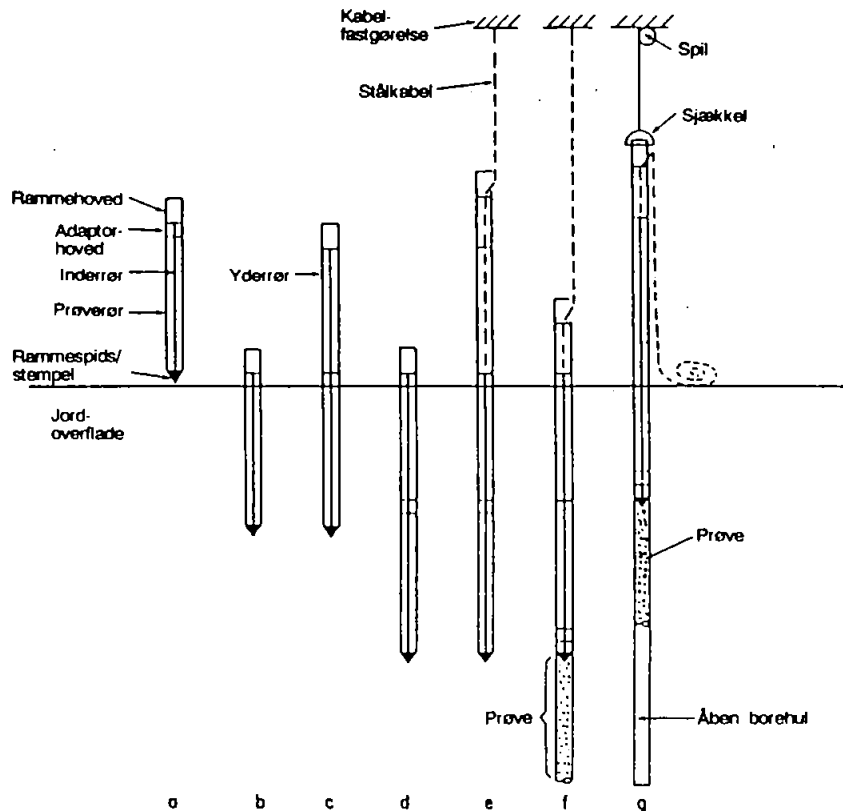
Hipp & Craff (1989) beskriver en lille "borerig", som alene gør brug af rørprøvetagning. "Boreriggen" består af en lille bil (af en størrelse og type som dem, der benyttes på golfbaner (i USA forstås), hvor en hydraulisk rørprøvetager er monteret bag til. Fordelen ved denne er, at den kan komme ind praktisk talt alle steder, og er hurtig og mobil. Prøver kan tages op til en dybde på 1,2 meter (og med en diameter på 32 mm). Brugen af den er derfor begrænset til sager, hvor forureningen med sikkerhed er begrænset til de øvre jordlag. Et stort antal prøver vil relativt hurtigt kunne tages med en sådan "borerig". Prøverne er niveaubestemte, og vil

imødekomme de krav der kan stilles ved terrænnære forureninger.

Den mest oplagte "adgangsmetode" for de mere traditionelle rørprøvetagere vil være tørboring med stang og forerør, men vil også kunne benyttes i kombination med sandspand (under grundvandsspejlet). Her skal man dog være opmærksom på at den kraftige sugevirkning, der kommer i bunden af hullet ved boring med sandspand, giver risiko for en omlejring et stykke under selve bunden. Denne sugevirkning modvirkes ofte ved tilsætning af vand til borehullet, således at der opstår overtryk i borehullet. Dette vil dog give anledning til en nedadrettet vandstrømning i jordlagene umiddelbart under borerøret, med deraf fare for bortvaskning af forurening.



Figur A2.5 Principskitse af rammeprøvetager (Starr, 1988).



Prøvetagningsprocedure:

- (a) Saml prøvetageren.
- (b) Ram den ned i jorden.
- (c) Påskru yderligere stykker af inder og yderrør.
- (d) Ram prøvetageren ned til toppen af det ønskede prøveinterval.
- (e) Fastgør kablet til inderrøret, påskru et stykke yderrør og fastgør kablet. Herved fastholdes stempel i samme position.
- (f) Ram prøverøret gennem prøveintervallet.
- (g) Træk hele prøvetageren op fra borehullet.

Figur A2.6 Prøvetagningsprocedure for rammeprøvetager (efter Starr (1988)).

På University of Waterloo er der blevet udviklet en 50 mm (i. d.) stempelprøvetager, der benytter rammeboringteknikken som "adgangsmetode" til den ønskede prøvetagningsdybde. Figur A2.5 viser princippet i stempelprøvetageren, som er en stempelprøvetager med fastholdt stempel (Starr, 1988). Prøvetageren består af bore- og stempelstænger, adapterstykke, prøverør (af aluminium eller rustfrit stål) og et tilspidset stempel (se figur A2.5). På figur A2.6 er prøvetagningsproceduren vist. Røret rammes ned med en håndholdt benzin-eller trykluftsham-

mer, men kunne, hvis nedramningstiden ønskedes øget, rammes ned med tungere og mere effektive trykluftraketter, som dem der anvendes til BOTESAM-boringer (Hinsby, 1990). Udstyret er anvendt under Lossepladsprojektet til optagning af op til 5 meter lange kerner i ét stykke (i mættet sand). Metoden giver anledning til en vis kompaktion af så lange kerner (af størrelsesorden 5%), men gav pæne vandrette lag og derfor ikke anledning til udtværing langs prøverørets vægge (Bjerg et al., 1991). Udstyret har desuden været anvendt til prøvetagning af 50 cm kerner i umættet sand ned til en dybde af 7 meter under terræn. Disse kerner var helt upåvirkede (ingen udtværing), (Hansen, 1990).

APPENDIKS 3. GASKROMATOGRAMMER AF SMØREMIDLER

Udført af MILJØ-KEMI, Dansk Miljø Center A/S 1991.

De viste kromatogrammer er opløsninger på 1000 mg/kg af henholdsvis smøreolie og kobberfedt. Hydraulikolie giver et tilsvarende kromatogram domineret af højtstående komponenter.

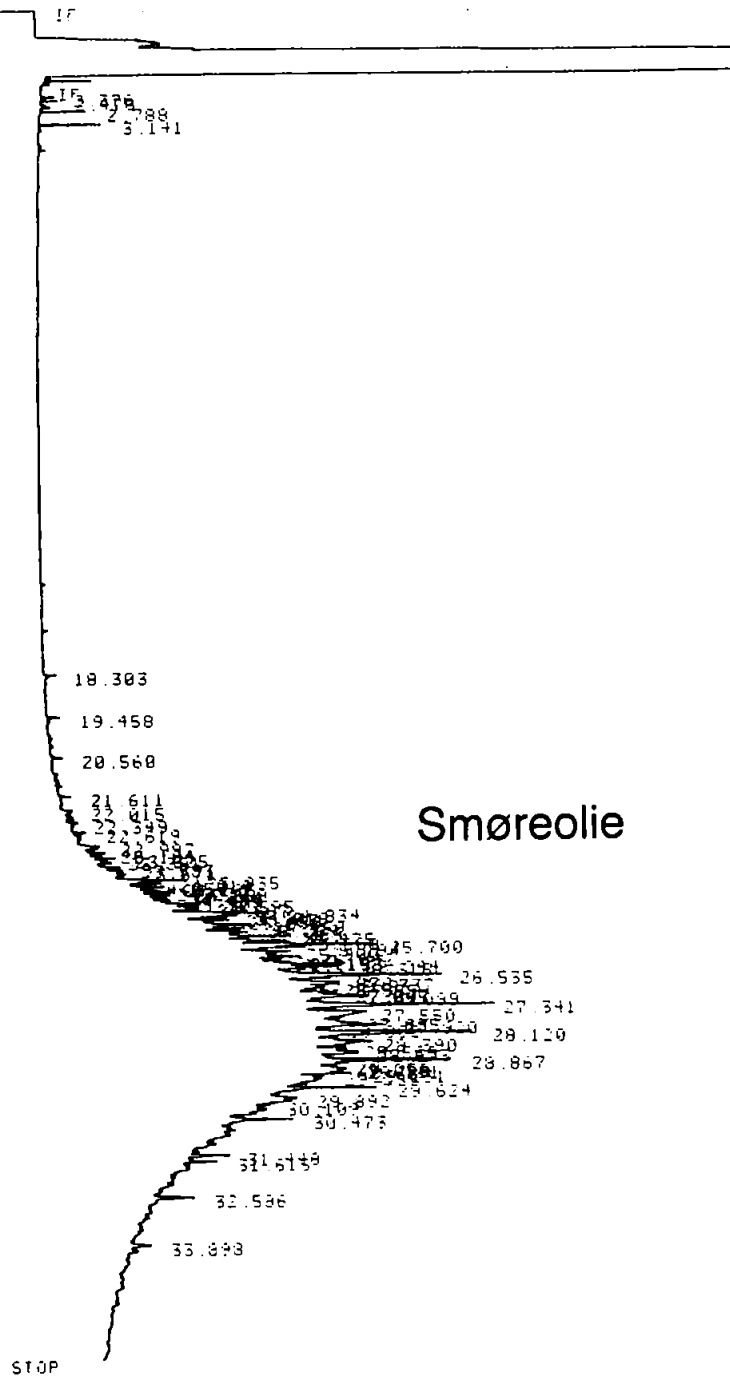
Ved borearbejdet kan der ved uheld ske dryp af smøremidler, enten fra boregrej eller fra køretøjer. Hvis det antages, at der sker et spild på ca. 0,5 g og denne mængde ved analyse medtages i 50 g jord, vil dette give en koncentration på 10.000 mg/kg, d.v.s. en ganske betydelig forurening.

KROMATOGRAM
GC/FID-SCREENING
MILJØ-KEMI, Dansk Miljø Center A/S

Kolonne : HP5
Injektion : Splitless
Detektor : FID

Ovn temp.: start: 40 °C i 2 min.
rampe: 15 °C/min.
slut : 300 °C i 5 min.

PUN # 1995 JAN 16, 1991 16:03:57
START



APPENDIKS 4. UNDERSØGELSE AF STOFAGGIVELSE FRA EN GUMMIRING I SYLTETØJSGLAS

Forsøg udført af MILJØ-KEMI, Dansk Miljø Center A/S 1991.

Metode

En gummiring fra et syltetøjsglas rystes i 100 ml vand i 30 minutter. Vandet ekstraheres derefter med 10 ml dichlormethan. Dette ekstrakt analyseres ved gaskromatografi med flammeionisationsdetektor (GC/FID) og ved massespektrometri (GC/MS). Der er desuden analyseret et ekstrakt af en gummiring i dichlormethan som reference.

Resultater

GC/FID kromatogrammet fra gummiring i vand er vedlagt med anførelse af identificerede stofgrupper. Følgende stofgrupper er identificeret:

- alkylphenoler, f.eks. octylphenol
- alkylbenzener, f.eks. C₁₈-aromater
- phthalater (blødgørere)
- højere n-alkaner

Konklusion

Der afgives stoffer fra en gummiring i kontakt med vand. Ved opbevaring af jordprøver kan kontakt med gummiringen formentlig bevirke en afgivelse af stoffer til jordens vandindhold. I en olieforurenede jordprøve vil der muligvis ske en øget afgivelse af stoffer til jord i kontakt med gummiringen, idet stoffernes opløselighed i organiske solventer er betydeligt større end i vand.

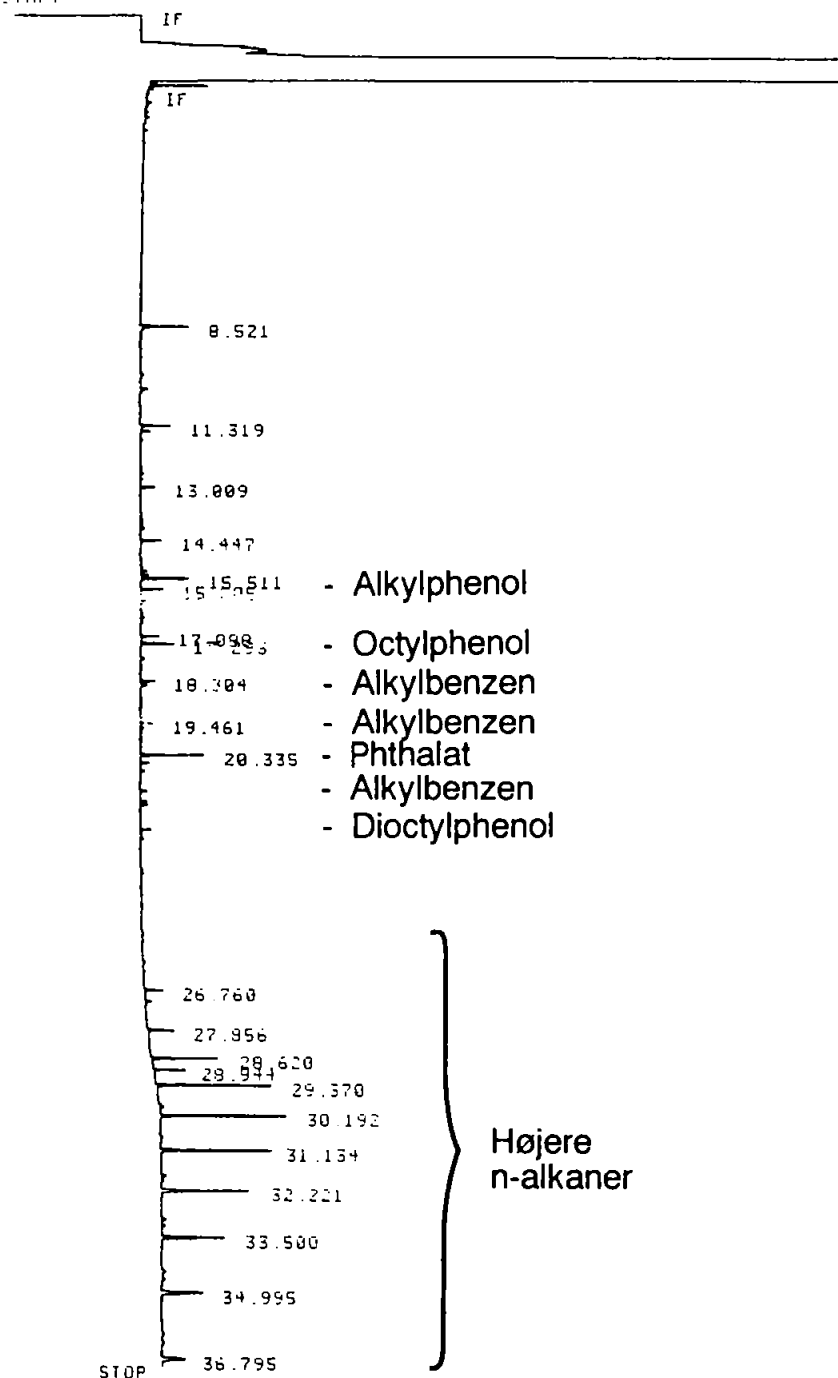
Ved den direkte ekstraktion af gummiringen i dichlormethan ekstraheres betydelige mængder af de samme stofgrupper, som blev fundet i vandprøven foruden en række andre stoffer. Stofferne er karakteristiske komponenter for gummi. Når et syltetøjsglas står på hovedet med dichlormethan løber opløsningsmidlet igennem membranen efter et stykke tid.

KROMATOGRAM
GC/FID-SCREENING
MILJØ-KEMI, Dansk Miljø Center A/S

Kolonne : HP5
Injektion : Splitless
Detektor : FID

Ovn temp.: start: 40 °C i 2 min.
rampe: 15 °C/min.
slut : 300 °C i 5 min.

RUN # 1966 JAN 15, 1991 11:08:56
START



APPENDIKS 5. BENZINFORURENET JORD, UNDERSØGELSE AF PRØVEEMBALLAGE

Forsøg udført af Jørn Marcussen, MILJØ-KEMI

Fremstilling af prøver

Til 2 x 200 g uforurenet jord i glas med gummimembran ("sylvetøjsglas") sættes 100 µl motorbenzin (prøve A og B, ca. 400 ppm. Til 2 x 50 g uforurenet jord i membranglas (Red cap glas forsynet med gennemstik/gummimembran) sættes 25 µl motorbenzin (prøve C og D, ca. 400 ppm).

Prøveopbevaring

Prøverne A og C anbringes 24 timer ved stuetemperatur (ca. 20°C). Prøverne B og D anbringes 24 timer ved 4°C.

Præparering af prøver til analyse

Prøverne A og B overføres til en 1000 ml kolbe, der tilsættes 40 ml vand og 40 ml dichlormethan. Til prøverne C og D sættes 10 ml vand og 10 ml dichlormethan gennem den gennemstikkelige gummimembran. Alle 4 prøver rystes kraftigt på rysteapparat i 60 minutter, og 2 ml af dichlormethanfasen udtages af alle 4 prøver.

Analyse

Dichlormethanekstraktet analyseres ved gaskromatografi med flammeionisationsdetektor. Der sammenlignes med en standard af motorbenzin opløst direkte i dichlormethan.

Resultater

Genfinding af total mængde benzin:

Prøve	Beskrivelse	Genfindingsprocent
A	Syltetøjsglas, 20°	17 ± 1
B	Syltetøjsglas, 4°	26 ± 2
C	Red Cap glas, 20°	83 ± 6
D	Red Cap glas, 4°	95 ± 6

Genfinding af enkeltkomponenter:

Prøve	Benzin	Toluen	Ethylbenzen	O-xylen	1,2,4-Tri-methylbenzen	Naphthalen	1-methylnaphthalen
A	11	15	15	21	24	94	87
B	18	22	22	28	34	90	98
C	74	78	85	88	90	102	77
D	86	92	100	101	101	93	85

Komponenterne er listet efter stigende kogepunkt. Analyseusikkerhed: ± 10 %.

* Da indholdet i motorbenzin af naphthalen og 1-methylnaphthalen er lille (< 1%) er disse resultater behæftet med en relativ høj usikkerhed (ca. 20%).

Konklusion

Det kan konkluderes, at jordprøver indeholdende letflygtige forureninger, f.eks. motorbenzin skal opbevares koldest muligt for at undgå fordampning af forureningen inden ekstraktion og analyse. Ved anvendelse af prøveglas af typen "syltetøjsglas" kan op til 70-80% af benzin fordampes inden analysen foretages. Op til 80-90% af benzen og toluen kan fordampe, hvorimod de tungere benzinkomponenter (naphthalen og metylnaphthalener stort set ikke fordamper). Anvendelse af membranglas af typen Red Cap med gennemstiksmembran, der ikke skal åbnes inden ekstraktion og analyse, minimerer fordampning fra prøve. Hvis glasset opbevares koldt (4°C) under hele forløbet fra prøvetagning til analyse, er fordampning elimineret.

APPENDIKS 6 SAMMENLIGNING AF RILSANPOSER OG SYLTETØJSGLAS

Forsøg udført af Geoteknisk Institut.

For at sammenligne 2 emballagetyper; syltetøjsglas og Rilsanposer er der foretaget en undersøgelse på sandprøver forurenede i laboratoriet. Formålene var at se på emballagen i forhold til:

- opbevaringstiden
- opbevaringstemperaturens indflydelse
- 2 forskellige forureningstyper

Materialer og metoder:

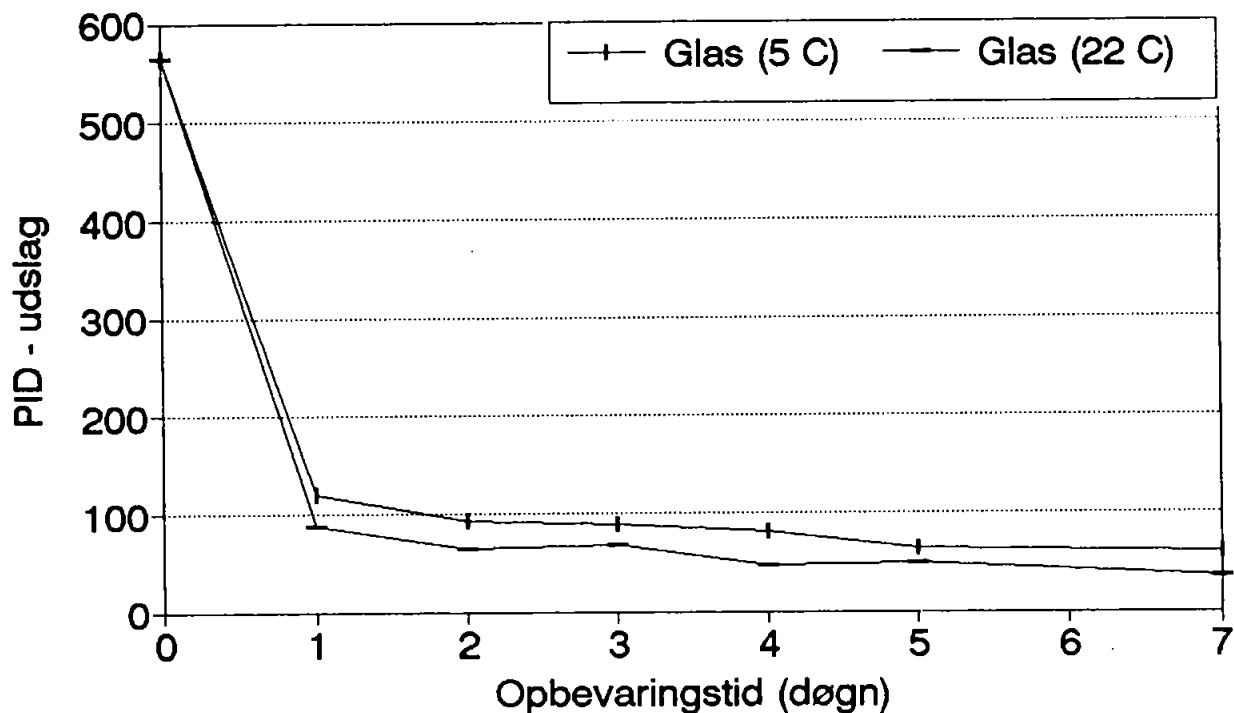
Emballage var a) Syltetøjsglas 1/2 l med patentlåg og b) Rilsanposer (250x500 mm lukket med kabelbindere). Jordprøverne bestod af 200 g sand. Jordprøverne blev forurenede ved, at der blev tilsat 10 µl henholdsvis trichlorethylen eller terpentintil prøverne, hvorefter de blev lukket straks, og prøverne blev rystet for om muligt at fordele forureningskomponenterne. Koncentrationen i prøverne var altså henholdsvis 73 mg/kg sand for trichlorethylen og 43 mg/kg sand for terpentintil.

Målingen af prøvernes indhold af de flygtige forureningskomponenter blev indirekte målt v.h.a. en PID-måler af mærket TIP1 (Photovac). Apparatet var kalibreret til et udslag på 30 overfor en gas indeholdende 10 ppm toluen.

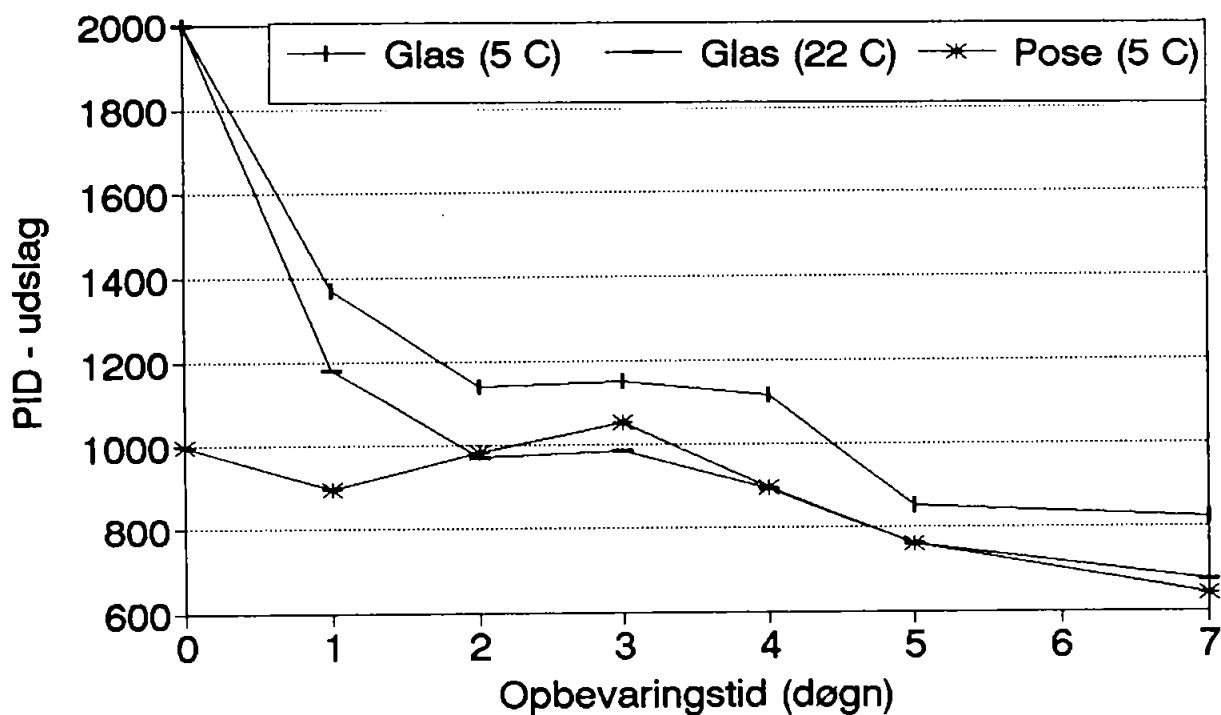
Der blev målt på nye prøver hver dag over 8 dage. Hver måledag blev der målt dobbeltprøver for hver de nævnte betingelser. Prøverne blev opbevaret enten i kølerum ved 5°C eller i laboratoriet, hvor temperaturen var ca. 20°C.

Resultater

De første prøver blev målt 1/2 - 1 time efter blanding med forureningskomponenter. Herefter blev der målt på prøver efter opbevaring i hhv. 1, 2, 3, 4, 5 og 7 dage. På figur A6.1 ses resultaterne af måling på prøver forurenede med terpentintil og figur A6.2 viser prøver forurenede med trichlorethylen.



Figur A6.1 Sandprøver forurennet med terpentin (43 mg/kg) opbevaret i glas ved henholdsvis 20°C og 5°C. Måling af flygtige organiske komponenter er foretaget med PID-måler (TIP1-Photovac) kalibreret til udslag 30 overfor 10 ppm toluen standardgas.



Figur A6.2 Sandprøver forurennet med trichlorethylen (73 mg/kg) opbevaret i glas eller Rilsanposer ved henholdsvis 5°C og 20°C. Måling af flygtige organiske komponenter er foretaget med PID-måler (TIP1-Photovac) kalibreret til udslag 30 overfor 10 ppm toluen standardgas.

Der ses væsentlig højere PID-udslag for trichlorethylenforurennet jord end for terpentinformurennet jord. Måling umiddelbart efter forurening af prøverne, dag 0, viser meget høje udslag for glasprøverne. Udslagene viser ikke noget om forholdet mellem indholdet i jorden og i luften, men skyldes den fordampning der er sket i forbindelse med tilsætning af terpentin/trichlorethylen. Ved vurdering af tallene ses der bort fra resultaterne fra dag 0, for glasprøverne.

Der kan måles et fald i PID-udslag fra 1 døgn til 7 døgn ved de 5 forsøgsserier på:

Trichlorethylen,	glas, 5° C : 40%
Trichlorethylen,	glas, 22° C: 43%
Trichlorethylen,	pose, 5° C : 28%
Terpentin,	glas, 5° C : 50%
Terpentin,	glas, 22° C: 50%

Det ses, at der sker en væsentlig diffusion ud af specielt glas, hvorfor opbevaringstiden skal være mindst muligt.

Målingerne i Rilsanposer viser mere stabile udslag. Diffusionen herfra er mindre. Målingerne i poser sammenholdt med glas der har været på køl, viser lavere udslag, hvilket givetvis skyldes, at headspacen over prøven er væsentlig større i Rilsanposer end i syltetøjsglas.

Resultaterne viser derimod ikke entydigt, at opbevaring på køl giver en væsentlig mindre diffusion af de to undersøgte forureningstyper.

APPENDIKS 7 BETYDNING AF OPBEVARINGSTEMPERATUR PÅ STOF-TAB

Beregninger udført af Geoteknisk Institut.

I dette bilag er overslagsberegninger til belysning af, hvilken betydning opbevaringstemperaturen har på diffusionen ud af syltetøjsglas med forurenede jord. Desuden overvejes betydningen af at åbne emballagen flere gange med udskiftning af luften over prøverne til følge.

Temperaturens indflydelse på fordelingen af flygtige organiske komponenter i de 3 faser:

- adsorberet/adsorberet til jorden
- opløst i porevandet
- i luftfasen

kan illustreres ved følgende eksempel:

Der gennemføres overslagsberegninger ifølge McKays fordelingsteori på en forurenede jordprøve udtaget i 500 ml syltetøjsglas, der fyldes halvt op. Volumenfordelingen bliver således:

200 ml jord
275 ml luft
25 ml vand

hvis vandindholdet er 6% (vægt pct) og porøsiteten er 20%. Det forudsættes, at der ikke optræder en separat fase af det enkelte stof eller af en stoffblanding (olie, tjære el. lign.).

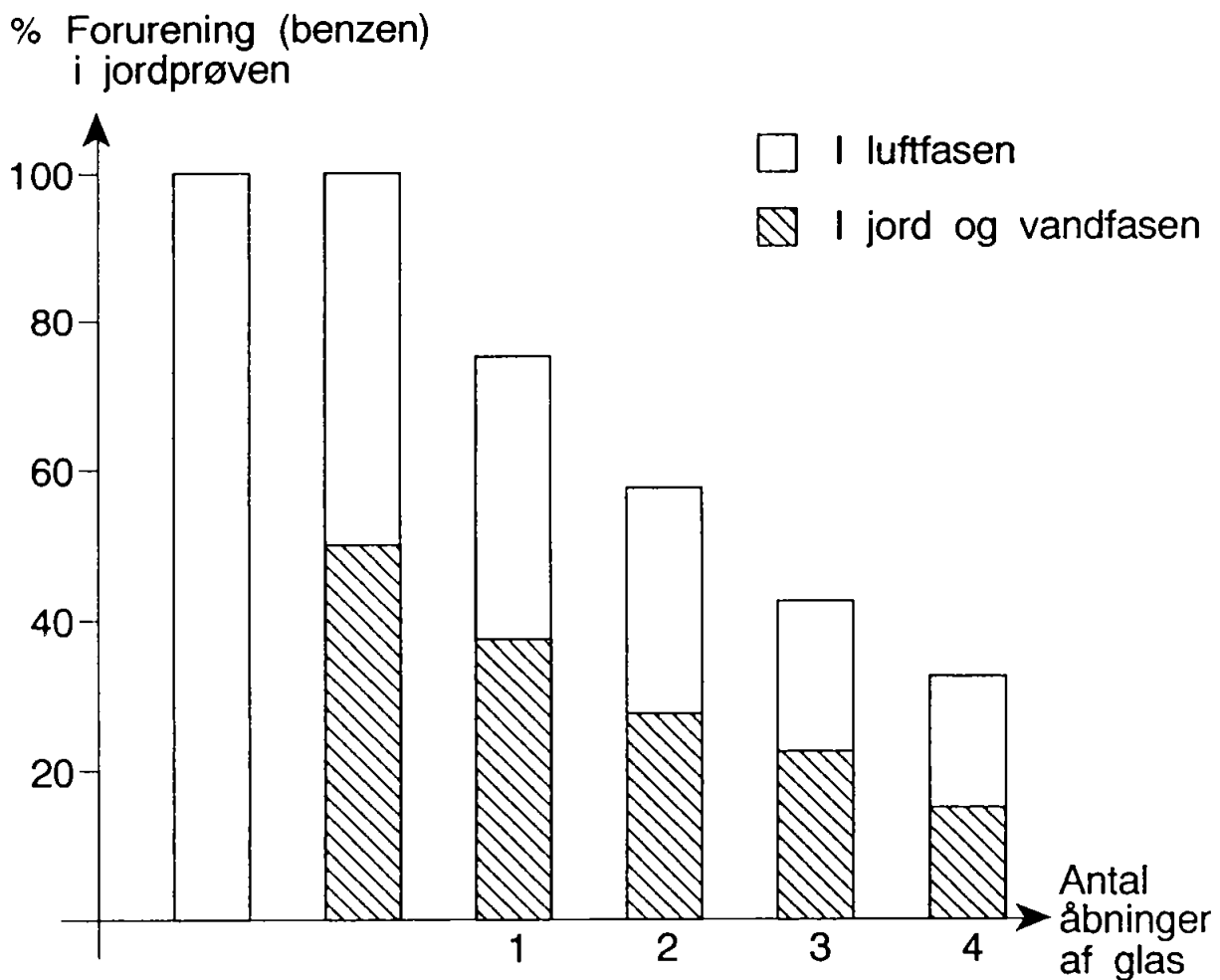
Temperaturen har specielt indflydelse på hvor stor en del af forureningskomponenterne der findes i luftfasen. I tabel A7.1 ses forskellen i fordelingen i luftfasen ved 5°C og 20°C for 4 typiske letflygtige forureningskomponenter.

I beregningerne indgår

- forureningskomponenternes vandopløselighed
- stoffernes damptryk ved 5°C og 20°C
- jordens vandindhold
- jordens organiske indhold (0,1%)

Tabel A7.1 Indholdet i luftfasen i % over et halvtfyldt syltetøjsglas med forurennet jord ved henholdsvis 5°C og 20°C.

Forureningskomponent	5°C	20°C
Benzen	32	50
Ethylbenzen	8	20
Trichlorethylen	39	60
Tetrachlorethylen	32	54



Figur A7.1 Indholdet af benzen i luft- og jord/vandfase som funktion af antal åbninger af glas.

og beregningerne forudsætter, at der er ligevægt i systemet.

Åbning af emballagen kan medføre forøget luft omkring prøven med større fordampning til følge. Følgende eksempel kan illustrere dette. Hvis jord forurenet med benzen udtages som omtalt i forrige eksempel i et syltetøjsglas, der fyldes halvt, vil den tilstedeværende benzen fordele sig med 50% i luftfasen (20°C) og 50% i jord og vandfasen.

Åbnes glasset én gang og f.eks. halvdelen af luften udskiftes, hvilket let sker, da der er tale om et stort låg, forsvinder halvdelen af benzenen i luftfasen det vil sige 25% af det totale indhold. Når der igen opstår ligevægt i systemet, er der således kun ca. 40% i jord- og vandfasen af det oprindelige. Ved traditionel kemisk analyse på jordprøver medbestemmes kun indholdet i jord og vand.

Ved dette eksempel er der ikke medregnet tab, når en delprøve udtages og al luft omkring jorden fjernes.

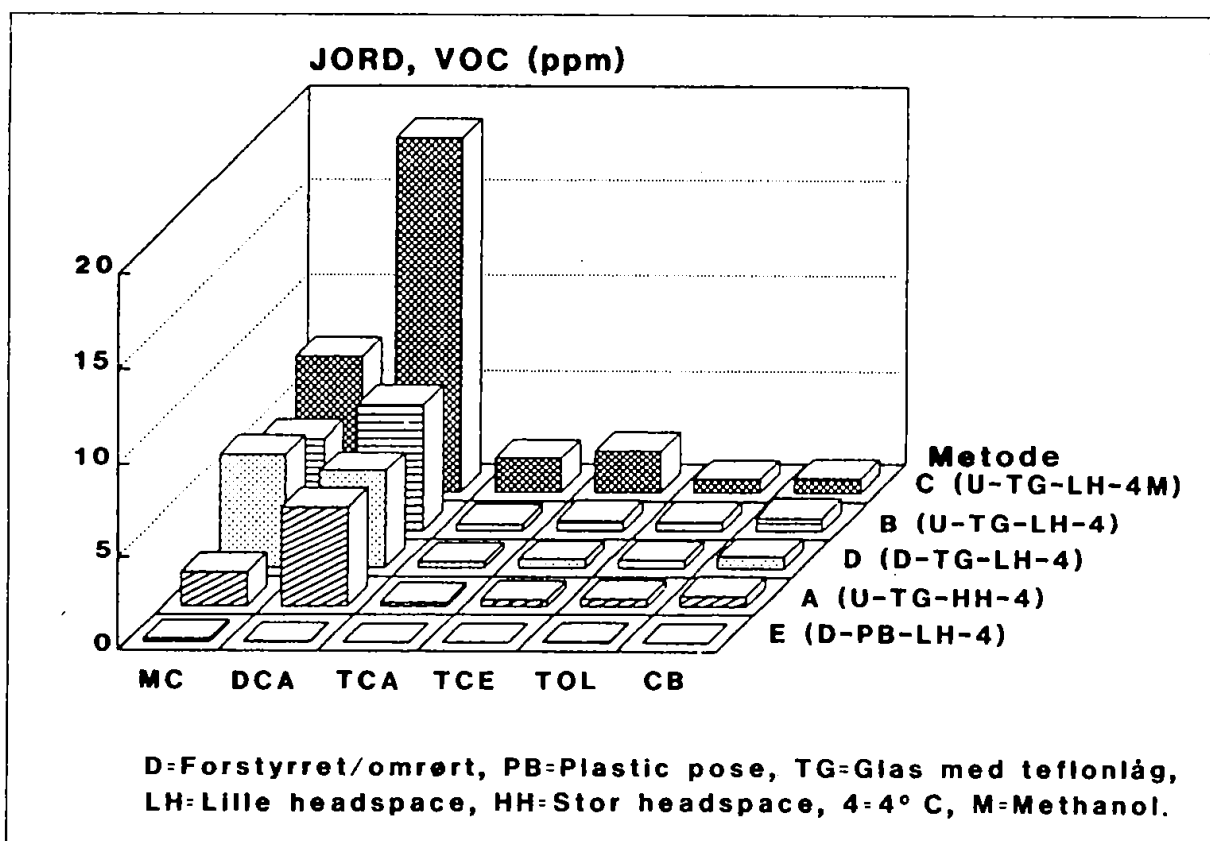
I figur A7.1 ses fordelingen mellem luft og jord/vand, som beskrevet i eksemplet.

APPENDIKS 8 SAMMENFATNING AF RAPPORT OM SAMMENLIGNING AF PRØVETAGNINGSMETODER I FORBINDELSE MED FLYGTIGE STOFFER

I dette bilag beskrives kort undersøgelsesresultater fra en sammenligning af prøveudtagningsmetoder incl. emballage overfor flygtige organiske komponenter (Siegrist et al., 1989).

De undersøgte forureningskomponenter var methylenchlorid (MC), 1,2 dichlorethan (DCA), 1,1,1 trichlorethan (TCA), trichlorethylen (TCE), toluen (TOL) og chlorbenzen (CB). Undersøgelsen undersøgte indflydelsen på indhold af flygtige komponenter ved forstyrrede/omrørte prøver, ved headspace volumen i emballagen og konservering i felten.

Resultaterne er skematisk gengivet i figur A8.1.



Figur A8.1 Indhold af flygtige organiske stoffer (VOC) i jordprøver som funktion af prøvetagningsmetode og emballage vist ved laboratorieforsøg (Siegrist & Jensen, 1990).

De målte indhold af flygtige komponenter varierer betydeligt og direkte ved emballagevalg og prøvetagningsmetode. F.eks. viser forstyrrede prøver i almindelige plastposer de laveste indhold (ofte ikke detekterbare) af flygtige komponenter og uforstyrrede prøver konserveret i methanol i glas med teflonpakkede låg (metode C) de højeste målinger. Alligevel er selv de højst målte koncentrationer kun mellem 20% og 83% af det forventede indhold (iht. forsøgsbetingelserne)

Rangfordelingen af prøveudtagningsmetode incl. prøveemballage blev:

$$E < A < D < B < C$$

hvor

- | | |
|----------|---|
| Metode E | er en opblandet prøve i normale polyethylen plastikposer |
| Metode A | uforstyrret prøve opbevaret i et glas med teflonpakning og et stort headspace over prøven |
| Metode D | er en opblandet prøve opbevaret i et glas med teflonpakning og en lille headspace over prøven |
| Metode B | uforstyrret prøve i glas med teflonpakning og en lille headspace over prøven |
| Metode C | uforstyrret prøve i glas med teflonpakning og methanoltilsætning i felten |

Forskellen på indholdet af forureningskomponent blev mindre med faldende opløselighed og damptryk for den aktuelle komponent.

Resultaterne viser, at forureningskomponenterne påvirkes af headspacens størrelse i forhold til prøvevolumen, om prøven er intakt eller opblandet, og hvorvidt der er tilsat methanol i felten.

Almindelig plastikposer PE viser sig at være fuldstændig ubrugelig til opbevaring af jordprøver, der ønskes analyseret for flygtige organiske komponenter.

APPENDIKS 9 EKSEMPLER PÅ SKEMAER TIL BRUG I DET PRAKTISKE ARBEJDE

I dette appendix er der givet forslag til skemaer til brug ved planlægning og dokumentation af jordprøvetagningen.

Skemaerne kan bruges til at få et overblik over prøveudtagningen og hjælpe med til, at sikre at de prøver, der udtages til et formål også er udtaget, emballeret og håndteret på en måde, der kan leve op til de vurderinger resultaterne skal anvendes til.

Skemaerne er ment som forslag og vil kunne tjene som huskeliste ved planlægning af feltarbejde. Desuden vil de kunne anvendes som udgangspunkt for at forbedre skemaerne eller udarbejde skemaer der er specielt tilpassede.

Vedlagt er 3 skematyper:

Grundskema: Her ridses baggrunden for opgaven op og arealet opdeles i homogene dele (se kap. 2). Desuden skal formålet med undersøgelsen defineres.

Feltskema: For hvert delområde udarbejdes et feltskema hvoraf det fremgår hvilke prøver der skal udtages, boremetoder mv. I feltskemaets anden del er det nærmere præciseret hvorledes prøverne udtages og håndteres. På feltskema II er det muligt at opdele oplysningerne om en boring i flere dele f.eks. på grund af forskellige prøvetyper i forskellige dybder afhængig af forkundskab til forureningen og lignende.

Analyseeskema: Prøvernes forhistorie og ønskede analyseparametre præciseres.

I skemaerne benyttes forskellige koder som er forklaret i vedlagte bokse. De er således koder for:

Analysemålsætning: Her beskrives hvilken prøve kvalitet der kræves i form af en inddeling i fem klasser.

Borehygiejne: Her beskrives hvilken afrensning der skal benyttes for at sikre den opstillede analysemålsætning.

Prøvetyper: Her beskrives de forskellige typer af blandeprøver, der kan være aktuelle.

Emballage: Beskriver fire forskellige emballageklasser.

Afslutning af borearbejdet: Beskriver bl.a. om der skal ske afpropning af borehullet.

Der vil desuden kunne udarbejdes skemaer til kontrol af kvalitetssikringsprocedurer (KS-plan), budget og tidsplan, samt et rapporteringsskema, som udfyldes i felten og som beskriver afvigelser fra planen, fejl og uheld m.m.

Analysemålsætning

1. Horisontal afgrænsning, dvs. +/-angivelse for hver boring
2. +/-angivelse for hver prøve
3. "Rimelig" nøjagtig bestemmelse af gennemsnitskoncentrationen
4. Så nøjagtig bestemmelse af gennemsnitskoncentrationen som muligt
5. Bestemmelse af den maximale koncentration ved udtagelse af punktprøver i særligt forurenede punkter.

Borehygiejne

1. Grundig tør afrensning mellem hver boring, hvor der er truffet forurening
2. Grundig tør afrensning mellem hver prøvetagning, hvor der er truffet forurening
3. Grundig tør afrensning mellem hver boring
4. Grundig tør afrensning mellem hver prøvetagning
5. Som 4 samt grundig spuling mellem hver boring, hvor der er truffet kraftig forurening.
6. Som 4 samt grundig spuling mellem hver prøvetagning, hvor der er truffet kraftig forurening.
7. Grundig spuling mellem hver prøvetagning.

Prøvetyper

Benævnelse	Definition
Punktprøve	Prøve udtaget på én gang og dermed bestående af ét jordlegeme fra oprindelig lag.
Søjleprøve	Prøve opbygget af delprøver inden for en "søjle", dvs. f.eks. ½ meter på en snegl.
Lagprøve	Prøve opbygget af delprøver inden for et lag i et profil (~vertikalt).
Profilprøve	Prøve opbygget af delprøver inden for et helt profil (bestående af flere lag).
Fladeprøve	Prøve opbygget af delprøver indenfor en flade (= horisontalt).

Emballage

- | | |
|---|---|
| A | Membranglas, opbevares på køl, holdbarhed 24-48 timer |
| B | Andre glas med teflonlåg, opbevares på køl, holdbarhed 1 á 7 dage |
| C | Syltetøjsglas, Rilsanposer, på køl v. organiske parametre, holdbarhed 7 dage - ubegrænset |
| D | Plastposer, køl ikke nødvendig, holdbarhed ubegrænset |

Afslutning af borearbejde

- | | |
|-----|---|
| I | Tilbagefyldning med opboret materiale |
| II | Afpropning af boringen med bentonit |
| III | Filtersætning efter nærmere anvisninger |

PRØVETAGNINGSPLAN - GRUNDSKEMA

SAGS NR./JOURN. NR./A-DEPOT NR./

Lokalitet:

Dato:

Fase:

Ini:

Tidl. anvendelse:

Nuvær. anvendelse:

LOKALITETSTYPE

Forventes uforurennet

(Muligvis) diffus forurening: (Muligvis) punktkilder, kendt plac: (Muligvis) punktkilder, ukendt plac:	Forureningstyper, områdenr.

Skitse med underopdeling vedhæftet:

JA

NEJ

Forventet geologi:

Forventede grundvandsforhold:

Formål med undersøgelse:

Udarbejdede planlægningsskemaer (antal):

Feltplan I:

Feltplan II:

Budget:

Analyseplan:

KS-plan:

Tidsplan:

Bemærkninger:

Bilag:

PRØVETAGNINGSPLAN FELTPLAN I

SAGS nr./JOURN. nr./A-DEPOT nr.:

Lokalitet:

Dato:

Opgave/fase:

Ini:

Udleveret materiale:

Kort over området Skitse af boringsplac. Ældre boreprofiler

GRUNDLAG

Områdenr.

Forventet forurening:

Feltkendetegn:

Analysemålsætning (1-5)

Bestemmelser af
flygtige komponenter:

Ja

Nej

Forventet geologi:

Grundvand: (Vandspejl):

BOREARBEJDET

Boringsmetode/gravemetode
(Dimension, evt. dybde)

Antal boringer (plac.se kort)

Borerør

Ja

Nej

Borehygiejne (1-7)

Personlige værnemidler

Nitrilhandsker Overtræksdragt

Ansigtsskærm Filt.Åndedrætsv.

Andet

Afslutning af boringer
(I-III)

PRØVETAGNINGSPLAN FELTPLAN II

SAGSNR./JOURN.NR./A DEPOTNR:
Lokalitet:

Dato:
Ini:

Baggrundsmateriale: Kortmaterialer

Opgave/fase:

Ældre Boreprofiler

Prøvetagningssted Boring nr.	Total dybde	Prøvetag. dybde	Forvent. forure. Type og -grad	Visuelle + lugtmæs. indikatorer	Prøve Type(r)	Prøve- tagn. metoder	Prøve- hånd- tering

PRØVETAGNINGSPLAN - ANALYSER

SAGS NR./JOURN. NR./A-DEPOT NR:

Lokalitet:

Dato:

Fase:

Ini:

Prøvetagnings- sted BORING/PRØVE NR.	Udt.dybde m u.t.	Udt. dato	Embal- lage	Har prøven været på køl hele vejen	Indl. dato Lab.	Analysemetode

UDGIVNE RAPPORTER

I forbindelse med LOSSEPLADSPROJEKTET er med denne rapport i alt udgivet følgende rapporter:

NEDBRYDELIGHED AF MILJØFREMMEDE ORGANISKE STOFFER, Lossepladsprojektets sekretariat, DTH (Rapport U1, 105 sider), oktober 1987. ISBN 87-503-7017-0.

EN REGIONAL GEOLOGISK MODEL FOR OMRÅDET VED VEJEN, Institut for Teknisk Geologi, DTH (Rapport H0-1, 20 sider), december 1987. ISBN 87-503-7079-0.

FORURENEDE INDUSTRIGRUNDE, Lossepladsprojektets sekretariat, DTH (Rapport U2, 130 sider), januar 1988, ISBN 87-503-7081-2.

GRUNDVANDZONENS MIKROBIOLOGI, Afdelingen for Generel Mikrobiologi, Københavns Universitet (Rapport P6-1, 80 sider), januar 1988, ISBN 87-503-7118-5.

ØKOTOKSIKOLOGISKE METODER TIL UNDERSØGELSE AF FORURENET GRUNDVAND - LITTERATURUNDERSØGELSE, Vandkvalitetsinstituttet (Rapport P2-1, 56 sider), maj 1988, ISBN 87-503-7323-4.

SORPTION AF ORGANISKE STOFFER, Laboratoriet for teknisk Hygiejne, Danmarks Tekniske Højskole (Rapport P5-1, 85 sider), juli 1988, ISBN 87-503-7322-6.

GRUNDVANDSPRØVETAGNING OG FELTMÅLING, Lossepladsprojektets sekretariat, DTH, (Rapport U3, 222 sider), april 1989, ISBN 87-503-7817-1.

FORURENEDE GASVÆRKSGRUNDE, Lossepladsprojektets sekretariat, DTH, (Rapport U4, 221 sider), november 1989, ISBN 87-7491-315-8.

ANVENDELSE AF PHOTOIONISATIONSDETEKTOR VED UNDERSØGELSE AF JORDFORURENING, Lossepladsprojektets sekretariat, DTH, (Rapport U5, 52 sider), december 1989, ISBN 87-503-8173-3.

KILDER TIL INDUSTRIKORTLÆGNING, Geokon A/S, (Rapport U6, 140 sider), december 1989, ISBN 87-503-8174-1.

UNDERSØGELSER VED VEJEN LOSSEPLADS: GEOLOGISKE FORHOLD, Danmarks Geologiske Undersøgelse (Rapport H10, 100 sider), december 1989, ISBN 87-503-8182-2.

UNDERSØGELSER VED VEJEN LOSSEPLADS: GRUNDVANDSZONENS MIKROBIOLOGI, Afdelingen for Generel Mikrobiologi, Københavns Universitet, (Rapport P6-2, 90 sider), december 1989, ISBN 87-503-8183-0.

SKRYDSTRUP SPECIALDEPOT - Erfaringer fra undersøgelser og afværgeforanstaltninger, Lossepladsprojektets sekretariat, DTH, (Rapport U7, 60 sider), december 1989, ISBN 87-503-8174-1.

UNDERSØGELSER VED VEJEN LOSSEPLADS: LAGFØLGEBORINGER, Geoteknisk Institut (Rapport H1, 122 sider), juli 1990, ISBN 87-503-8183-0.

SORPTION AF ORGANISKE STOFFER I AKVIFERER: LABORATORIEUNDERSØGELSER, Laboratoriet for teknisk Hygiejne, DTH (Rapport P5-2, 106 sider), juli 1990, ISBN 87-503-8184-9.

UNDERSØGELSER VED VEJEN LOSSEPLADS: RESERVOIRFORHOLD OG FORURENINGSUDBREDELSE BESTEMT VED BOTESAM-METODEN, Danmarks Geologiske Undersøgelse (Rapport H5, 125 sider), oktober 1990, ISBN 87-503-8736-7.

EVALUERING OG UDVIKLING AF METODER TIL PRØVETAGNING OG FELTANALYSE AF ANOXISK GRUNDVAND, Institut for Teknisk Geologi, DTH (Rapport H8, 82 sider), oktober 1990, ISBN 87-503-8738-3.

SEVA: PC-DATABASE FOR GEOLOGI, HYDROLOGI OG VANDKVALITET, Institut for Teknisk Geologi, DTH (Rapport H0-2, 46 sider), december 1990, ISBN 87-503-8915-7.

UNDERSØGELSER VED VEJEN LOSSEPLADS: UORGANISK GRUNDVANDSKVALITET, Danmarks Geologiske Undersøgelse (Rapport H12/13, 82 sider), december 1990, ISBN 87-503-8916-5.

OVERSIGT OVER DANSKE OG UDENLANDSKE AFVÆRGEFORANSTALTNINGER, Vandkvalitetsinstituttet (Rapport R0-1, 82 sider), december 1990, ISBN 87-503-8917-3.

AMTSKOMMUNALE UNDERSØGELSER AF GRUNDVANDSFORURENING VED GAMLE LOSSEPLADSER, Laboratoriet for teknisk Hygiejne (Rapport P0-1, 72 sider), december 1990, ISBN 87-503-8918-1.

AFVÆRGE PUMPNING VED SEPARATIONSPUMPNING - FASE 1: DEMONSTRATIONSMODEL, Danmarks Geologiske Undersøgelse (Rapport R3-1, 67 sider), december 1990; ISBN 87-503-8920-3.

OPERATIONALISERING AF EN TRE-DIMENSIONAL STOFTRANSPORTMODEL, Dansk Hydraulisk Institut (Rapport M4/7, 88 sider), februar 1991, ISBN 87-505-8971-8.

UNDERSØGELSER VED VEJEN LOSSEPLADS: MATEMATISK MODELLERING, Instituttet for Strømningsmekanik og Vandbygning/Dansk Hydraulisk Institut (Rapport M1/2, 160 sider), februar 1991, ISBN 87-503-8972-6.

JORDPRØVETAGNING PÅ FORURENEDE GRUNDE - Strategier, metoder og håndtering, Lossepladsprojektets sekretariat, DTH (Rapport U8, 110 sider), april 1991, ISBN 87-503-9043-0.