

Vejledning fra Miljøstyrelsen

Nr. 6 1998

Oprydning på forurenede lokaliteter - Hovedbind

Vejledning fra Miljøstyrelsen (Environmental Guidelines)

1986

- Nr. 1 : Vandværkstakster
- Nr. 2 : Autoværksteder og miljøkrav
- Nr. 3 : Begrænsning af forurening fra affaldsforbrændingsanlæg

1987

- Nr. 1 : Strandrensning 1

1988

- Nr. 1 : Bekæmpelsesmidler
- Nr. 2 : Flyvepladser og lufthavne
- Nr. 3 : Kontrol med svømmebade
- Nr. 4 : Vejledning om godkendelse af husdyrbrug

1990

- Nr. 1 : STANDAT V 1.1
- Nr. 2 : Bortskaffelse af affald
- Nr. 3 : Vandkvalitet og tilsyn med vandforsyningsanlæg
- Nr. 4 : Pligter ved risikobetonede aktiviteter
- Nr. 5 : Affaldsstoffer til jordbrugsformål
- Nr. 6 : Begrænsning af luftforurening fra virksomheder
- Nr. 7 : Vejledende liste over farlige stoffer

1991

- Nr. 1 : Olie- og kemikalieaffald
- Nr. 2 : ISAG - Informationssystem for Affald og Genanvendelse
- Nr. 3 : Overfladebehandling af skibe
- Nr. 4 : Retningslinjer for grovarebranchen

1992

- Nr. 1 : Sundhedsmæssig vurdering af kemiske stoffer i drikkevand
- Nr. 2 : Rotter
- Nr. 3 : Generel branchevejledning for forurenede grunde
- Nr. 4 : Branchevejledning for forurenede træimprægneringsgrunde
- Nr. 5 : Branchevejledning for forurenede garverigrunde
- Nr. 6 : Branchevejledning for forurenede tjære/asfaltgrunde
- Nr. 7 : Prioritering af affaldsdepoter
- Nr. 8 : Acceptkriterier for mikrobiologisk rensed jord
- Nr. 9 : Industrial Air Pollution Control Guidelines
- Nr. 10 : Ændring af vandløbslovens § 69 om bræmmer
- Nr. 11 : Tilsyn med de ydre miljøforhold i den grafiske branche
- Nr. 12 : Håndhævelse af miljøbeskyttelsesloven

1993

- Nr. 1 : Registrering, frigivelse og afmelding af affaldsdepoter
- Nr. 2 : Begrænsning af forurening fra forbrændingsanlæg
- Nr. 3 : Godkendelse af listevirksomheder
- Nr. 4 : Rotter og levnedsmiddelvirksomheder
- Nr. 5 : Beregning af eksternt støj fra virksomheder
- Nr. 6 : Udarbejdelse af kommunale miljøhandlingsplaner
- Nr. 7 : Erhvervsmæssigt dyrehold, husdyrgødning, ensilage m.v.
- Nr. 8 : Mikrobiologiske plantebeskyttelsesmidler
- Nr. 9 : Anvendelse af ISAG på virksomheder, der bortskaffer affald

Vejledning fra Miljøstyrelsen
Nr. 6 1998

Oprydning på forurenede lokaliteter - Hovedbind

MILJØSTYRELSEN
BIBLIOTEK
STRANDGADE 56
1401 KØBENHAVN K.

Indhold

- 1 **Indledning 7**
- 2 **Strategi 9**
 - 2.1 Faseopdeling af indsatsen 9
 - 2.2 Orienteringsfasen 12
 - 2.3 Undersøgelsesfasen 12
 - 2.3.1 *Formål 12*
 - 2.3.2 *Indledende undersøgelser 13*
 - 2.3.3 *Supplerende undersøgelser 14*
 - 2.3.4 *Risikovurdering 15*
 - 2.4 Afværgefasen 16
 - 2.5 Drift- og kontrolfasen 16
 - 2.6 Strategi for information 17
- 3 **Orienteringsfasen 18**
 - 3.1 Introduktion 18
 - 3.2 Tidligere og nuværende anvendelse 18
 - 3.3 Recipienter samt jord- og grundvandsforhold 22
 - 3.4 Rapportering 23
- 4 **Undersøgelser 24**
 - 4.1 Indledning 24
 - 4.2 Prøvetagning af jord og vand 24
 - 4.2.1 *Placering af boringer 24*
 - 4.2.2 *Udførelse af boringer/gravninger 26*
 - 4.2.3 *Udtagning af jordprøver 27*
 - 4.2.4 *Udtagning af vandprøver 27*
 - 4.2.5 *Udførelse af prøvepumpninger 29*
 - 4.3 Prøvetagning af luft 30
 - 4.3.1 *Poreluftmålinger af organiske og uorganiske dampe 30*
 - 4.3.2 *Lossepladsgas 31*
 - 4.3.3 *Indeklima 34*
 - 4.4 Analysemetoder 35

- 4.4.1 *Feltmetoder* 35
- 4.4.2 *Laboratorieanalyser* 37
- 4.5 Indsamling af data vedrørende bygninger 37
- 4.6 Geologi, hydrogeologi og hydrologi 38
- 5 **Risikovurdering** 40
 - 5.1 Definitioner, fremgangsmåde og datakrav 40
 - 5.2 Anvendelse af jorden 42
 - 5.2.1 *Definitioner* 42
 - 5.2.2 *Eksponering* 44
 - 5.2.3 *Acceptkriterier og principper for afværge* 47
 - 5.2.4 *Vurdering af jordforurening* 49
 - 5.3 Afdampning herunder lossepladsgas 51
 - 5.3.1 *Udeluft* 52
 - 5.3.2 *Indeklima* 55
 - 5.3.3 *Lossepladsgas* 60
 - 5.4 Grundvand 62
 - 5.4.1 *Generelt om risikovurdering i forhold til grundvandet* 62
 - 5.4.2 *Metode til trinvis risikovurdering* 68
 - 5.5 Overfladerecipienter 81
 - 6 **Kvalitetskriterier for jord, luft og grundvand** 83
 - 6.1 Baggrund og formål 83
 - 6.2 Kvalitetskriterier for jord 83
 - 6.3 Afskæringskriterier for jord 87
 - 6.4 Kriterier for tilført jord 88
 - 6.5 Kvalitetskriterier for grundvand 89
 - 6.6 Kvalitetskriterier for luft 91
 - 6.7 Kvalitetskriteriernes anvendelse og begrænsning 93
 - 7 **Rapportering** 95
 - 7.1 Indledende undersøgelser 95
 - 7.1.1 *Disposition af rapport* 95
 - 7.1.2 *Figurer og tabeller* 97
 - 7.1.3 *Appendiks og bilag* 97
 - 7.2 Supplerende undersøgelser 98

- 8 **Projektering 99**
- 8.1 Overordnede forhold 99
- 8.2 Skitseprojekt 101
- 8.3 Detailprojekt 103
- 8.4 Udbud og udbudsmateriale 104
 - 8.4.1 *Udbud og kontrahering 104*
 - 8.4.2 *Udbuds-/licitationsmateriale 106*
- 8.5 Tilsyn 106
- 8.6 Arbejdsmiljø og eksternt miljø 107
 - 8.6.1 *Arbejdsmiljø 107*
 - 8.6.2 *Eksternt miljø 108*
- 8.7 Projekt- og kvalitetsstyring 109
- 8.8 Projektafslutning 110
- 9 **Afværge 111**
- 9.1 Oprydningsformål 111
 - 9.1.1 *Afværgeforanstaltninger i forhold til arealanvendelse 112*
 - 9.1.2 *Afværgeforanstaltninger for grundvand og recipienter 112*
- 9.2 Afværgemetoder over for jordforurening 112
 - 9.2.1 *Oversigt over afværgemetoder 112*
 - 9.2.2 *Afgravning 114*
 - 9.2.3 *Behandlingsmetoder for afgravet jord 115*
 - 9.2.4 *Vacuumekestration 116*
 - 9.2.5 *Behandlingsmetoder for oppumpet luft 117*
 - 9.2.6 *Bioventilation 117*
 - 9.2.7 *Forceret udvaskning 119*
 - 9.2.8 *Immobilisering 120*
 - 9.2.9 *Biologisk rensning 121*
 - 9.2.10 *Andre in-situ jordrensemetoder 122*
 - 9.2.11 *Indkøring af jordrensningsanlæg 123*
- 9.3 Afværgemetoder over for grundvandsforurening 123
 - 9.3.1 *Oversigt over afværgemetoder 123*
 - 9.3.2 *Afværgepumpning 124*
 - 9.3.3 *Afledning og behandling af oppumpet grundvand 127*
 - 9.3.4 *In-situ afværgemetoder til grundvandsforurening 129*
- 9.4 Afværgemetoder over for poreluftforurening 132
 - 9.4.1 *Byggeri på forurenede arealer 132*
 - 9.4.2 *Byggetekniske foranstaltninger 133*
- 9.5 Afværgemetoder over for lossepladsgas 134
- 9.6 Restforurening under huse 135

Appendiks liste

- Appendiks 3.1 Virksomhedstyper/branchers produktionsforhold 163
Appendiks 3.2 Checkliste ved besigtigelse 167
Appendiks 3.3 Branchevejledning for forurenede træimprægnerings-
grunde, særskilt tryk
Appendiks 3.4 Branchevejledning for forurenede garverigrunde,
særskilt tryk
Appendiks 3.5 Branchevejledning for forurenede tjære/asfaltgrunde,
særskilt tryk
Appendiks 3.6 Branchevejledning for benzin- og olieforurenede
grunde, særskilt tryk
- Appendiks 4.1 Retningslinier for udførelse af borearbejde 168
Appendiks 4.2 Udtagning af jordprøver ved borearbejde 179
Appendiks 4.3 Udtagning af vandprøver 182
Appendiks 4.4 Udførelse af poreluftmålinger 186
Appendiks 4.5 Orientering om lossepladsgas 189
Appendiks 4.6 Poreluftmåling af lossepladsgas 191
Appendiks 4.7 Analysemetoder 194
Appendiks 4.8 Geologisk bedømmelse 195
Appendiks 4.9 Prøvepumpning 197
Appendiks 4.10 Standardformularer 204
- Appendiks 5.1 Gasproduktion 212
Appendiks 5.2 Konvektionsmodel for gasindtrængning i omkring-
liggende bygninger 216
Appendiks 5.3 Afdampning af flygtige stoffer fra jord 219
Appendiks 5.4 Eksempel på beregning af afdampning af flygtige
stoffer fra jord 245
Appendiks 5.5 Kemiske data 257
Appendiks 5.6 Risikovurdering af grundvand –
beregningsformler 263
Appendiks 5.7 Eksempler på konkrete risikovurderinger af
grundvand 280
Appendiks 5.8 Standarddata til anvendelse i forbindelse med
risikovurdering af grundvand 306
Appendiks 5.9 Eksempel på beregning af porevandskoncentration ud
fra koncentrationen i jorden 314
- Appendiks 6.1 Beregnede nulværdier for udvalgte stoffer 318
Appendiks 6.2 Økotoxikologisk risikovurdering 319
- Appendiks 7.1 Rapportering 321
- Appendiks 8.1 Udbuds-/licitationsmateriale 323
- Appendiks 9.1 Afværgeteknikker. Økonomiske eksempler 326
Appendiks 9.2 Udgravning ved eksisterende konstruktioner 333

- 10 Drift og kontrol 136**
- 10.1 Indledning og formål 136
- 10.2 Kontrol ved afgravning 137
 - 10.2.1 *Kontrol af afgravet jord 137*
 - 10.2.2 *Kontrol af restforurening 139*
- 10.3 Kontrol ved in-situ oprensning af jordforurening 140
 - 10.3.1 *Driftskontrol 141*
 - 10.3.2 *Stopkriterier, slutkontrol/dokumentation for oprensning 142*
- 10.4 Kontrol af grundvandsoprensning 144
 - 10.4.1 *Kontrol af afværgepumpning 144*
 - 10.4.2 *Kontrol af in-situ afværgemetoder 146*
- 10.5 Kontrolforanstaltninger over for poreluftforurening 148
- 10.6 Kontrol af foranstaltninger for lossepladsgas 148
- 11 Referencer 151**

1 Indledning

Nærværende vejledning er en opdatering, udbygning og supplering af den generelle branchevejledning fra 1992 /22/. På tilsvarende vis er de tre specifikke branchevejledninger for hhv. tjære-/asfalt-grunde /25/, træmprægneringsgrunde /23/ og garverigrunde /24/ bearbejdet. Disse vejledninger findes nu som appendiks 3.3-3.5 til denne vejledning og erstatter dem.

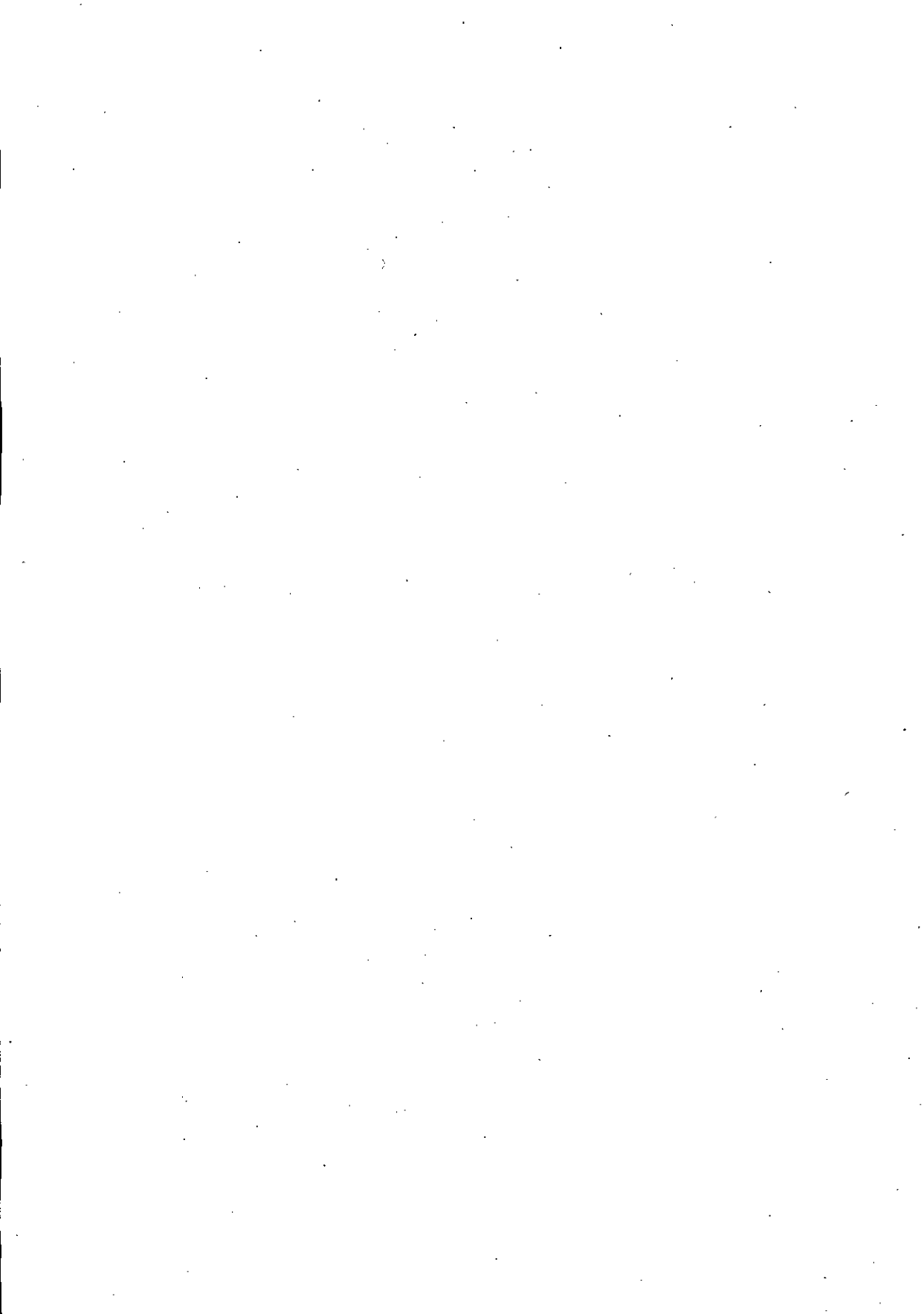
Vejledningen er tilstræbt skrevet som en teknisk vejledning med anvisning om, hvordan en forurenede lokalitet kan håndteres fra undersøgelsesfasen til afværgefasen.

Vejledningen om oprydning af forurenede lokaliteter er en blandt en serie vejledninger, som har været i høring. De øvrige er: Vejledning om kortlægning af forurening og kilder hertil, Vejledning om prøvetagning og analyser af jord, Vejledning om rådgivning af beboere i let forurenede områder og Vejledning om oprydning af forurenede olie- og benzingerunde. Sidstnævnte er blevet til appendiks 3.6 i denne vejledning.

Vejledningens anvisninger er ikke bindende, men giver grundlaget for en mere ensartet behandling af forureningssager hos myndigheder, virksomheder og rådgivere.

Myndighederne bør dog altid tage udgangspunkt i vejledningens retningslinier ved behandlingen af forureningssager. Vejledningens anvisninger skal altid afstemmes i forhold til gældende lovgivning. I forhold til den nuværende lovgivning betyder det, at vejledningen ikke direkte kan anvendes i forhold til genopretningsprincippet i hht. Lov om Miljøbeskyttelse og ved afmeldingssituationer i hht. Lov om Affaldsdepoter.

Årsagen er, at der i flere situationer ikke nødvendigvis bør ske en fuldstændig forureningsfjernelse på lokaliteten, hvis arealanvendelsen og eventuel håndtering af den forurenede jord reguleres administrativt.



2 Strategi

2.1 Faseopdeling af indsatsen

Formål

Valg af strategi vil være bestemt af formålet med undersøgelserne. Om der fx er tale om undersøgelser i forbindelse med køb/salg af ejendom, registreringsundersøgelser eller om undersøgelser med henblik på oprydning af en forurenede grund. Denne vejledning handler primært om undersøgelser med henblik på at kunne foretage en risikovurdering over for mennesker og miljø og om eventuelle efterfølgende afværgeforanstaltninger i forhold til den påviste risiko.

Faser

Ved valg af strategi er det som udgangspunkt hensigtsmæssigt at opdele sagsforløbet i disse faser:

- Orienteringsfase
- Undersøgelserfase
- Afværgefase
- Drift- og kontrolfase

Faseopdelingen er udtryk for en god opdeling af arbejdet efterfulgt af et stop for vurdering af, hvad der videre er nødvendigt. Opdelingen tager således sigte på optimalt at udnytte de informationer, der tilvejebringes i én fase, når de efterfølgende aktiviteter planlægges.

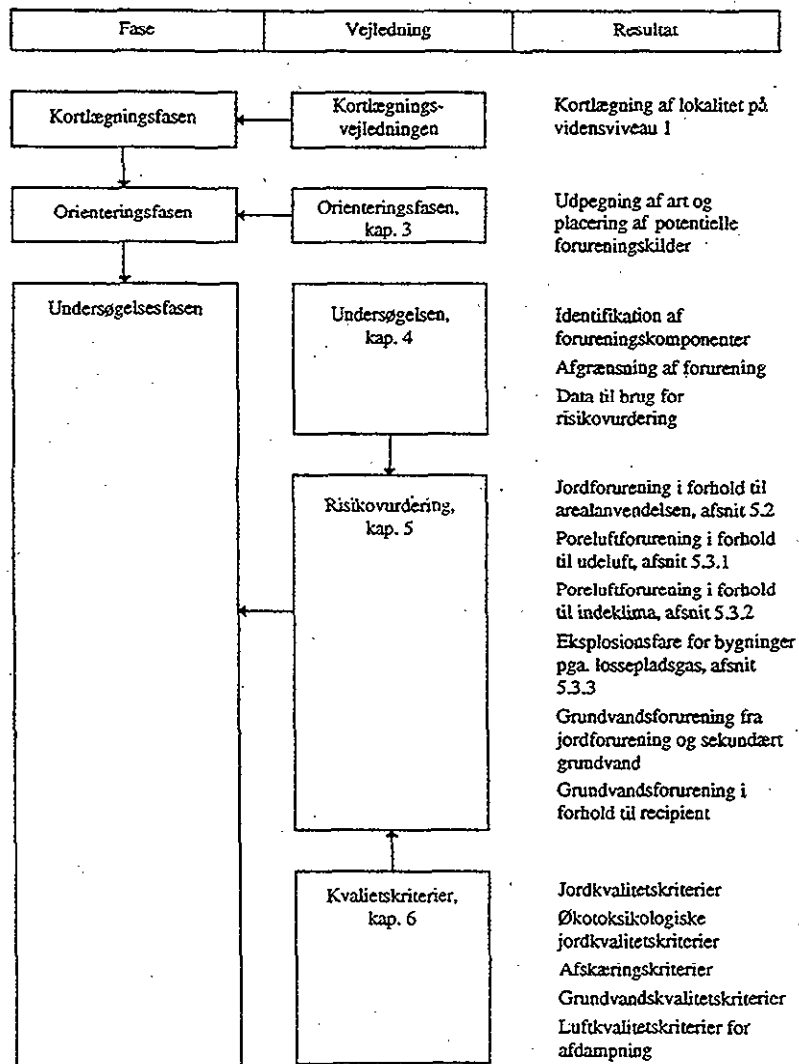
Rapporteringen følger ikke nødvendigvis faseopdelingen. Flere faser kan rapporteres samlet (fx orienteringsfasen og undersøgelserfasen), og der kan foretages flere rapporter i én fase (fx efter både indledende og efter supplerende undersøgelser).

Der er stor erfaring med undersøgelser og afværgeforanstaltninger inden for bestemte brancher. Dette medfører, at der for nogle lokaliteter kan "samles" faser. For mange lokaliteter vil der desuden foreligge kortlægningsoplysninger /1/ eller registreringsundersøgelser, som vil give overlap med den almindelige orienteringsfase og undersøgelserfase.

Med henblik på at kunne gennemføre undersøgelser og afværgeforanstaltninger så rationelt og hensigtsmæssigt som muligt, bestemmes strategien og dermed valg af faseopdeling på baggrund af den umiddelbart foreliggende viden om lokaliteten. I nogle tilfælde kan det være praktisk at gennemføre undersøgelser og

afværgeforanstaltninger efter en fremgangsmåde som ved et almindeligt bygge- og anlægsprojekt /2/. I de følgende afsnit beskrives kort indholdet af de fire faser.

Sammenhængen mellem de fire faser og afsnittene i denne vejledning er vist i figur 2.1.



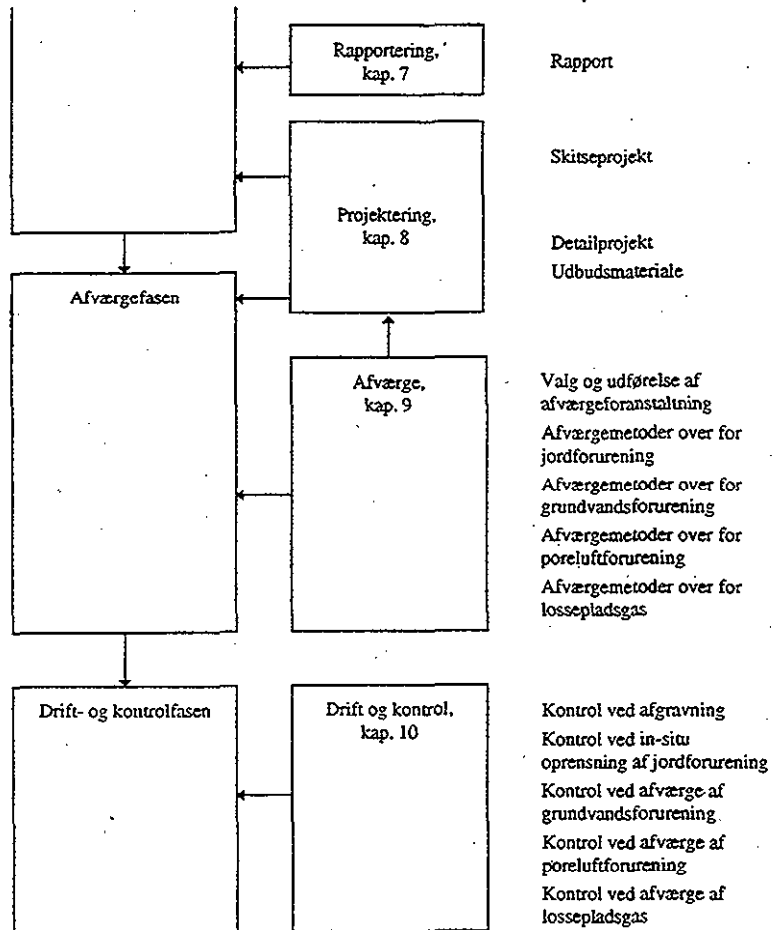


Fig. 2.1
Faseopdeling.

2.2 Orienteringsfasen

Formålet med denne fase er at tilvejebringe det bedst mulige grundlag for at iværksætte undersøgelser på en forurenede grund.

I orienteringsfasen indsamles de oplysninger om lokaliteten, som kan støtte det videre arbejde, herunder eventuelt eksisterende kortlægningsoplysninger. I denne fase udarbejdes blandt andet en historisk redegørelse for lokaliteten med henblik på at opstille en hypotese for, hvilke stoffer der kan være forurenede med, og hvor der kan forventes forurening.

2.3 Undersøgelsesfasen

2.3.1 Formål

Undersøgelser af forurenede grunde tager typisk sigte på at beskrive:

- Indsamling af repræsentative data til brug for risikovurderingen.
- Omfang og intensitet af jordforurening.
- Indeklimagener i bygninger som følge af afgasning af sundhedsskadelige stoffer.
- Risiko for eksplosioner i bygninger og installationer som følge af lossepladsgas.
- Spredning af forurening i terrænnært og dybereliggende grundvand og evt. til recipient.

I undersøgelsesfasen indgår:

- Undersøgelser
- Risikovurdering
- Rapportering
- Skitseprojektering

Undersøgelsesteknikken omfatter boringer, udtagning af jord-, vand- og luftprøver, prøvekarakterisering samt kemiske analyser af prøverne.

Prøvetagningen tilrettelægges efter undersøgelsens formål, så antal og valg af prøver sikrer sandsynligheden for, at formålet kan opfyldes. Dette er mere udførligt beskrevet i Vejledning om prøvetagning og analyse af jord /3/.

Hvis det før en undersøgelsesfase er muligt at overskue et afværgeprojekt, bør undersøgelserne tilrettelægges, så de målrettes mod projektet.

Risikovurdering

Felt- og laboratorieundersøgelser bør tilrettelægges, så de målrettes mod indsamling af data til brug for risikovurderinger for grundvand, arealanvendelse og overfladereipienter.

Rapportering

Undersøgelser og risikovurderinger skal altid rapporteres. Hvis undersøgelserne gennemføres i flere omgange, som indledende og supplerende undersøgelser, bør disse rapporteres selvstændigt. Alle resultater skal dog indgå i de sammenfattende risikovurderinger.

Skitseprojektering

Hvis det er nødvendigt at iværksætte afværgeforanstaltninger afsluttes undersøgelsesfasen med, at der udarbejdes et skitseprojekt. Typisk drøftes forskellige forslag til afværgeforanstaltninger med myndighederne, inden skitseprojektet udarbejdes.

2.3.2 Indledende undersøgelser

Formålet med de indledende undersøgelser er at teste den hypotese, der blev opstillet i orienteringsfasen, og at få et indtryk af grundens forureningsgrad.

Strategien i de indledende undersøgelser lægges ud fra de oplysninger, der er indhentet i orienteringsfasen.

Boringer

Boringerne på grunden placeres typisk de steder, hvor man kan forvente at finde forurening, og til afgrænsning af på forhånd kendte forureninger. Områder med forureningsfølsom anvendelse dækkes med boringer, og med henblik på at lokalisere spredte spild kan der placeres boringer på øvrige områder.

Placering og antal boringer er nærmere behandlet i kapitel 4 og i Vejledning om prøvetagning og analyse af jord /3/.

Vandprøver

Skal der udtages vandprøver, tilstræbes det i øvrigt at bore i eller umiddelbart nedstrøms for forureningskilderne på lokaliteten med henblik på at bestemme forureningens kildestyrke. Kildestyrken bestemmes under hensyntagen til boringens afstand fra forureningskilden og den dermed foregåede opblanding.

Nogle gange er det muligt at udtage vandprøver i tankgrav eller ledningstracé for at angive kildestyrken.

Analyser

På baggrund af data indsamlet i orienteringsfasen formuleres den endelige prøvetagningsstrategi, og der udarbejdes et analyseprogram.

Ved udarbejdelsen af analyseprogram i de indledende undersøgelser sigtes der ofte bredt. I de supplerende undersøgelser, hvor problemerne er identificeret, kan der anvendes et mere målrettet program.

Vurdering

De indledende undersøgelser afsluttes med en vurdering af, om der er tilvejebragt et tilstrækkeligt grundlag, som belyser lokalitetens forureningstilstand og som muliggør en robust og repræsentativ risikovurdering.

Viser de indledende undersøgelser, at lokaliteten er forurenet i en grad, der kræver mere detaljerede oplysninger, udarbejdes forslag til supplerende undersøgelser.

Supplerende undersøgelser/skitseprojekt

2.3.3 Supplerende undersøgelser

Formålet med de supplerende undersøgelser er at afklare problemer, der er blevet konstateret i de indledende undersøgelser.

Undersøgelserne udføres typisk med henblik på:

- Nærmere at beskrive art, koncentrationsniveau og afgrænsning af forurening i jord eller terrænnært grundvand.
- At afklare mulighederne for anvendelse af grunden.
- At vurdere risikoen for indeklimagener, herunder risikoen fra lossepladsgas, i eksisterende bygninger og installationer på og omkring grunden (kloak- eller grundvandstransporteret forurening).
- At vurdere eventuel forureningspåvirkning af dybereliggende grundvandsmagasiner eller nærtliggende overfladerecipienter.
- At udarbejde et evt. skitseprojekt.

Skønnes det nødvendigt med afværgetiltag i form af oprensning, bør de supplerende undersøgelser munde ud i et eller flere skitseprojekter til afværgeforanstaltninger. Skitseprojekter bør bestå i en overordnet beskrivelse af principielle tekniske løsninger med et groft prisoverslag og en overordnet tidsplan.

2.3.4 Risikovurdering

Risikovurderinger er vurderinger af de miljø- og sundhedsmæssige konsekvenser af en forurening, og formålet med risikovurderingerne er at afklare behovet for afværgeforanstaltninger.

Risikovurderinger tager udgangspunkt i konkrete situationer og bygger på oplysninger om de forurenende stoffer, de sprednings- og eksponeringsveje og den målgruppe, der er aktuell i den givne situation. Risikoen i relation til anvendelsen af jorden, risikoen i relation til afdampningen og risikoen i relation til grundvandet vurderes hver for sig.

Jord

Til brug for risikovurdering i relation til arealanvendelsen er der udarbejdet jordkvalitetskriterier. Jord, der overholder jordkvalitetskriterierne, kan benyttes frit til den for mennesker mest følsomme arealanvendelse. For nogle stoffer er der desuden udarbejdet et afskæringskriterie. Afskæringskriteriet angiver det niveau, hvor det er nødvendigt at foretage en total afskæring af al kontakt med jorden. I afsnit 9.2 er der angivet principper for afværge, herunder oprensingsdybder, og principper for vurdering af jordforurening. Det skal bemærkes, at overholdelse af jordkvalitetskriterierne ikke automatisk sikrer en overholdelse af afdampnings- og grundvandskriterierne.

Luft

Ved ophold i bygninger eller på udearealer på forurenede grunde er der risiko for en uacceptabel påvirkning af udeluften eller indeklimaet fra en underliggende forurening af jord eller grundvand. Påvirkningen af udeluft og indeklima vurderes efter forskellige metoder, som er trinvis opbygget. I flere af disse trin indgår teoretiske beregningsmodeller. Risikovurderingen tager udgangspunkt i, at afdampningen til den ovenstående luft ikke må overstige de fastsatte forureningsbidrag.

Risikoen for eksplosion af methangas i bygninger på eller i umiddelbar nærhed af lossepladser kan ligeledes vurderes efter en trinvis opbygget model.

Vand

En risikovurdering i forhold til grundvandet skal anvendes til at vurdere, om en forurening i jord eller sekundært grundvand giver et uacceptabelt forureningsbidrag til grundvandsressourcen. Til brug for risikovurderingen er der fastsat en række grundvandskvalitetskriterier. Risikovurderingen tager udgangspunkt i, at grundvandskvalitetskriterierne skal være opfyldt overalt i grundvandsressourcen. Risikovurderingen kan foretages trinvis, således at der først udføres

en simpel vurdering. Er denne vurdering ikke tilstrækkelig til at vise, at der ikke er nogen risiko, udføres der mere komplicerede beregninger. I de komplicerede beregninger kan der indgå sorption, dispersion og nedbrydning af forureningskomponenter. Vurderingen af påvirkningen af grundvandet anvendes desuden til at foretage en risikovurdering i relation til recipienter.

Information

Hvis der ved risikovurderingen påvises fare for mennesker eller miljø, bør eventuelle beboere på eller nær lokaliteten rådgives om, hvordan de skal forholde sig, indtil afværgeforanstaltningen gennemføres.

2.4 Afværgefasen

Detailprojekt/afværgeforanstaltning

Formålet med afværgefasen er at detailprojektere og gennemføre de nødvendige afværgeforanstaltninger. Afværgeforanstaltningerne tager sigte på at fjerne en forurening, begrænse en eksponering eller forhindre en spredning af forurening i jord, vand eller luft.

Afværgeforanstaltninger kan være af meget forskellig karakter. Fra en ukompliceret bortgravning af overfladenær forurening til en langvarig oppumpning og rensning af forurenede vand eller en kompliceret in-situ oprensning.

Supplerende undersøgelser

Som et led i detailprojekteringen vil det ofte være nødvendigt med supplerende undersøgelser rettet specielt mod den valgte afværgeløsning. Der kan fx være tale om en detailkortlægning af forureningen eller om pumpeforsøg til dimensionering af jordventilering.

Hvis der er en forurening med koncentrationer under gældende afskæringskriterier, kan der træffes forholdsregler som beskrevet i Vejledning om rådgivning af beboere i let forurenede områder /4/.

2.5 Drift- og kontrolfasen

Formål

Formålet med drift- og kontrolfasen er at kontrollere effekten af afværgeforanstaltninger.

Procedurer

Før drift- og kontrolfasen iværksættes, bør der udarbejdes procedurer for evaluering af kontrolparametre. Der bør herunder være opstillet

såvel alarmværdier med henblik på justering af afværgeforanstaltningen som stopkriterier med henblik på stop af drift-og kontrolfasen. Procedurene skal desuden omfatte frekvens og rapporteringsform, og i forbindelse med rapportering bør der løbende tages stilling til den fortsatte drift og kontrol, så der opnås sikkerhed for, at den nødvendige miljøeffekt opnås.

2.6 Strategi for information

Information af borgere

Afhængig af aktiviteterens omfang bør borgere, der berøres af disse aktiviteter, informeres herom. En sådan information bør være en integreret del af det samlede forløb. Et højt informationsniveau kan være medvirkende til at sikre, at de planlagte aktiviteter kan forløbe så glat som muligt.

Det påhviler bygherren at sørge for den nødvendige information af borgerne. Dette kan gøres ved udsendelse af informationsbreve. Eventuelle beboere på lokaliteten informeres bedst ved orienteringsmøder, suppleret med udsendelse af informationsbreve.

Den første orientering bør gives i god tid, før de første aktiviteter på lokaliteten iværksættes. Orienteringen bør følges op under hele forløbet med planer for aktiviteter, resultater, konklusioner og konsekvenser for de berørte parter. Herudover bør orienteringen indeholde tidsplaner for forløbet, herunder også planer for den videre information.

3 Orienteringsfasen

3.1 Introduktion

Indsamling af data

I orienteringsfasen skal alle umiddelbart tilgængelige oplysninger om den aktuelle grund skaffes. Hovedformålet på de fleste industrigrunde er at få udpeget både art og fysisk placering af de potentielle forureningskilder.

Informationerne indsamlet i orienteringsfasen er hele grundlaget for det fortsatte undersøgelsesforløb. Orienteringsfasen skal derfor gennemføres med den fornødne omhu.

Omfang

Orienteringsfasen består af:

- Indsamling af historiske data om arealanvendelsen, herunder oplysninger om evt. kortlægning af lokaliteten jf. kortlægningsvejledningen /1/.
- Indhentning af geologiske og hydrologiske data for området.
- En besigtigelse af lokaliteten.
- Vurdering af de indsamlede data og opstilling af en hypotese for mulige forureninger.

3.2 Tidligere og nuværende anvendelse

Kilder til information

Grundens tidligere og nuværende anvendelse skal så vidt muligt beskrives ved tilvejebringelse af data om:

- Lokalitetens nøjagtige beliggenhed og udstrækning. Man skal her være opmærksom på, at en grund tidligere kan have haft større udstrækning, idet der kan være foretaget udstykninger.
- Alle byggeaktiviteter og evt. udførte terrænreguleringer.
- Type af virksomheder og evt. anden arealanvendelse i kronologisk række.
- Alle potentielt forurenende aktiviteter på grunden findes ud fra oplysninger om produktionsforhold, herunder anvendte anlæg og processer. Det kan være relevant at indhente oplysninger fra forskellige tidspunkter af virksomhedens driftsperiode, idet produktionsgange kan være ændret.

Der findes en lang række kilder, hvorfra der kan søges oplysninger. I tabel 3.1 er listet en række brugbare kilder. Ud fra tidligere erfaringer er kilderne opdelt i primære- og sekundære kilder. De vigtigste oplysninger findes i de primære kilder. Hvis det vurderes, at de primære kilder er mangelfulde, kan supplerende oplysninger søges i de sekundære kilder. Denne opdeling skal kun opfattes vejledende, idet behovet for oplysningsindsamling naturligvis er specifikt for den enkelte lokalitet. I øvrigt henvises til Vejledning om kortlægning af jordforurening og kilder hertil /1/.

Tabel 3.1

Oversigt over kilder, hvor oplysninger om tidligere og nuværende arealanvendelser kan søges.

| |
|--|
| Primære kilder |
| <ul style="list-style-type: none"> • Kommunens arkiver • Lokalhistoriske arkiver • Baggrundsmateriale om anlæg og processer • Interviews og besigtigelse • Virksomhedens arkiver • Tinglysningskontoret • Politi eller brandvæsen |
| Sekundære kilder |
| <ul style="list-style-type: none"> • Aktieselskabsregisteret • Arbejdstilsynet • Det kongelige bibliotek • Erhvervsarkivet • Kort- og Matrikelstyrelsen |

I det følgende gives en kort introduktion til de kilder, der er omtalt i oversigten i tabel 3.1.

Kommunens arkiver

Primære kilder

I kommunerne findes oplysninger om byggeaktiviteter herunder kloakanlæg, om miljøgodkendelser og miljøtilsyn herunder konstaterede forureninger, om nedgravede olie- og kemikalietanke og om kemikalieaffaldsproducenter.

I nogle kommuner findes alle ovennævnte oplysninger om en grund samlet i byggesagsarkivet, men praksis for hvordan oplysningerne er samlet, er forskellig fra kommune til kommune.

Miljøgodkendelser indeholder beskrivelser af produktionsprocesser,

forureningsbegrænsende foranstaltninger samt affaldsprodukter og deres bortskaffelse. Miljøgodkendelser omfatter kun perioden efter miljøbeskyttelseslovens ikrafttrædelse i 1974. For listevirksomheder med regional påvirkning er Amtet miljømyndighed.

Lokalhistorisk arkiv

På de lokalhistoriske arkiver kan gamle vejvisere, telefonbøger og annoncebøger være tilgængelige. Der kan også være relevante foto- og avisudklipssamlinger. Endvidere har personalet på arkivet ofte et stort lokalkendskab.

Baggrundsmateriale om anlæg og processer

Generel viden om produktionsteknik, processer, anvendte råstoffer og kemikalier m.v. kan findes i faglitteratur og hos brancheorganisationerne.

Materiale bearbejdet specielt til anvendelse inden for jord- og grundvandsområdet er udarbejdet for en række virksomhedstyper/brancher. Foruden beskrivelser af virksomhedens/branchens produktionsforhold og potentielle forureningskilder herunder analyseparametre, findes i flere af referencerne en erfaringsopsamling over gennemførte undersøgelser og konstateret jord- og grundvandsforurening på grundene. Henvisninger til dette materiale fremgår af appendiks 3.1.

Interviews og besigtigelse

Interviews af tidligere eller nuværende ansatte kan understøtte og supplere oplysninger fra arkiver og litteratur. Dataindsamlingen bør derfor så vidt muligt inddrage interviews.

Lokaliteten skal besøges. Ved besøget kontrolleres, om de indsamlede arkivoplysninger er i overensstemmelse med de nuværende forhold. Placeringen af eksisterende bygninger og installationer registreres og synlige tegn på jordforurening noteres.

Derudover kan det være vigtigt at kende adgangsforholdene på lokaliteten, eksempelvis med henblik på borearbejds gennemførelse.

I appendiks 3.2 er givet en checkliste, som kan benyttes ved besøget.

Virksomhedens arkiver

Virksomheden kan ligge inde med relevante oplysninger. Fx mængdeopgørelser eller datablade over anvendte stoffer og

produkter, gamle fotos eller tegningsmateriale.

Tinglysningskontoret

Oplysninger om tidligere ejerforhold findes tinglyst på den enkelte grund. Oplysningerne kan søges på tinglysningskontoret i de enkelte kommuner ved at checke deklarationerne på den enkelte matrikel samt bilagene hertil.

Politi eller brandvæsen

Oplysninger om tidligere oplag af brandfarlige og eksplosionsfarlige stoffer kan være opbevaret af den lokale politi- eller brandmyndighed. Disse myndigheder kan ligeledes ligge inde med kronologiske oplysninger om hændelser, der kan have forureningsmæssig betydning, fx brande eller andre uheld som spild, lækager eller overløb ved tankanlæg. Kan i nogle tilfælde indeholde oplysninger fra kommunens arkiv fra før 1970.

Sekundære kilder

Aktieselskabsregisteret m.fl.

For registrerede aktieselskaber kan mere detaljerede oplysninger fås ved Aktieselskabsregisteret, Kompass Danmark eller Greens Danske Fonds og Aktier. Heraf fremgår ofte, hvilke hovedaktiviteter det pågældende selskab har haft.

Arbejdstilsynet

Hos arbejdstilsynet kan der skaffes oplysninger om kemikalier og uheld. Som indgang til historiske arkiver anvendes virksomhedens navn. Der kan således ikke søges oplysninger via adresse eller matrikel nummer.

Det Kongelige Bibliotek

På Det kongelige Bibliotek i København findes i et vist omfang luftfotos fra perioden før 1945.

Luftfotos kan være anvendelige til at få et indtryk af arealanvendelsen. Tankanlæg, oplag af tønder og affald kan lokaliseres ud fra luftfotos. Har desuden stor kortsamling.

Erhvervsarkivet

Dansk Tarifforenings Arkiv, som ligger i Erhvervsarkivet i Århus, indeholder mange relevante oplysninger baseret på forsikringsselskabernes inspektioner på samtlige større virksomheder (ca. 50.000) i perioden 1896-1982.

Registeret til Dansk Tarifs arkiv er tilgængeligt på Erhvervsarkivet,

mens adgang til selve inspektionsrapporterne kræver tilladelse fra ejerne (Dansk Skadesforening).

Kort- og Matrikelstyrelsen

Luftfotos fra 1945 og frem fås hos Kort- og Matrikelstyrelsen. Anvendelsen af luftfotos er beskrevet under "Det kongelige Bibliotek".

Afslutningsvis kan det nævnes, at Nationalmuseet har oplysninger om industriregistrering.

3.3 Recipienter samt jord- og grundvandsforhold

Sårbarhedsvurdering af drikkevandsinteresser

Ved indhentning af oplysninger om de geologiske og hydrogeologiske forhold for området kan der foretages en indledende sårbarhedsvurdering.

Endvidere skal der skaffes overblik over vandindvindinger, grundvandsstrømninger og recipienter i området.

Fremskaffelse af data til beskrivelse af jord- og grundvandsforhold samt recipienter sker via:

- Topografiske kort (4 cm kort)
- Basisdatakort (cirkeldiagramkort)
- Grundvandspotentialekort
- Vandindvindingsplaner
- Vandforsyningsplaner
- Geologisk faglitteratur
- Andre undersøgelser i området

Oplysninger om potentialeforhold, vandindvinding og grundvandskvalitet kan indhentes hos amtet.

Amterne, og i vid udstrækning også Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse (GEUS) og kommunerne ligger inde med oplysninger om placeringer af boringer og brønde i nærheden af lokaliteten. Foruden boringernes placering oplyses om de geologiske lag samt grundvandsstanden.

3.4 Rapportering

Omfang og form

Resultatet af orienteringsfasen skal rapporteres på en sådan måde, at de indsamlede oplysninger jf. afsnit 3.2 og 3.3 fremtræder klart og tydeligt. Resultaterne vurderes og sættes i relation til en opstillet hypotese for mulige forurenende aktiviteter på grunden.

Det skal fremgå, hvilke kilder, jf. tabel 3.1, der er brugt til sammenstilling af oplysningerne, og det skal vurderes, om der er mulige "huller" i de indsamlede (historiske) informationer.

Rapporteringen kan med fordel angives på et datablad med relevante kortbilag. På databladet angives oplysningerne i skema- og stikordsform. På et eller flere kortbilag indtegnes relevante træk af bygnings- og produktionsforhold, herunder hvor de potentielle aktiviteter har foregået/foregår.

4 Undersøgelser

4.1 Indledning

Undersøgelsesomfang

Omfanget af forureningsundersøgelsen, og dermed indsamlingen af data, er helt afhængig af resultatet af den orienterende undersøgelse og kravene til de data, der skal bruges i forbindelse med den efterfølgende risikovurdering. En række oplysninger fra vejledningen om prøvetagning og analyser /3/ er indarbejdet i kapitlet. Kapitlet omfatter følgende overordnede afsnit:

- Prøvetagning af jord og vand
- Prøvetagning af luft
- Analysemetoder
- Indsamling af data vedrørende bygninger
- Geologi, hydrogeologi og hydrologi

4.2 Prøvetagning af jord og vand

Generelt

Prøvetagning af jord og vand sker i undersøgelsesfasen normalt fra boringer. Formålet med prøverne er at belyse forurenings-, jordbunds-, og grundvandsforholdene i et sådant omfang, at der dels kan gennemføres en risikovurdering, og at der dels foreligger et tilstrækkeligt grundlag for projektering og gennemførelse af de nødvendige afværgeforanstaltninger.

4.2.1 Placering af boringer

Generelt

Boringerne på grunden placeres normalt som følger:

- Der bores de steder, hvor man kan forvente at finde forurening (hot-spots) ud fra kendskab til placering af tidligere og eksisterende produktionsanlæg samt kendskab til driftsforhold.
- Der bores til afgrænsning af på forhånd kendte forurenede områder.
- Områder med eksisterende eller påtænkt forureningsfølsom anvendelse dækkes relativt intenst med boringer, som beskrevet herunder.
- Da det ikke i alle tilfælde er muligt at lokalisere alle hot-spots i orienteringsfasen, og da der endvidere ofte er sket spredte spild

over store dele af lokaliteterne, placeres desuden boringer på den resterende del af grunden.

Det kan være fordelagtigt at placere boringerne efter bestemte regler, hvor man ønsker at dække ukendte forureninger, og ønsker at opnå den statistisk bedst mulige dækning af arealet. Der kan i disse tilfælde defineres prøvetagningsfelt/gitter/-net. Af tabel 4.1 fremgår, hvor mange prøvetagningspunkter der er nødvendige til lokalisering af ukendte hot-spots.

Tabel 4.1

Antal prøvetagningspunkter på et areal på 400 m² til lokalisering af et hotspot af den angivne størrelse med den angivne sikkerhed.

| Diameter af hotspot (m) | % foruren. areal (%) | Sandsynlighed | | | |
|-------------------------|----------------------|---------------|------|------|------|
| | | 50%* | 90%* | 95%* | 99%* |
| 10 | 20 | 2 | 5 | 6 | 7 |
| 7 | 10 | 5 | 10 | 12 | 15 |
| 5 | 5 | 10 | 20 | 24 | 29 |
| 3 | 2 | 28 | 54 | 65 | 81 |
| 2 | 0,8 | 62 | 122 | 147 | 183 |
| 1 | 0,2 | 249 | 488 | 589 | 731 |

* Sandsynlighed for lokalisering af hotspot.

Som eksempel viser tabellen, at man på et areal på 400 m² med 24 prøvetagningspunkter (boringer) med 95 % sandsynlighed kan genfinde en forurening med en diameter på 5 m.

Ukendte mindre hot spots er således økonomisk urealistiske at lokalisere med stor sandsynlighed. Normalt vil undersøgelserne være baseret på kendte forureningskilder og spredning derfra. Ved anvendelse af få boringer, skal man således ikke regne med at kunne lokalisere små hot-spots eller afgrænse forurening. Det er vigtigt at fremhæve, at hver boring alene udgør en punktmåling. Derfor skal resultaterne af punktmålinger fortolkes med forsigtighed ved forureningsvurderingen.

Placering og antal boringer er nærmere behandlet i Vejledning om prøvetagning og analyse af jord /3/, hvor der er givet eksempler på prøvetagningsstrategier og forslag til anvendelse af forskellige prøvetagningstætheder, hvis forureningskilden ikke er lokaliseret, eller under specielle formål. Som absolut minimum bør der udtages repræsentative prøver svarende til en grov screening i tabel 4.1.

4.2.2 Udførelse af borer/gravninger

Formål

Formålet med udførelsen af borer er, at fremskaffe repræsentativt prøvemateriale til bestemmelse af geologiske og forureningsmæssige forhold horisontalt og i dybden. I appendiks 4.1 er retningslinier for udførelse af borearbejde beskrevet mere indgående.

Gravninger

Ved udtagning af helt terrænnære jordprøver, kan borerne erstattes af prøvegravninger. Prøvegravningerne udføres normalt med rendegraver. Kun i få tilfælde, meget terrænnært, er det fordelagtigt at benytte håndgravninger. Udgravning med maskine giver et godt overblik over lagfølgen og forureningens rummelige variation langs gravefronten, specielt er gravninger en fordel ved inhomogene forureningsfordelinger, fx lossepladser, eller hvis der er ønske om at besigtige de øvre geologiske forhold. Man skal være opmærksom på, at prøvegravninger kun er fordelagtige, hvis der inden opgravningen foreligger accept om tilbagefyldning af evt. forurenede jord efter endt gravning.

Lokaliseringsboringer

Lokaliseringsboringer er korte undersøgelsesboringer, indtil ca. 3-4 m. Lokaliseringsboringer udføres for at beskrive og afgrænse forureninger i de øvre jordlag og/eller terrænnære grundvandsmagasiner.

Ofte udføres der helt korte borer indtil 1 meters dybde til overfladenære forureninger, evt. metaller. Disse borer kan normalt blot tilbagefyldes med opboret materiale. Er borerne dybere end maksimalt 3-4 m bør de udføres med borerør (foringsrør) for at stabilisere borerne, så der ikke sker nedfald (krydskontaminering). Som boremetode benyttes normalt tør rotationsboring. Boremetoder og filtersætninger er nærmere beskrevet i appendiks 4.1.

Undersøgelsesboringer

Undersøgelsesboringer er borer over ca. 4-5 m, hvor formålet, ud over at beskrive og afgrænse forureninger i de øvre og evt. dybere jordlag, også er at få oplysninger om dybereliggende grundvand. Borerne skal altid udføres med borerør med henblik på at sikre en repræsentativ jordprøvetagning, samt hindre krydskontaminering, hvor man gennemskærer flere vandførende lagfølger. Som boremetode benyttes normalt tør rotationsboring med borerør. Boremetoder og filtersætninger er nærmere beskrevet i appendiks 4.1.

Filterboringer

Filterboringer udføres, hvor man ønsker at undersøge dybereliggende grundvandsmagasiner, til grundvandskontrol eller eventuel afværgepumpning. Forskellige boremetoder er beskrevet i appendiks 4.1. I mange tilfælde foretages der en filtersætning af boringer i øvre magasiner.

4.2.3 Udtagning af jordprøver

Under borearbejdet udtages normalt 2 jordprøver i hvert niveau, en til karakterisering herunder feltmålinger jf. tabel 4.5 og geologisk beskrivelse og en til kemiske analyser. Der udtages normalt prøver pr. 0,5 m, dog minimalt et sæt i hvert jordlag.

Prøvetagningsmetode, emballering, håndtering og opbevaring af prøverne skal tilpasses forureningens art. Det er overordentlig vigtigt, specielt ved flygtige forureninger, at de givne retningslinier bliver fulgt, da undersøgelserne ellers mister deres værdi. Retningslinier vedrørende udtagning af jordprøver er nærmere beskrevet i appendiks 4.2 og Vejledning om prøvetagning og analyse af jord /3/.

4.2.4 Udtagning af vandprøver

Formål

Formålet med prøvetagningen er at opnå en vandprøve fra boringen, der er repræsentativ for magasinet med hensyn til de parametre, der ønskes undersøgt.

Prøveboringer

Vandprøver udtages normalt fra filtersætninger, som er etableret i boringerne. I lokaliseringsboringer er det normalt kun den øvre mættede zone der er filtersat. Filtersætning af undersøgelsesboringer afhænger af de hydrogeologiske forhold og boringens specifikke formål, jf. appendiks 4.1.

I prøvetagningen indgår tre faser:

- Forpumpning
- Prøvetagning
- Prøveopbevaring

Renpumpning

Der skelnes mellem renpumpning og forpumpning. Straks efter at borearbejdet er færdiggjort, bør boringer renpumpes med henblik på at opnå bedst mulig virkningsgrad af boringen. Renpumpningen kan for filterboringer evt. udføres som del af en trinvis prøvepumpning, jf. afsnit 4.2.5.

Forpumpning

Grundvandet i filtersatte undersøgelsesboringer er i kontakt med luften. Dette bevirker, at bl.a. temperatur, ilt- og kuldioxidindhold i grundvandet og umiddelbart omkring boringen kan være væsentligt forskelligt fra forholdene i magasinet. Disse forskelligheder kan bevirke, at indholdet af forureningskomponenter heller ikke er ens i magasinet og i boringen pga. kemiske og biologiske aktiviteter. Endvidere kan flygtige forbindelser risikere at være afdampet fra vandet i boringen.

For at sikre, at der kan udtages en vandprøve, der repræsenterer grundvandsmagasinet bedst muligt, skal boringen forpumpes før prøvetagningen. Til forpumpning og vandprøvetagning anvendes forskellige typer pumper specielt afhængig af boringens karakteristika og de hydrauliske forhold. De forskellige pumpetyper, samt hvordan forpumpningen bør gribes an, er nærmere beskrevet i appendiks 4.3.

Prøvetagning

Prøvetagningen har til formål at hente en vandprøve op fra magasinet via boringen. Under denne fase er der især tre faktorer, der er af betydning:

- Udstyret må ikke give "afsmitning" til prøven.
- Udstyret må ikke være lavet af materialer, der ad-/absorberer stoffer.
- Metoden må ikke indebære, at prøvens forureningsindhold påvirkes.

Vandprøvetagningen er nærmere beskrevet i appendiks 4.3. Der er i appendiks 4.10 givet eksempler på blanketter til brug ved udtagning af vandprøver. Nogle parametre bør måles i felten (O₂, CO₂, E_k (redox potentiale) og pH)), da de kan ændres ved transport af prøven.

Prøveopbevaring

Den emballage, der anvendes til opbevaring og under transport til laboratoriet, skal sikre, at prøverne ændrer sig mindst muligt. Prøvebeholderen leveres af laboratoriet i rengjort stand. Vandprøver, der skal analyseres for organiske parametre, opbevares i glasflasker med tætsluttende låg. Prøver, der skal analyseres for uorganiske parametre, fx tungmetaller, opbevares ofte i plastflasker. Ved valg af nogle analyseparametre vil der fra analyselaboratoriets side blive stillet flasker til rådighed, som er specialrensede eller tilsat væske, så prøverne bliver konserveret på stedet.

Vandprøverne skal opbevares mørkt og køligt (4°C). Tiden fra prøvetagning til analyse minimeres under hensyn til analyseparametrene. Prøverne skal såvidt muligt afleveres på analyselaboratoriet samme

dag, som de er udtaget. Hvis dette ikke er muligt, skal det fremgå af analyseblanketten.

4.2.5 Udførelse af prøvepumpninger

Formål

Prøvepumpninger udføres med henblik på at bestemme grundvandsmagasinernes fysiske og geometriske egenskaber. Ved prøvepumpning fås kendskab til afsænkningen i grundvandets trykniveau som funktion af tid, oppumpning og afstand.

Trinvis prøvepumpning

En trinvis prøvepumpning udføres for at bestemme pumpeborings karakteristika. Det bestemmes herved, hvor meget filtertab boringen giver, og hvilken virkningsgrad boringen har. Den trinvise prøvepumpning udføres således primært for at vise "hvor god boringen er", dvs. hvor meget boringen kan yde i forhold til magasinets potentielle ydeevne.

Der bør altid lige efter etableringen af filterboringer udføres renpumpning af boringen, eventuelt som opstart på en trinvis prøvepumpning. Ud over selve renpumpningen fås således også oplysninger om hvor god boringen er, og eventuelt om magasinets hydrauliske parametre.

Normalt udføres pumpningen som minimum som et tretrinsforsøg efter Brøndborerbekendtgørelsens regler med variabel ydelse /6/. Der skal foretages jævnlige ydelsesmålinger ved alle trin. Pumpeboringen pejles med intervaller, som bør være oftere i starten end i slutningen af forsøget, fx som beskrevet i appendiks 4.9. Efter sidste trin tilbagepejles der med samme tidsintervaller. Ud fra data kan boringens virkningsgrad og tryktab beregnes.

Prøvepumpning med konstant kapacitet

Prøvepumpning med konstant kapacitet udføres med henblik på at bestemme grundvandets hydrauliske parametre og magasinets begrænsninger i horisontal retning. En undersøgelse af grundvandsmagasinet ved pumpeforsøg foregår i princippet ved at pumpe med konstant kapacitet fra en enkelt pumpeboring og samtidig observere sænkningerne i udvalgte observationsboringer (sænkingsforsøg). Efter stop af oppumpning tilbagepejles der i observationsboringerne, så man får kontrolmålinger (stigningsforsøg).

De observerede sænkninger/stigninger behandles som funktion af tid og afstand og tolkes for magasinets hydrauliske egenskaber; transmissivitet, magasincoefficient og lækageforhold. Herudover kan fås informationer om magasinets randbetingelser, bl.a. positive grænser

(fx vandløb) eller negative grænser (fx lavpermeable lerbarriere). herudover kan der opnås informationer om magasinets anisotropi.

Når tolkningerne er foretaget, kan man i princippet beregne de fremtidige sænkninger ved vilkårlige oppumpninger, evt. som hjælp til dimensionering af afværgeanlæg. En nærmere beskrivelse af pumpetests fremgår af appendiks 4.9.

4.3 Prøvetagning af luft

4.3.1 Poreluftmålinger af organiske og uorganiske dampe

Generelt

I den umættede zone vil forureningskomponenterne være fordelt på 3 faser: absorberet til jord, opløst i porevand og på dampform, opløst i poreluften (ved kraftig forurening kan der endvidere forekomme fri fase af forureningskomponenterne). Fordelingen mellem de 3 faser afhænger af forureningskomponenternes fysisk/kemiske egenskaber.

For flygtige forbindelser vil en større del af jordforureningen forekomme på dampform. Som følge heraf kan der ofte med fordel udføres poreluftmålinger til undersøgelse af forureningen, dog under hensyntagen til, at jorden skal have en vis ledningsevne.

Forureningstyper

Poreluftmålinger finder typisk anvendelse ved forureninger med letflygtige kulbrinter, fx benzen, toluen og xylener, eller med chlorerede opløsningsmidler. Men de kan også anvendes ved andre forureningskomponenter, fx naphthalen og cyanbrinte.

Anvendelse

Poreluftmålinger finder især anvendelse ved:

- Risikovurdering i forhold til meget følsom arealanvendelse, herunder indeklimapåvirkning.
- Indledende forureningsundersøgelse, hvor der forventes forurening med flygtige forbindelser.
- Afgrænsning af konstateret jordforurening eller terrænnær grundvandsforurening.
- Lokalisering af punktkilder til konstateret jord eller grundvandsforurening, fx på losseplads.

Prøvetagning

Poreluftmålingerne udføres ved nedramning af jordspyd til en på forhånd fastlagt dybde i den umættede zone. Poreluftsonderinger kan også udføres fra poreluftbil. De typiske prøvetagningsdybder er 1-5 m u.t. afhængig af formålet, geologi og den forventede forurening. Fra

spyddet oppumpes poreluft, som opsamles til efterfølgende analyse, fx i tedlarpose eller på adsorptionsrør. Opsamlingsmetoden afhænger af den valgte analysemetode.

Ved vurdering af indeklimarisiko kan poreluftmålingerne endvidere udføres i det kapillarbrydende lag under gulvet i bygningen. Målemetoden er yderligere beskrevet i appendiks 4.4.

Analyser

De efterfølgende analyser kan enten udføres som feltmålinger med fx en PID-måler (photoionisationsdetektor) eller en transportabel gaschromatograf eller som laboratorieanalyser. Fordelen ved feltmålingerne er, at måleresultaterne foreligger umiddelbart efter prøvetagningen, og at undersøgelsen dermed løbende kan justeres i forhold til resultaterne, mens fordelene ved laboratorieanalyser er både mindre analyseusikkerheder og lavere detektionsgrænser.

Valget af analysemetode afhænger af poreluftmålingernes anvendelse. Ved afgrænsning af en konstateret forurening, hvor det kan være vigtigt at resultatet foreligger hurtigt, er det mest hensigtsmæssigt at udføre analyserne som feltmålinger, mens det ved en indledende forureningsundersøgelse eller ved vurdering af indeklimarisiko kan være mere hensigtsmæssigt at udføre analyserne som laboratorieanalyser.

Formål

4.3.2 Lossepladsgas

Det overordnede formål med undersøgelse for lossepladsgas på losse- og fyldpladser, hvor der er deponeret bionedbrydeligt affald, er at få vurderet, om opsvivende methangas kan medføre eksplosionsfare for bygninger på pladsen eller i umiddelbar nærhed af denne.

I appendiks 4.5 er givet en kortfattet orientering om lossepladsgas. Undersøgelsesarbejdet forud for en risikovurdering indeholder:

- Dataindsamling omkring deponeringsforhold, herunder lokal geologi og grundvandsforhold.
- Bestemmelse af de(t) gasproducerende område(r), herunder trykforhold i området.
- Dataindsamling af byggetekniske forhold, herunder underjordiske kabel- og ledningsanlæg.

Deponeringsforhold

Indledningsvis tilvejebringes den tilgængelige (historiske) viden om de parametre, der har indflydelse på gasproduktionen og gastransporten ud af pladsen. I tabel 4.2 findes en checkliste, der kan bruges i forbindelse med dette indsamlingsarbejde:

Tabel 4.2

Checkliste vedrørende deponeringsforhold.

- Deponerede affaldstyper
- Deponerede affaldsmængder/fyldtykkelser
- Deponeringsperiode(r)
- Lokal geologi
- Grundvandsforhold
- Lossepladsens afdækning

Gaspotentiale

For at kunne identificere det gasproducerende område, herunder at kunne vurdere kildestyrken, skal der udføres poreluftmålinger på lokaliteten. I appendiks 4.6 er angivet retningslinier for gennemførelse af poreluftmålinger af lossepladsgas.

Årstidsvariationer, meteorologiske forhold mv. påvirker i høj grad måleresultaterne. Poreluftmålinger af lossepladsgas bør derfor vejledende gennemføres 3 gange i løbet af et år, inden der træffes endelige beslutninger. Det bør tilstræbes at foretage målingerne under situationer, hvor overfladen er vandmættet eller snedækket ved skift i de meteorologiske forhold fra højt til lavt tryk, og ved høj jordtemperatur.

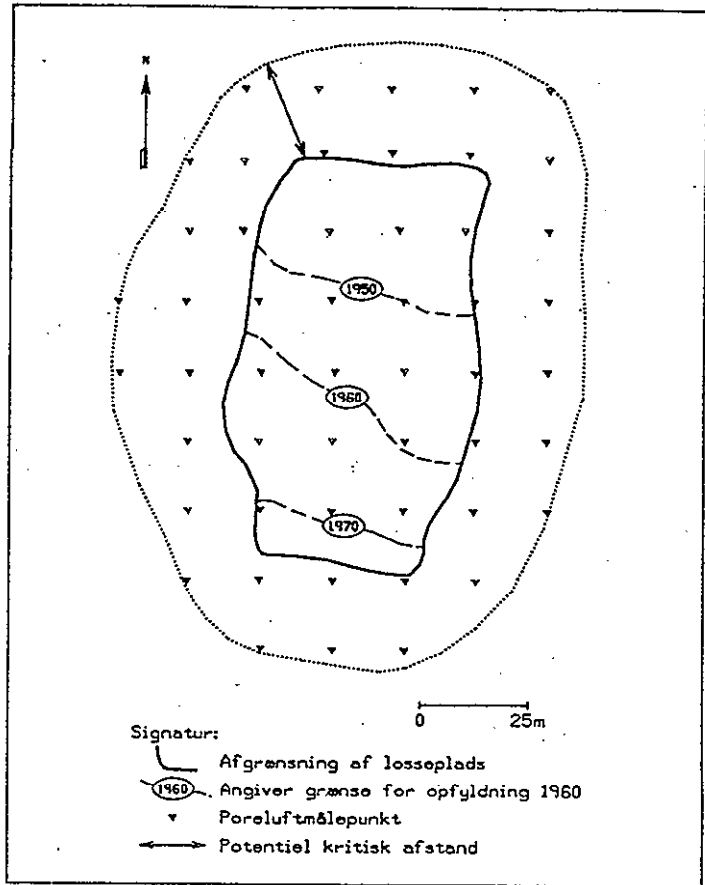
Da der kan ske horisontal gastransport i porøse jordarter, skal poreluftmålingerne dække såvel lossepladsområdet som det eventuelt kritiske omkringliggende areal. Den potentielle kritiske afstand afhænger af den lokale geologi. Vejledende kritiske afstande er angivet i tabel 4.3.

Tabel 4.3

Potentiel kritisk afstand fra losseplads, jf. figur 4.1.

| | |
|------------|-------|
| Moræneler | 10 m |
| Fint sand | 25 m |
| Groft sand | 250 m |

Poreluftmålepunkter kan med fordel placeres i et netværk (fx 50 x 50 m). En principtegning for målepunkter ved undersøgelsen er vist i figur 4.1. I afsnit 5.3.3 er behandlingen af resultaterne, herunder vurdering af faktisk kritisk afstand, gennemgået.



Figur 4.1
Illustration af målepunkter ved undersøgelse for lossepladsgas.

I figur 4.1 ses afgrænsningen af en nu opfyldt tidligere råstofgrav. Opfyldningen skete fra nord mod syd i årene fra ca. 1940 til 1972. Ved hjælp af luftfotos er affaldsopfyldningen fastlagt til forskellige tidspunkter. Den lokale geologi består overvejende af fint sand. I følge tabel 4.3 er der potentiel risiko for kritisk gasspredning i en afstand på 25 m fra lossepladsens kant.

For at undersøge om der stadig produceres lossepladsgas i pladsen, er der udført poreluftmålinger for lossepladsgas i et stort antal poreluftmålepunkter. Målepunkterne er placeret i et net på ca. 25 x 25 m.

For at kunne vurdere risikoen for gasindtrængning i en bygning placeret på eller tæt ved lossepladsen skal der indsamles oplysninger om de byggetekniske forhold. Derudover skal der skaffes oplysninger om underjordiske kabel- og ledningsanlæg samt eventuelle andre underjordiske anlæg, hvor der er risiko for gasspredning. I tabel 4.4 findes en checkliste til dette formål.

Tabel 4.4

Checkliste vedrørende byggetekniske forhold.

- Nedgravede ledninger mv.
- Andre underjordiske anlæg
- Fundaments- og bjælkeopbygning
- Gulvkonstruktionsopbygning
- Registrering af gulvrevner
- Registrering af rørgennemføringer
- Ventilationsforhold (fx loftshøjde og luftskifte)
- Afstandsforhold

Indsamling af de byggetekniske forhold kan med fordel udføres efter, at de(t) gasproducerende område(r) er identificeret, og den faktiske kritiske afstand for omkringliggende bygninger er bestemt jf. figur 5.8 i afsnit 5.3.3.

4.3.3 Indeklima

I særlige tilfælde kan det være nødvendigt at udføre indeklimaundersøgelser i eksisterende bygninger i forbindelse med sundhedsmæssige vurderinger af indeklimaet. Metoder og procedurer til indeklimatemålinger fremgår af vejledning fra Bygge- og Boligstyrelsen om måling af stoffer i indeluften fra forurening i jorden [7]. Der skal som minimum være 3 målesteder:

- Det sted i bygningen hvor den største forureningskoncentration fra jorden forventes.
- Det sted i bygningen, hvor der er mindst risiko for, at der findes forureninger fra jorden. Dette sted skal være et opholdsrum.
- Nogle typiske koncentrationer i udeluften.

Målestederne og antal måleserier fastlægges ud fra de ovennævnte

forhold. Herudover er der en række faktorer, der kan have afgørende indflydelse på måleresultaterne fx barometerstand, vindhastighed, trykforhold i bygningen, aktiviteter og byggematerialer. De enkelte faktorerets betydning er beskrevet i Bygge- og Boligstyrelsens vejledning /7/ med anbefalinger af, hvad der bør gøres.

4.4 Analysemetoder

Formålet med at analysere jord- og vandprøver er at belyse forureningsgraden i det undersøgte område.

Der kan vælges imellem forskellige metoder til analysering af jord- og vandprøver. Analysemetoderne varierer i forhold til pris, analysehastighed, hvilke stoffer der medtages i analysen, detektionsgrænser, nøjagtighed ved kvantificering af indholdet og præcision ved gentagne analyser.

Mange screenings- eller feltmetoder er mindre nøjagtige og præcise end specifikke analyser, men giver respons for flere stoffer ved samme analyse. Nogle feltmetoder tillader ikke en direkte kvantificering af indhold af enkelte forureningskomponenter, men indikerer kvalitativt, om der er lave eller høje indhold af bestemte stoftyper.

På grund af behovet for analyser af et bredt spektrum af stoffer ved undersøgelser af ukendte forureninger kan det være en fordel at anvende disse mindre nøjagtige og mindre præcise, men mere brede analysemetoder til at opnå en bedre beskrivelse af forureningsforholdene. Antallet af analyser er af større betydning for sikkerheden af at en forurening lokaliseres eller afgrænses end den enkelte analyses nøjagtighed og præcision.

4.4.1 Feltmetoder

Forskellige benyttede feltmetoder fremgår af tabel 4.5. Metoderne spænder fra ikke specifikke til stofs specifikke metoder.

Tabel 4.5
Feltmetoder og analyseparametre /3/.

| Feltmetoder | Analyseparametre |
|--|---|
| Uspecifikke metoder | |
| Visuel bedømmelse | Olie, tjære, slagge, cyanider |
| FID | Chlorerede opløsningsmidler, benzin, phenoler, olie, (tjære) |
| PID | Chlorerede opløsningsmidler, benzin, phenoler, olie, (tjære) |
| Forureningsspecifikke metoder | |
| Immunoassay | Olie, benzin, PAH'er, polychlorerede phenoler, TNT |
| Infrarødspektroskopi | Olie, benzin, chlorerede opløsningsmidler |
| Testrør | Benzin, vandblandbare og chlorerede opløsningsmidler, cyanider |
| Farve reaktion | Benzin, olie, polychlorerede phenoler, (metaller) |
| Elektrokemisk potentiale* | Olie |
| Fluorescens målinger (UV)* | Olie, tjære |
| Lyslederteknik* | Olie, benzin, chlorerede opløsningsmidler |
| Stofspecifikke metoder | |
| GC/PID/FID/ECD, headspace over jord, ekstraktion af jord | Benzin, olie, chlorerede opløsningsmidler, vandblandbare opløsningsmidler |
| EDXRF | Tungmetaller |
| Tyndtlags chromatografi* | Olie, tjære, pesticider, polychlorerede phenoler |

* Metoder under udvikling

PID/FID-målinger

Den mest anvendte ikke specifikke metode er måling af flygtige organiske stoffer med photoionisationsdetektor (PID) eller flammeionisationsdetektor (FID). Måling med PID er nærmere beskrevet i Vejledning om prøvetagning og analyse af jord /3/. FID-måleren fungerer i princippet som PID-måleren, men har dog en anden detektor som dækker over et større måleområde end PID-detektoren.

Bærbare gaschromatograf

Ved metoden måles luften lige over jordprøven. Der måles derfor kun flygtige stoffer, som findes i gasfasen og som kan detekteres med detektoren ved injektion i gaschromatografen. Den bærbare gaschromatograf findes med forskellige detektorer. Den mest almindelige er photoionisationsdetektoren (PID). Herudover findes flammeionisationsdetektoren (FID) og Elektron Capture Detector (ECD). Gaschromatografen er stofspecifik. Dvs. enkelte stoffer kan detekteres ved metoden.

XRF-målinger

Røntgenfluorecensmålinger for tungmetaller udføres med feltudstyr direkte på jorden med et bærbart instrument eller i laboratoriet efter udtagning af jordprøver. Metoden er stofs specifik. Der er forskellig følsomhed overfor de enkelte tungmetaller og derfor forskellige detektionsgrænser. Udstyret indeholder en radioaktiv kilde som henfalder med tiden. Dette betyder, at instrumentet får en aftagende følsomhed, og instrumentet bør vedligeholdes som foreskrevet af producenten. Resultaterne bør typisk sammenlignes med laboratorieanalyser som kontrol på feltmetoden, da metoden er meget følsom over for jordbundstypen.

Andre metoder

Der findes forskellige feltmetoder, hvor forureningstype kan bestemmes ved ekstraktionsmidler, der kan give farvereaktioner afhængig af, hvor meget forurening der er. De forskellige metoder og hvilke forureningstyper der kan detekteres fremgår af tabel 4.5. De forskellige metoder er beskrevet nærmere i vejledningen om prøvetagning og analyse /3/.

Analysekvalitet

4.4.2 Laboratorieanalyser

Der bør normalt udføres akkrediterede laboratorieanalyser ved forureningsundersøgelser. Ved analysen skal man sikre sig, at metoden kan identificere de potentielle forureninger, at stofferne kan kvantificeres, at detektionsgrænserne svarer til acceptniveauerne, så de som minimum udgør 1/10 heraf, samt at metodeusikkerheden er acceptabel (standard afvigelsen, typisk 10-20 %).

Metoder

Laboratorieanalyser kan enten udføres som screeningsanalyser eller som stofs specifikke analyser. Screeningsanalyser anvendes normalt, når forureningsparametrene er ukendte, og hvor det er vigtigt at undersøge for en række stoffer. Ved fund af forurening kan et antal prøver evt. kontrolleres ved specifikke analyser. De forskellige analysemetoder fremgår af tabellen vedlagt i appendiks 4.7. For yderligere uddybning af laboratorieanalyser henvises til Vejledning om prøvetagning og analyse /3/.

4.5 Indsamling af data vedrørende bygninger

I forbindelse med indeklimateundersøgelser eller for afværgeforanstaltninger, ved forurening med flygtige stoffer og lossepladsgas, er det nødvendigt at undersøge eksisterende bygninger, jf. vejledning fra Bolig- og Byggestyrelsen /7/.

Baggrundsoplysninger

Baggrundsoplysninger om byggeriet kan indhentes hos kommunen, tinglysningskontoret, tidligere og nuværende ejere, besigtigelse mv. Oplysningerne bør omfatte:

- Bygningens alder
- Bygningens konstruktion herunder
- Tykkelser og materialer af gulvkonstruktioner mod jord
- Armeringsforhold og betonkvalitet
- Rumhøjder
- Gennemførte renoveringer
- Bygningens aktuelle og tidligere anvendelser, produktion mv.
- Ledninger

Besigtigelse

Ved en efterfølgende besigtigelse undersøges om der er overensstemmelse mellem de indhentede baggrundsoplysninger og de aktuelle forhold. Desuden undersøges:

- Om der er synlige revner i gulv /16/.
- Kvaliteten af bygningskonstruktionen mod jorden, fx om rørgennemføringer er tætte /16/.
- Om bygningen selv, anvendelsen, inventaret, aktiviteter i bygningen eller evt. oplagring kan medføre forureninger af samme type eller slags, som kan forekomme som forureninger under bygningen.
- Bygningens omgivelser for kilder til luftforurening, der kan give samme forureninger, som kan forekomme som forureninger under bygningen.
- Om der er tegn på fugt (og andre stoffer) fra grunden.
- Lugtforholdene i bygningen.
- Ventilationsforholdene.

Ovennævnte oplysninger benyttes ved den samlede vurdering af bygningens sundhedstilstand, og hvilke bygningsmæssige tiltag der er nødvendige for sikring af indeklimaet, se eventuelt vejledning om undersøgelse af lufttæthed i bygningskonstruktioner /16/.

4.6 Geologi, hydrogeologi og hydrologi

Geologi

Ved forureningsundersøgelser skal geologiske og hydrogeologiske forhold udredes. De aktuelle jordlag skal beskrives geologisk. Ud over at benytte basisdata gøres dette primært på grundlag af geolo-

gisk karakterisering af jordprøver fra undersøgelsesboringerne. Der kan suppleres med geotekniske forsøg og geofysiske målinger. Hvad den geologiske beskrivelse bør omfatte, fremgår af appendiks 4.8. For yderligere information vedr. den geologiske beskrivelse, henvises til DGF's vejledning om prøvebeskrivelse /8/.

Hydrogeologi

Ved den hydrogeologiske beskrivelse skal de aktuelle grundvandsforhold beskrives. Grundvandsmagasiner vurderes på grundlag af den geologiske beskrivelse og grundvandsobservationer i borerne ved pejlinger. Herudover kan der suppleres med hydrauliske pumpeforsøg, jf. afsnit 4.2.5 og evt. grundvandsmodeller. Strømningsforholdene i de enkelte grundvandsmagasiner kan herefter bestemmes i form af potentialeforhold, strømningsretning og -gradient, hydrauliske parametre og lækageforhold.

Hydrologi

Områdets recipientforhold bør ofte kortlægges i forbindelse med forureningsundersøgelser. Hvor en recipient er placeret tæt på den forurenede grund, bør det undersøges, om der er sket en forureningspåvirkning. Påvirkningen kan ske dels ved grundvandsafstrømning, dels ved overfladeafstrømning. I de fleste forureningsundersøgelser er påvirkningen fra grundvandet mest kritisk.

På baggrund af den geologiske model, pejleresultater fra grundvandsundersøgelsen og vandstandsmålinger fra recipienten, vurderes det, om forureningen potentielt kan afstrømme i recipienten. Er det tilfældet beregnes koncentrationsbidraget af forureningskomponenter ud fra analyseresultater fra grundvandet tæt på recipienten, under hensyntagen til mekanismer som opblanding, nedbrydning og sorption.

5 Risikovurdering

5.1 Definitioner, fremgangsmåde og datakrav

Risikovurdering/ Definition

En risikovurdering er en vurdering af de miljø- og sundhedsmæssige konsekvenser af en forurening. Formålet er at afklare behovet for afværgeforanstaltninger, idet en konkret risikovurdering er forudsætningen for en afværgeforanstaltning.

Risikovurderinger tager sit udgangspunkt i konkrete situationer og bygger på oplysninger om de forurenende stoffer, de sprednings- og eksponeringsveje og den målgruppe, der er aktuel i den givne situation. Risikovurderingen skal basere sig på:

- Resultaterne af de udførte undersøgelser, herunder art og omfang af forureningen samt områdets geologiske, hydrogeologiske og hydrologiske forhold.
- En farlighedsvurdering af de aktuelle forureningskomponenter.
- En gennemgang af de mulige sprednings- og eksponeringsveje (sårbarhedsvurdering).
- Viden om de eksponerede målgrupper.

En konkret risikovurdering vil pege på de kombinationsveje og effekter, der kan udgøre en fare for målgruppen. Principperne for udførelse af en risikovurdering er i øvrigt beskrevet i Miljøprojekt 123 /12/. I denne vejledning er der taget hensyn til såvel human som økotoxikologisk eksponering. Det er dog kun i de sjældnere tilfælde, at det er nødvendigt at tage hensyn til økotoxikologiske forhold. Se appendiks 6.2 for yderligere oplysninger om økotoxikologiske forhold.

Farlighedsvurdering

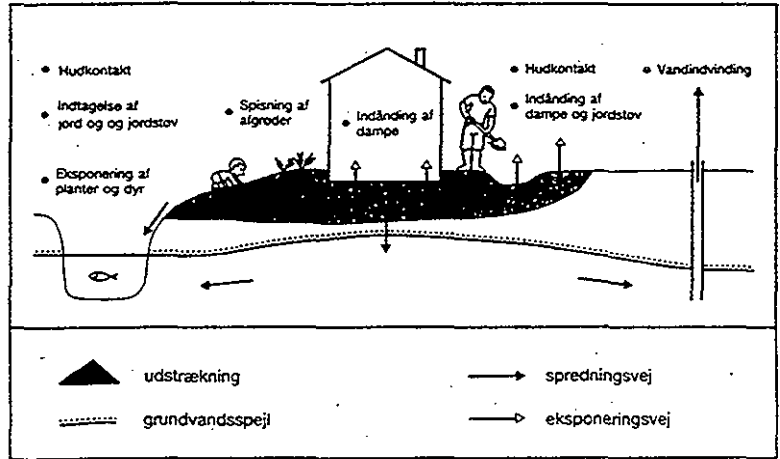
En farlighedsvurdering er en gennemgang af de potentielle forureningskomponenters iboende egenskaber. Farlighed kan kvalitativt beskrives som fx kræftfremkaldende, ætsende eller giftigt, og der kan være tale om både akutte effekter og effekter efter længerevarende påvirkning (kroniske effekter). Om muligt kvantificeres farligheden ved at fastlægge ved hvilke koncentrationer, der ses skadelige effekter.

Bestemmelse af en forurenings farlighed er en integreret vurdering af toxicitet, bionedbrydelighed, biotilgængelighed og mobilitet.

Farlighedsvurderinger for flere relevante stoffer er udført i forbindelse med opstilling af kvalitetskriterier og B-værdier. I forbindelse hermed er der udarbejdet datablade med en kort beskrivelse af stofferne, deres effekter og grundlaget for værdifastsættelsen, /9, 10, 11/.

Sårbarhed

Sårbarheden vurderes ud fra de mulige sprednings- og eksponeringsveje. Disse er anskueliggjort i figur 5.1.



Figur 5.1
Sprednings- og eksponeringsveje.

Miljøets sårbarhed kan ofte vurderes ved inddragelse af de 3 vigtigste hensyn, nemlig hensynet til sundheden ved arealanvendelsen, hensynet til grundvandsbeskyttelsen og hensynet til overfladerecipienternes og til jordmiljøets tilstand.

Datakrav

I afsnittet om undersøgelser (afsnit 4) er der nævnt generelle krav til parametre, der måles for. Det er derudover vigtigt, at planlægningen af risikovurderingen er en integreret del af undersøgelsesarbejdet.

Metodeopdeling

Jordforurening kan ikke klart adskilles fra porelufts- eller grundvandsforurening. I den mættede zone er mellemrummet mellem jordpartiklerne fyldt op med grundvand. De forurenende stoffer befinder sig i en dynamisk ligevægt mellem jordpartikler og grundvand. Tilsvarende er der, i den umættede zone, luft og vand imellem jordpartiklerne, og de flygtige stoffer vil indstille sig i en dynamisk ligevægt mellem jord, poreluft og vand.

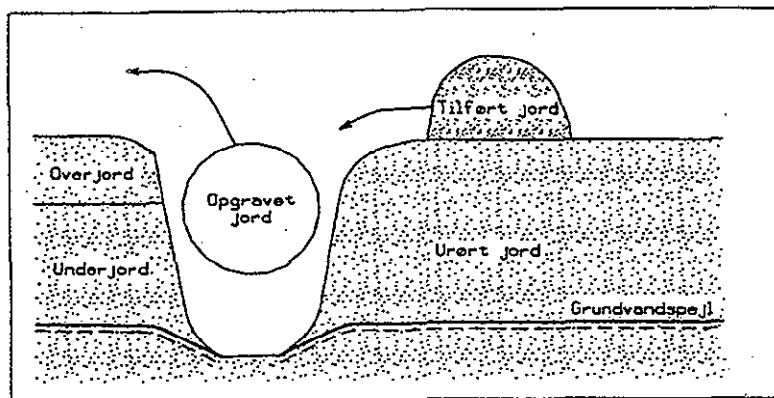
Selv om det derfor (rent fysisk) kan være vanskeligt at skelne mellem jord-, grundvands- og poreluftforurening, kan det ofte være nyttigt at vurdere risikoen i relation til anvendelsen af jorden, risikoen i relation til grundvandet og risikoen i relation til afdampning m.v., hver for sig.

5.2 Anvendelse af jorden

5.2.1 Definitioner

Jordtyper

Ved oprydning på en forurenede grund forekommer forskellige hovedtyper af jord: Urørt forurenede jord, opgravet forurenede eller uforurenede jord og tilført jord. Situationen er skitseret i figur 5.2.



Figur 5.2

Principskitse over jordtyper, der kan forekomme ved oprydning på forurenede grund.

Ofte udgøres en stor del af overjorden i byområder af fyldjord.

I denne vejledning skelnes mellem:

- Jord, der genindbygges i udgravninger på lokaliteten, enten fra andre dele af lokaliteten, fra tilført råjord eller rensede jord.
- Overjord. Den øverste og dermed mest følsomme jord i relation til overfladerelaterede aktiviteter. Tykkelsen af overjorden varierer typisk mellem 0,25 m og 1 m, afhængig af arealanvendelsen.
- Underjord. Jord i dybdeintervallet fra underkanten af overjorden og til grundvandsspejlet.

I forbindelse med risikovurdering af forurenede grunde skelnes mellem begreberne kvalitetskriterie, acceptkriterie og afskæringskriterie. En definition af disse begreber findes i figur 5.3.

I denne vejledning er der hovedsageligt taget hensyn til human eksponering, men de økotoxikologiske jordkvalitetskriterier er også angivet. Med hensyn til økotoxikologiske forhold henvises til Projekt om jord og grundvand fra Miljøstyrelsen om økotoxikologiske jordkvalitetskriterier /10/.

Det skal bemærkes, at overholdelse af jordkvalitetskriterier ikke automatisk sikrer en overholdelse af grundvands- eller luftkriteriet. Kvalitetskriterierne er nærmere beskrevet i kapitel 6.

| | |
|--------------------|--|
| Kvalitetskriterie | Jordkvalitetskriterier er fastsat af sundhedsmæssige hensyn. Fastlæggelsen foretages på grundlag af human toksikologiske vurderinger og kendskab til hvilke eksponeringsveje, der er relevante, når stofferne findes i jord. For visse stoffer har æstetiske/hygiejniske overvejelser som lugt eller syn tillige haft betydning for kriteriefastsættelsen. Jord, der overholder jordkvalitetskriterierne, kan benyttes frit og uindskrænket af alle mennesker til den mest følsomme anvendelse. Overholdelse af jordkvalitetskriteriet sikrer imidlertid ikke automatisk en overholdelse af grundvands- eller luftkriteriet. |
| Acceptkriterie | Angiver det acceptable indhold af stofferne i jorden ved den <i>konkrete</i> grunds brugsmønster og fysiske beliggenhed. Acceptkriterierne fastsættes ud fra en konkret risikovurdering og vil være afhængig af arealanvendelsen. |
| Afskæringskriterie | For visse relativt immobile og tungt nedbrydelige stoffer er foruden jordkvalitetskriterier også fastsat afskæringskriterie for jordforurening i de øverste jordlag. Afskæringskriteriet angiver for arealer med meget følsom arealanvendelse det niveau af jordforurening over hvilket, der bør ske en total afskæring af al kontakt med jord, fx oprensning eller afgravning. |

Figur 5.3
Definition af kriterier for jord.

5.2.2 Eksponering

Jordforurening kan udgøre en trussel for mennesker, dyr og planter ved overfladenær anvendelse. Problemstillingen vil først og fremmest være knyttet til overjorden.

Eksponering

For mennesker er disse mulige eksponeringsveje:

- Spisning af jord.
- Spisning af afgrøder fra jorden.
- Hudkontakt med jord.
- Indånding af jordpartikler.
- Indånding af dampe fra jord.

Ud over effekter på mennesker kan der ske eksponering på planter og dyr.

Arealanvendelse

De kritiske eksponeringsveje afhænger typisk af anvendelsen af arealet, da forskellige arealanvendelser vil have forskellige brugermønstre. Følgende forhold vil have betydning for den konkrete eksponering:

- Forureningens tilgængelighed
- Eksponeringstiden
- Eksponeringsvejene
- Følsomheden af brugergruppen

Følsomhed

Følsomheden ved forskellige arealanvendelser inddeles i tre niveauer: Meget følsom, følsom og ikke følsom. Se figur 5.4. De mest følsomme arealanvendelser for forurenede grunde er anvendelser, hvor der er oplagte muligheder for, at børn vil kunne indtage jord og/eller anvendelser, hvor der er mulighed for, at mennesker udsættes for en vedvarende sundhedsmæssig utilfredsstillende eksponering ved indånding af dampe fra letflygtige forureninger.

Anvendelsesdybder

Anvendelsesdybden er den dybde, hvor der ved den pågældende arealanvendelse arbejdes med jorden. Anlægsarbejder til større dybder end anvendelsesdybden kan medføre behov for passende foranstaltninger.

Som udgangspunkt anses anvendelsesdybden at være:

- 1 meter ved meget følsomme anvendelser, som fx parcellushaver og daginstitutioner, da der her vil kunne ske bearbejdning af jorden, og der kan foregå dyrkning af spiselige afgrøder.

- 0,5 meter i parkområder og andre åbne områder med vekslende, men hovedsageligt stationær beplantning.
- 0,25 meter hvor et areal er varigt befæstet eller dækket med græs, så der ikke arbejdes med jorden.

Der kan være tilfælde, hvor anvendelsesdybden er større, eller hvor der lejlighedsvis er behov for at arbejde i større dybder. Det gælder fx ved plantning eller opgravning af træer eller udgravninger i forbindelse med byggeri.

I miljøprojekt nr. 123 fra Miljøstyrelsen /12/ er opstillet en tabel over eksponeringsmønstrene for en række almindelige arealanvendelser. Denne figur er i let modificeret form gengivet i figur 5.4. Med udgangspunkt i ovenstående retningslinier foretages der en konkret vurdering i de enkelte tilfælde, dvs. en fastsættelse af et acceptkriterie.

Ved gennemførelse af afværgeforanstaltninger kan der med udgangspunkt i arealets anvendelsesdybde argumenteres for konkrete oprensingsdybder. Dette kan betyde, at der enten ved passende foranstaltninger kan ryddes op til lavere dybder end anvendelsesdybderne, eller at der af hensyn til fx optag af beplantning, opfrysning, sammensynkning og afdampning til overfladen fra dybere liggende forurenede jordlag skal foretages oprydning til større dybder end anvendelsesdybden. Se også afsnit 5.2.3.

Konsekvensen er, at der typisk ikke opstilles differentierede acceptkriterier i forhold til eksponeringstiden for den givne arealanvendelse, hvor der planlægges gennemført en afværgeforanstaltning. I stedet fastsættes anvendelsesdybden, i hvilken jordkvalitetskriteriet skal være opfyldt.

| Arealanvendelse | Følsomhed | Brugergruppe | Udformning | Eksponeringstid pr. dag | Eksponeringsveje | | |
|---------------------------|------------------------|--|--|--|------------------------|-----------------------|---------------------|
| | | | | | i.å. | h.k. | i.t. |
| Trafik m.m. | Ikke følsom | Raske voksne | Befæstet | Minutter | (+) | - | - |
| Industri | Ikke følsom | Raske voksne | Bygninger P-plads Græs | 8 timer Minutter Minutter | ++ (+) (+) | - - (+) | - - - |
| Kontor | Ikke følsom/ følsom | Raske voksne | Bygninger P-plads Græs | 8 timer Minutter Minutter | ++ (+) (+) | - - (+) | - - - |
| Butikker: fødevarer andet | Ikke følsom/ følsom | Raske voksne, børn, gravide, ældre, syge | Bygninger | Ansæt, kunde 8 timer, 1 time 8 timer, 1 time | ++ ++ | - - | (+) - |
| Boligblokke | Følsom | Raske voksne, børn, gravide, ældre, syge | Bygninger P-plads Græs Legarealer | 24 timer Minutter-timer 4 - 12 timer 4 - 12 timer | +++ (+) (+) | - - + | - - + |
| Parcelhuse | Meget følsom | Raske voksne, børn, gravide, ældre, syge | Bygninger Have (græs) Bede Afgårder | 24 timer 4 - 12 timer 4 - 12 timer 3/4 af året | +++ (+) (+) | - + + | - + ++ |
| Kolonihaver | Følsom | Raske voksne børn, gravide, ældre, syge | Bygninger Haver/græs Bede Afgårder | 4-8 t. i 1/4 året | +++ (+) (+) | - + + | - + ++ |
| Rekreative områder | Følsom | Raske voksne, børn, gravide, ældre, syge | Græs Legarealer Bede Stier | 3 - 5 timer 3 - 5 timer Minutter-timer Minutter | (+) + (+) (+) | + +++ ++ (+) | + +++ ++ - |
| Skoler | Følsom | Raske voksne, større børn, gravide | Bygninger Befæstet Græs | 4 - 8 timer 2 timer 1 time | ++ - (+) | - - ++ | - - (+) |
| Børnehaver ¹ | Meget følsom | Raske voksne, mindre børn, gravide | Bygninger Legarealer Befæstet P-plads | 8 timer 8 timer 8 timer Minutter | ++ + - - | - +++ - - | - +++ - - |
| Plejhjem | Følsom | Ældre, syge, raske voksne, gravide | Bygninger Græs Befæstet | 24 timer 0 - 3 timer | +++ (+) | - (+) | - - |

- : ingen eksponeringsmulighed

(+) : ringe eksponeringsmulighed

+ : lille eksponeringsmulighed

++ : større eksponeringsmulighed

+++ : stor eksponeringsmulighed

1 : skønnes at gælde for daginstitutioner, dvs. vuggestuer og dagpleje.

i.å. : indånding

h.k. : hudkontakt

i.t. : indtag

Figur 5.4

Forskellige arealanvendelsers eksponeringsmønstre.

5.2.3 Acceptkriterier og principper for afværg

Et vigtigt led i risikovurderingen er at få opstillet acceptkriterier i relation til følsomheden ved den konkrete arealanvendelse for forureningskomponenterne.

Miljøstyrelsen har udarbejdet toksikologiske kvalitetskriterier for jord ved meget følsom arealanvendelse for en lang række stoffer.

Kvalitetskriterierne er listet i tabel 6.1.

For 10 udvalgte stoffer er der fastsat afskæringskriterier for jordforurening på meget følsom arealanvendelse i de øverste jordlag. Afskæringskriterierne angiver, hvornår overholdelse af simple forholdsregler ikke længere kan reducere eksponeringen til samme niveau, som overholdelse af jordkvalitetskriterier sikrer.

Afskæringskriterierne er angivet i tabel 6.2.

Jordkvalitetskriterierne og afskæringskriterierne gælder for arealanvendelsesdybden. Overholdelse af Miljøstyrelsens jordkvalitetskriterier udelukker ikke, at overfladenær forurening kan udgøre en risiko for recipienter/grundvand eller for uacceptabel afdampning til ude-/indeklima (se afsnit 5.3 og 5.4).

Administrativ regulering

Hvis der skal foretages en oprydning uden efterfølgende administrativ regulering i forhold til en fremtidig arealanvendelse (svarende til afmelding efter affaldsdepotloven), skal jordkvalitetskriterierne skønsmæssigt være opfyldt til 3 m under terræn, medmindre grundvandsniveauet er den begrænsende faktor, således at det står tættere på terræn. Der kan dog være en række situationer, hvor det enten er nødvendigt at fjerne eller afværge dybereliggende forurening pga. risiko for forurening af grundvand, eller hvor der kun er en beskedent merudgift forbundet med fjernelse af al forurening.

Hvis arealanvendelsen og dermed eksponeringsmuligheden fjernes gennem administrativ regulering af arealanvendelsen, vil der ikke være behov for fysiske afværgeforanstaltninger som eksempelvis bortgravning af jord og udlægning af geotekstil m.v. Begrundelsen er, at det ved hjælp af den administrative regulering sikres, at der ikke sker en eksponering med forurenende stoffer.

Hvis arealanvendelsen reguleres så restriktivt, at der ikke kan og vil foregå jordkontakt (jordarbejde, herunder anlægsarbejde, beplantning m.v.) eller hvis arealet er befæstet eller har vedvarende græsdekke, svarer det til, at anvendelsesdybden er nul.

En eventuel nedslidning eller udtørring af et område med varigt græs-dække, som fører til dannelse af områder med bar jord, vil medføre, at adgang skal forbydes indtil græs-dækket er reetableret. Den administrative regulering vil således forde løbende forpligtelser og vedligeholdelse.

Når den foreslåede anvendelsesdybde mindskes som følge af, at anvendelsen begrænses administrativt, er det en afvejning af eventuelle gener i forhold til udgiften ved, at etablere en større anvendelsesdybde.

I praksis vil der dog være arealer, hvor det ikke kan sikres, at anvendelsesdybden er nul eller hvor dette ikke er hensigtsmæssigt. For flygtige stoffer kan der være eksponering, selvom anvendelsesdybden er nul, og det kan alligevel være nødvendigt at foretage en administrativ regulering af arealet, som forbyder adgang og ophold, hvis afdampningen af forurenende stoffer til udeluften udgør en risiko.

Principper

En risikovurdering skal identificere *alle* aktuelle og/eller potentielle arealanvendelseskonflikter.

På baggrund af risikovurderingen træffes beslutning om gennemførelse af foranstaltninger enten i form af rensning/udskiftning eller i form af rådgivning. De gennemførte foranstaltninger skal eliminere *den* aktuelle arealanvendelseskonflikt.

Ved den praktiske udførelse af oprydningsarbejdet bør det sikres, at acceptkriterierne overholdes ned til anvendelsesdybden.

Der kan efterlades restforureninger under normal anvendelsesdybde. "Hot-spots" med høje forureningsniveauer (fx gasrensemasse, nedgravede kemikaliedepoter, tromler eller benzin- og tjæretanke) bør under alle omstændigheder fjernes eller afværges.

Der kan forekomme situationer, hvor det ikke er praktisk eller økonomisk muligt her og nu at oprense til under acceptkriterierne. Moderate aktuelle arealanvendelseskonflikter kan imødegås ved forholdsregler, der sikrer en acceptabel reduktion af eksponeringen i form af rådgivning, jf. afsnit 6.3.

Det er også muligt at udskifte de øverste 30 cm eller foretage en administrativ regulering, der mindsker eller forhindrer eksponering med forurenede stoffer.

Hvis arealanvendelseskonflikten ved meget følsom arealanvendelse

afværges med etablering af 30 cm ren jord (efter kompaktering), defineret som jord, der overholder jordkvalitetskriterierne, skal den underliggende forurende jord adskilles fra den rene jord af geotextil og/eller markeringsnet.

Geotextilens formål er dels at forhindre kontakt med den forurenede jord, dels at forhindre sammenblanding af ren og forurenede jord. Der skal foreligge offentlige tilgængelige oplysninger om forurening dybere end geotextilen på ejendomsoplysningsskemaet. Sådanne oplysninger skal fremgå af et administrativt system, fx Bygnings- og boligregisteret (BBR) og vil således tilgå ejeren som ændringsmeddelelser. Endvidere kræver aktiviteter dybere end geotextilen overholdelse af særlige forholdsregler.

I en situation, hvor en gennemført undersøgelse viser en konkret overskridelse af jordkvalitetskriteriet i større dybder end 30 cm, men en overholdelse af jordkvalitetskriteriet fra terræn og til 30 cm, vil meget følsom arealanvendelse kræve afrensning af de øverste 30 cm og udlægning af geotextil, før jorden genudlægges.

På arealer med følsom arealanvendelse, herunder parker og parklignende arealer, er det ikke altid nødvendigt at foretage en jordudskiftning, hvis en administrativ regulering kan begrænse eksponeringen tilstrækkeligt eller forhindre eksponering.

Baggrund

Kendskab til baggrundsniveauer af både naturligt forekommende og miljøfremmende stoffer er et vigtigt led i en sundhedsmæssig vurdering.

Jordkvalitetskriterier skal således ikke anvendes ukritisk i tilfælde, hvor det naturlige baggrundsniveau (geologisk betinget) af et givet stof er højere end jordkvalitetskriteriet. Dette kan gøre sig gældende for metaller.

5.2.4 Vurdering af jordforurening

I det følgende beskrives nogle principper vedrørende vurdering af jordforurening i den øverste meter i forhold til arealanvendelseskonflikt ved meget følsom arealanvendelse.

Jordkvalitetskriterie

Udgangspunktet er, at en lille men konsekvent overskridelse af jordkvalitetskriterierne i et område kræver en afværgeforanstaltning (rådgivning, afskæring, bortgravning el. lign.).

Forureningskilde

Hvis der er konstateret overskridelser af jordkvalitetskriteriet ved en

potentiel kilde til forurening, afgrænses forureningen, og der foretages en afværgeforanstaltning.

Hot-spot

Hvis der er tendens til faldende koncentration som funktion af afstanden fra de højeste koncentrationer, er der formodentlig tale om et hot-spot. Uanset at den historiske gennemgang af arealet ikke har udpeget en potentiel kilde til forurening på stedet. Området afgrænses, og forureningen afværges.

En enkelt forhøjet værdi kan ikke betragtes som et hot-spot og afværges som sådan. Et hot-spot bør verificeres ved flere analyser.

Lag

I nogle tilfælde kan overskridelser af jordkvalitetskriterierne lokaliseres til et karakteristisk fyldlag. Fyldlaget kan genkendes visuelt i boreprofiler ved indhold af slagger, bestemte typer af byggeaffald, jordtype, farve eller lignende. Udbredelsen af fyldlaget, som overskrider jordkvalitetskriterierne, skal kortlægges og afværges.

Diffus forurening

Hvis overskridelserne er tilfældigt fordelt på arealet, og der således ikke er tale om, at de høje koncentrationer udgør et hot-spot eller et specifikt lag, kan ovennævnte fremgangsmåde ikke anvendes.

Ved en sådan diffus forurening foretages vurderingen efter 2 forskellige fremgangsmåder, afhængig af om der er tale om en forurening med et stof, hvor en kronisk eller subkronisk virkning har været udslagsgivende ved fastsættelse af kvalitetskriteriet eller et stof, hvor en akut virkning har været afgørende for kvalitetskriteriet.

"Kroniske stoffer"

For stoffer hvor den kroniske skadevirkning har været afgørende for fastsættelsen af kvalitetskriteriet (fx bly, cadmium, benz(a)pyren og total PAH) kan arealet anvendes til meget følsom arealanvendelse, hvis gennemsnittet af alle prøver ligger under det fastsatte jordkvalitetskriterie.

"Akutte stoffer"

For stoffer hvor en akut skadevirkning har været udslagsgivende ved fastsættelse af kvalitetskriteriet (fx arsen og nikkel) kan arealet anvendes til meget følsom arealanvendelse, hvis følgende to kriterier begge er overholdt:

- Gennemsnittet af alle prøver ligger under det fastsatte jordkvalitetskriterie.
- Højest 10 % af prøverne ligger over det fastsatte jordkvalitetskriterie, og ingen prøver overskrider jordkvalitetskriteriet med mere end 50%.

Det fremgår af tabel 6.1 om det er en akut eller en kronisk effekt der har ligget til grund for opstilling af kvalitetskriteriet for de enkelte stoffer.

Forudsætninger

Ovenstående principper forudsætter, at der betragtes et anvendelsesmæssigt relevant forureningspåvirket område, dvs. at der ikke indgår jordprøver fra områder, som med sikkerhed vides uforurenede.

Der bør som absolut minimum foreligge analyser svarende til niveau 1 i Vejledning om prøvetagning og analyse af jord /3/.

5.3 Afdampning herunder lossepladsgas

Generelt

Ved ophold i bygninger eller på udearealer på forurenede grunde er der risiko for en uacceptabel påvirkning af indeklimaet og udeluften fra forureningskomponenter i jord eller grundvand. Det er de flygtige stoffer, der kan give anledning til forringet udeluft og indeklima. Af de stoffer, der ofte findes på forurenede grunde, er risikoen størst ved forureninger med letflygtige organiske opløsningsmidler herunder chlorerede opløsningsmidler. Desuden kan opsvivning af methan fra lossepladser udgøre en eksplosionsrisiko.

Nedenfor behandles metoder til risikovurdering i relation til udeluft, indeklima og lossepladsgas hver for sig.

Modeller

Alle metoder opererer med forskellige trin. I flere af disse trin indgår forskellige teoretiske beregningsmodeller for sammenhængen mellem jordens indhold af forureningskomponenter og den fordampning, der vil ske herfra og transporten til ude- eller indeluften. Modellerne er beskrevet i appendiks 5.1-5.4. Modellerne giver en konservativ estimering af forureningsbidraget til ude- og indeklimaet. Modellerne er medtaget i vejledningen, da de er forholdsvis simple og kan kun anvendes under de omstændigheder og iagttagelse af de forbehold, der er angivet i appendikserne.

Mere avancerede modeller som tager højde for nedbrydning og infiltration af vand er beskrevet i et projekt om kemiske stoffers opførsel i jord og grundvand /13/ og behandles ikke yderligere her.

Udover art og koncentration af forurening er der mange andre faktorer, der er afgørende for en forurenings afdampning til den ovenstående luft

inden for eller uden for en bygning, bl.a.:

- Dybden til forureningen
- Jordlagenes porøsitet og vandindhold
- Bygningens udformning og hvilke materialer der er benyttet
- Temperatur- og trykgradienter omkring bygningen
- Ventilation i bygningen

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

5.3.1 Udeluft

For flygtige forureninger vil der være risiko for uacceptabel afdampning til friarealer (områder som ikke er befæstet eller hvor der ikke er placeret bygninger).

I figur 5.5 er vist et flowdiagram af en model til håndtering af risikovurderingen i relation til udeluften på forurenede grunde, der anvendes til meget følsom arealanvendelse.

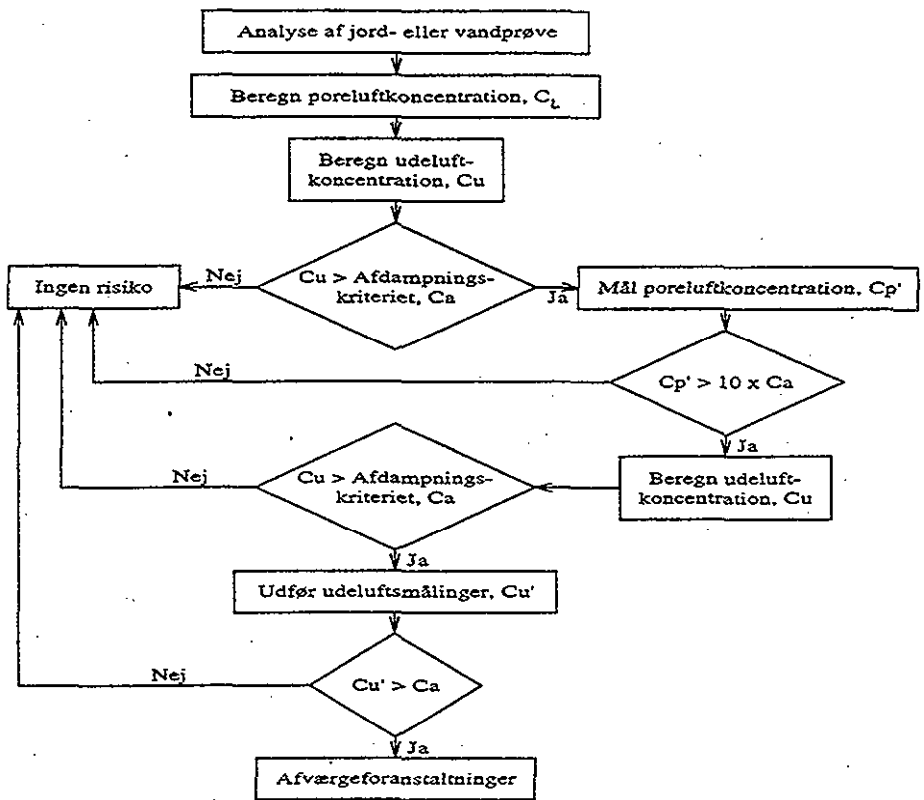
Modellen opererer med udgangspunkt i analyseresultater af jord- og/eller vandprøver med fire forskellige trin, nemlig:

- 1) Beregning af poreluft- og udeluftkoncentrationen
- 2) Måling af poreluftkoncentrationen
- 3) Beregning af udeluftkoncentrationen
- 4) Udførelse af udeluftmålinger

Som det fremgår af figur 5.5 vil hvert vurderingstrin enten føre til, at forureningen betragtes som uproblematisk, eller føre til næste trin i flowdiagrammet. Nedenfor følger en vejledning til de enkelte trin i flowdiagrammet.

Beregning af poreluftkoncentrationen

Poreluftkoncentrationen, C_L , beregnes ud fra en antagelse om at fasefordelingen (dvs. de enkelte forureningskomponenters fordeling mellem poreluft, porevand, en fase absorberet til jordmatricen og evt. en fri forureningsfase) kan beregnes ved hjælp af fugacitetsprincippet.



Figur 5.5
Flowdiagram for risikovurdering af udeluften.

Formler til beregning af fasefordeling i jord findes i afsnit 3.1 i appendiks 5.3.

De parametre, der indgår i beregningen af fasefordelingen, er:

- Jordarten, jordens porøsitet, vandindhold, kornrumvægt, volumen- vægt, beregningstemperatur og organisk indhold.
- Stoffets molvægt, fordelingsforhold jord/vand, damptryk og opløselighed.

Et eksempel på beregning af afdampning af flygtige stoffer fra jord findes i appendiks 5.4.

Kemiske data for udvalgte stoffer er angivet i appendiks 5.5. Standarddata vedrørende jordtyper findes i tabel I i afsnit 4 i appendiks 5.3.

Risikovurderingen tager udgangspunkt i det forhold, at afdampningen fra jorden til den ovenstående luft ikke må overstige afdampningskriteriet, C_a . Afdampningskriterier for en række stoffer findes i afsnit 6.6. Af afsnittet fremgår endvidere, hvordan afdampningskriterier for andre stoffer end de listede kan tilvejebringes.

Ud fra Miljøstyrelsens erfaringer anses ovenstående kriterie at være opfyldt, hvis poreluftkoncentrationen er mindre end 10 gange afdampningskriteriet.

Beregning af poreluftkoncentrationen ud fra en konstateret jordforurening vil for flygtige stoffer i praksis medføre, at poreluftkoncentrationen vil være mindst 10 gange større end afdampningskriteriet.

Beregning af udeluftbidraget

Bidraget til udeluften fra forureningen skal derfor beregnes.

Formler til beregning af det diffusive bidrag til udeluften findes i afsnit 3.3 i appendiks 5.3. Beregningsparametre, der indgår er:

- Totalporøsiteten, vandindholdet, jordarten og tykkelsen for hvert diffusionshæmmende jordlag.
- Stoffets diffusionskoefficient.
- Opblandingshøjden.
- Vindhastigheden.

Som minimum skal jordarten og tykkelsen for de diffusionshæmmende jordlag bestemmes. Totalporøsiteten og vandindhold kan estimeres ud fra jordarten. For opblandingshøjden og vindhastigheden kan standarddata benyttes.

Overstiger det beregnede udeluftbidrag, C_u afdampningskriteriet, skal der udføres poreluft- eller udeluftmålinger.

Måling af poreluftkoncentrationen

Estimering af poreluftkoncentrationen i modellen er en konservativ beregning meget på den sikre side. Er den beregnede udeluftkoncentration større end afdampningskriteriet skal poreluftkoncentrationen derfor måles.

Gennemførelse af poreluftmålinger af organiske dampe skal udføres i overensstemmelse med retningslinierne i afsnit 4.3.1 og appendiks 4.4.

Er den målte poreluftkoncentration, C_p større end 10 gange afdampningskriteriet kan det ikke udelukkes, at forureningen er

problematisk i relation til udeklimaet. Der foretages beregning af påvirkning af udeluften, som anført ovenfor.

Måling af udeluftkoncentrationen

Er den beregnede udeluftkoncentration større end afdampningskriteriet skal udeluftkoncentrationen, C_u , måles. Er denne større end afdampningskriteriet kan det ikke udelukkes, at den underliggende forurening udgør et problem, som der skal afværges mod. Som nævnt indledningsvis kan fx tæt trafikerede by- eller industriområder have et meget højt baggrundsniveau.

Udeluftmålinger er behæftet med stor usikkerhed på grund af meget varierende vejrforhold. Målinger bør udføres under vindstille forhold samt i perioder med høje temperaturer.

Afværge

Inden der tages endelig beslutning om gennemførelse af afværgeindgreb, skal det derfor i det konkrete tilfælde sandsynliggøres, at den forhøjede udeluftkoncentration skyldes jord- eller grundvandsforurening. Dette kan fx gøres ved sammenligning med udeluftmålinger på (uforurende) naboarealer.

Boliger, institutioner og kontorer

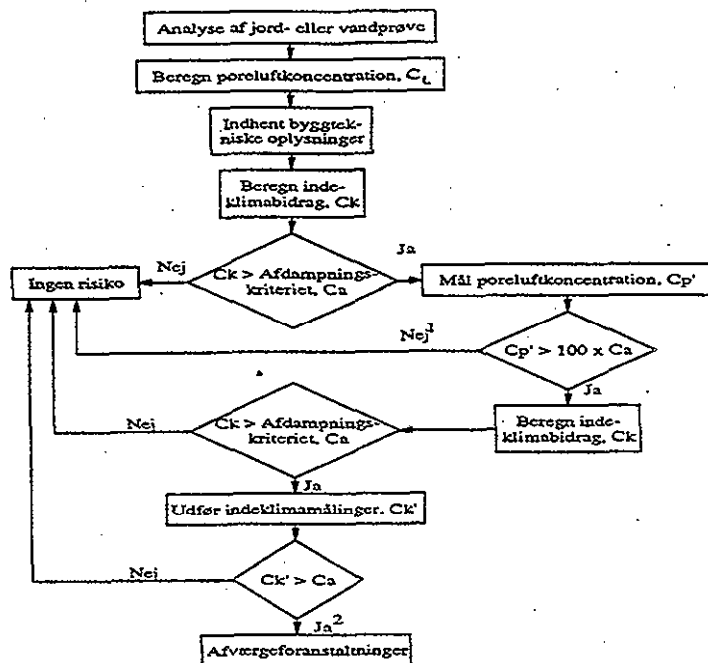
5.3.2 Indeklima

Risikovurdering i relation til indeklimaet i bygninger på grunde, der skal kunne anvendes til bolig-, institutions- eller kontorformål tager ligesom ved vurdering af udeklimaet (afsnit 5.3.1) udgangspunkt i det forhold, at afdampningsbidraget fra den underliggende forurening til indeluften ikke må overstige afdampningskriteriet, C_a (se afsnit 6.6). Afdampningskriteriet C_a er ikke en indeklimagrænse, men alene en grænse for det bidrag til indeluften, som den underliggende forurening maksimalt må give anledning til.

Produktionsvirksomheder

For ikke følsom arealanvendelse, som fx produktionsvirksomheder, fastsættes andre kriterier for tilladelig afdampning for stoffer, som der konkret arbejdes med.

I figur 5.6 er vist et flowdiagram af en model til håndtering af risikovurdering i relation til indeklimaet.



1: Under forudsætning af, at betongulvet er uden syalige revner.
 2: Under forudsætning, at overskridelsen reelt skyldes forurening af jord eller grundvand.

Figur 5.6
 Flowdiagram for risikovurdering af indeklimaet.

Med udgangspunkt i analyseresultater af jord og/eller vandprøver opererer modellen med fire forskellige trin, nemlig:

- 1) Beregning af poreluftkoncentration og afdampning til indeklimaet
- 2) Måling af poreluftkoncentration
- 3) Beregning af koncentrationsbidrag til indeklimaet
- 4) Udførelse af indeklimamålinger

Som det fremgår af figur 5.6 vil hvert vurderingstrin enten føre til, at forureningen betragtes som uproblematisk, eller føre til næste trin i modellen.

Nedenfor følger en vejledning til de enkelte trin i flowdiagrammet.

Beregning af poreluftkoncentrationen

Beregning af poreluftkoncentrationen, C_L er identisk med første trin i modellen til risikovurdering i relation til udeklima. For detaljer henvises derfor til afsnit 5.3.1.

Størsteparten af dansk bolig- og institutionsbyggeri er opført med en gulvkonstruktion, der indeholder et betonlag og har en passiv ventilation af størrelsesorden ca. 0,3 gange i timen for boliger og ca. 2,0 gange i timen for institutioner.

En fortyndingsfaktor på 100 anses derfor som et konservativt skøn over reduktion af poreluftkoncentrationens transportbidrag til indeklimakoncentrationen.

Er den beregnede poreluftkoncentration, C_L derfor mindre end 100 gange afdampningskriteriet anses den underliggende forurening for uproblematisk. En konservativ reduktionsfaktor på 100 bygger på ovennævnte byggepraksis. Reduktionsfaktoren kan derfor ikke anvendes i bygninger med trægulv eller betongulv med synlige revner.

Som nævnt tidligere er beregning af poreluftkoncentrationen i modellen meget på den sikre side. I praksis vil en beregning af poreluftkoncentrationen for flygtige stoffer blive mindst 100 gange større end afdampningskriteriet, og bidraget til indeklimaet skal derfor beregnes.

Måling af poreluftkoncentrationen

Da beregning af poreluftkoncentrationen er meget på den sikre side, vil det ofte være mest hensigtsmæssigt at starte med en måling af koncentrationen i poreluften, jf. retningslinierne i afsnit 4.3.1 og appendiks 4.4. Der kan foretages beregning af indeklimabidraget eller der kan udføres indeklimamåling.

Er den målte poreluftkoncentration under gulvet, C_p større end 100 gange afdampningskriteriet kan det ikke udelukkes, at forureningen overskrider afdampningskriteriet.

Indhentning af byggetekniske data

Hvis koncentrationen i poreluften beregnes, skal bidraget til indeluften beregnes, ligesom bidraget kan beregnes, hvis den målte koncentration i poreluften er større end 100 gange afdampningskriteriet.

For at kunne foretage en konkret beregning af koncentrationsbidraget til indeklimaet, må der indhentes byggetekniske oplysninger.

Beton inddeles i fire miljøklasser:

- Aggressiv miljøklasse
- Moderat miljøklasse
- Passiv miljøklasse
- Uarmeret beton uden for miljøklasse

Diffusionsbidraget gennem beton er primært afhængig af betonens miljøklasse og tilslagsmaterialernes porøsitet /54/. Konvektionsbidraget er primært afhængig af armeringen.

Der skelnes i disse beregninger mellem armerede betongulve udført efter Radonvejledningen /14/ og uarmerede betongulve.

De byggetekniske oplysninger kan hentes dels fra bygningstegninger og -beskrivelser og dels fra konkrete målinger. Metoder for henholdsvis luftskiftemålinger og revneopmålinger findes i publikationer fra Bygge- og Boligstyrelsen /7, 16/.

For armerede betongulve indgår der mange parametre i de efterfølgende beregninger. Da det sandsynligvis ikke vil være muligt at tilvejebringe alle oplysninger, og da de ikke alle er lige vigtige, er parametrene "vigtighed" listet i figur 5.7.

| | |
|-------------------------|--|
| Stor betydning | Betonens tykkelse Betonens alder Betonens luftfugtighed ved udstøbning og hærkning |
| Mindre betydning | Trykforskel over betondæk Bygningens lofthøjde Bygningens luftskifte |
| Ringe betydning | Betonens armering Betonens cementindhold Betonens vand/cement-tal |

Figur 5.7
Oversigt over inputparametre for armerede betongulve.

Betonens tykkelse skal som minimum måles. For betonens alder benyttes 20 år ved risikovurderingen, men den aktuelle alder kan benyttes, hvis målte og beregnede koncentrationer skal sammenlignes. Betonens luftfugtighed ved udstøbning og hærkning kendes sjældent ved eksisterende betondæk, men kan eventuelt styres ved nyprojekterede betondæk.

For uarmerede betondæk må der indhentes oplysninger om beton-tykkelsen, lofthøjden, luftskiftet, gulvarealet samt revnelængder og -vidder.

Beregning af bidrag til indeluft

Til beregning af forureningens bidrag til indeklimaet skal såvel det diffusive som det konvektive bidrag beregnes.

Formler til beregning af det diffusive koncentrationsbidrag til indeklimaet findes i afsnit 3.4 i appendiks 5.3.

Beregningsparametre, der indgår er:

- Materialekonstant og tykkelse for hvert af de diffusionshæmmende gulvlag.
- Det ventilerede rums højde og luftskifte samt porøsitet, hvis de er et ventileret dræn.
- Bygningens opførelsesår/gulvets alder.

Et formelsæt til beregning af det konvektive koncentrationsbidrag gennem et armeret betongulv til indeklimaet findes i afsnit 3.5 i appendiks 5.3.

En oversigt over beregningsparameterne findes i figur 5.7. Standarddata vedrørende betondæk og bygninger findes i tabel 2 og 3 i afsnit 4 i appendiks 5.3.

I appendiks 5.4 findes et eksempel på beregning af diffusions- og konvektionsbidraget.

Overstiger det beregnede koncentrationsbidrag til indeklimaet, C_i (dvs. summen af diffusions- og konvektionsbidraget) afdampningskriteriet, kan der udføres indeklimatemålinger, eller beregningsgrundlaget kan eventuelt forbedres ved at måle poreluftkoncentrationen.

Måling af indeklimatekoncentration

Gennemførelse af indeklimatemålinger bør udføres i overensstemmelse med retningslinjerne i Bygge- og Boligstyrelsens vejledning /7/.

En lang række flygtige organiske stoffer må forventes at bidrage til baggrundsniveauet i danske bygninger. En liste over baggrundsværdier findes i G.D. Nielsen et al. /18/, ligesom der findes oplysninger i en rapport fra Bolig- og Byggestyrelsen /15/.

Det er således vanskeligt alene på baggrund af måling af indeklimatekoncentrationen, C_i at vurdere om koncentrationsbidraget fra den underliggende forurening overstiger afdampningskriteriet.

Inden der tages endelig beslutning om afværgeindgreb, skal det derfor sandsynliggøres, at den forhøjede indeluftkoncentration skyldes jord- eller grundvandsforureningen.

En sammenligning af den målte indeklimakoncentration med middelværdien af baggrundsværdien skal kombineres med en grundig gennemgang af mulige "ekstra" indeklimabidrag fra byggematerialer, inventar, hobbyaktiviteter eller rygning.

5.3.3 Lossepladsgas

På tidligere lossepladser kan der være problemer med:

- Opsivning af methangas, som kan medføre eksplosionsfare for bygninger og "hule" installationer på lossepladsen eller i umiddelbar nærhed af denne.
- Forurenende stoffer (typisk tungmetaller) i de øvre jordlag på grund af mangelfuld afdækning af lossepladsen.
- Udsivning af perkolat med mange forskellige stoffer, som kan forurene grundvand og/eller overfladevand.

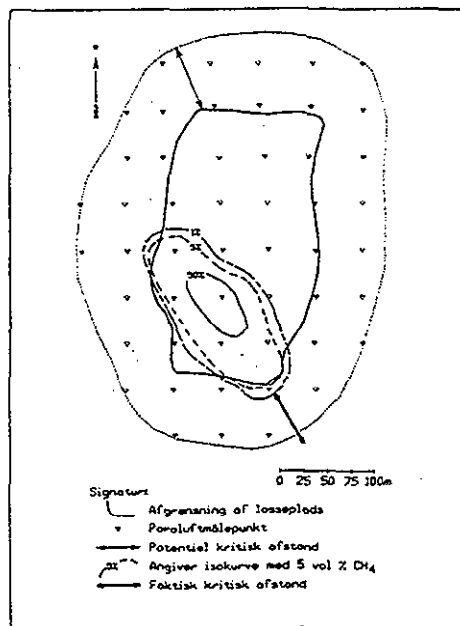
Mens de to sidst nævnte forhold kan vurderes som beskrevet i henholdsvis afsnit 5.2 og 5.4, behandles vurderingen af eksplosionsrisiko særskilt i dette afsnit.

Gasproduktion

På pladser, hvor der er deponeret bionedbrydeligt affald, er der et potentiale for produktion af lossepladsgas. Til disse affaldstyper hører dagrenovation, haveaffald, industriaffald, slagteriaffald, affald fra handel og kontor samt træaffald.

Deponeringen af jordfyld, beton, murbrokker, asfaltstykker o.l. giver ikke anledning til gasproduktion.

Et vigtigt trin i risikovurderingen er at få identificeret det gasproducerende område af lossepladsen. En principtegning for fremgangsmåde hertil er vist i figur 5.8.



Figur 5.8

Illustration af metode til identifikation af det gasproducerende område af en losseplads.

I figur 5.8 ses en vurdering af resultaterne af poreluftmålingerne for lossepladsgas. For beskrivelse af undersøgelsesmetode henvises til figur 4.1 med tilhørende forklaring i underafsnittet "Lossepladsgas" i afsnit 4.3.2.

Ud fra måleresultaterne er der i figur 5.8 optegnet isokurver for koncentrationer på henholdsvis 50, 5 og 1 vol % methan. Det gasproducerende område defineres som det delområde, hvor methankoncentrationen i poreluften er større end 1 vol %. Den faktiske risikoafstand for kritisk gasspredning skal måles fra 1 vol % grænsen.

Kildestyrke

Gasproduktionen i en losseplads vil aftage med tiden. Ud over tiden fra deponeringen har fundet sted afhænger kildestyrken af en række faktorer, hvoraf affaldssammensætning og -mængde er de vigtigste. I appendiks 5.1 er givet en empirisk beregningsmodel til overslagsmæssige vurderinger af gasproduktionsraten og restgaspotentialet (kildestyrken).

Eksplodingsrisiko

Vurdering af risikoen for eksplosionsfare på grund af gasindtrængning i bygninger inden for det kritiske område foretages på baggrund af kildestyrken og de byggetekniske forhold omkring bygningen.

Der skelnes mellem bygninger placeret henholdsvis oven på og uden for det gasproducerende område.

Bygninger oven på gasområde

For bygninger placeret oven på det gasproducerende område kan diffusions- og konvektionsbidraget til indeluften beregnes med de samme formelsæt, som beskrevet under afsnit 5.3.2.

Der skal i denne forbindelse tages stilling til hvilket "worst-case overtryk", der må påregnes i poreluften under bygningen. Interval for målte værdier af overtryk i lossepladser er angivet i tabel 1 i appendiks 5.2. I denne tabel findes ligeledes erfaringstal for luftpermeabilitet og luftporøsitet for forskellige jordtyper. Endvidere er værdier for den dynamisk viskositet for luft, methan og kuldioxid oplyst.

Bygninger uden for gasområde

For bygninger uden for det gasproducerende område kan risikovurderingen tage udgangspunkt i en "worst-case situation", hvor overfladen forsegles, fx på grund af en længerevarende frost- eller nedbørsperiode.

Ved hjælp af konvektionsmodellen beskrevet i appendiks 5.2 kan forholdet mellem indeluftkoncentrationen i bygningen og poreluftkoncentrationen i lossepladsen ved ligevægt (fortyndingsfaktoren) beregnes for en bygning i en given afstand fra det gasproducerende område.

Endvidere beregnes tiden for etablering af henholdsvis trykgradient og ligevægtskoncentration.

Den beregnede indeluftkoncentration bør ikke overstige 1 vol % methan, som er den typiske alarmeringsgrænse for gasovervågningsanlæg. Ud over en vurdering af, om alarmeringsgrænsen teoretisk set kan overskrides, skal der i vurderingen tages stilling til om "worst-case situationen" udgør en reel risiko. Dette sidste punkt kan vurderes med udgangspunkt i restgaspotentialer jf. appendiks 5.1 og tiden for etablering af ligevægt (ligning 3 i appendiks 5.2).

5.4 Grundvand

5.4.1 Generelt om risikovurdering i forhold til grundvandet

En risikovurdering skal anvendes til at vurdere, hvorvidt en given forurening i jord eller i sekundært grundvand giver et forurenings-

bidrag til det primære grundvand, således at grundvandskriteriet for det pågældende stof overskrides.

Udførelsen af risikovurderingen samt eventuelle efterfølgende afværgeforanstaltninger skal sikre, at grundvandsressourcen bevares ren, svarende til at grundvandskvalitetskriteriet er overholdt. Det tilstræbes således, at indvindingsboringer kan placeres uden begrænsninger og indvinde rent grundvand. Dette vil også sikre, at afstrømmende grundvand til recipienter er rent.

Grundvandskriterierne er fastsat, så de sikrer, at grundvandet kan anvendes til drikkevand efter en almindelig, traditionel vandbehandling.

Før der kan foretages en risikovurdering, skal der indsamles en række feltdata fra jord og grundvand. Denne dataindsamling foregår i undersøgelsesfasen, som danner baggrund for, at risikovurderingen kan foretages. Flere af parametrene, som skal bestemmes, kan variere selv inden for meget små afstande, og andre er kun svært bestemmelige. Derfor kan det være nødvendigt at anvende regionale data eller lærebogsdata.

En risikovurdering skal tage udgangspunkt i forsigtighedsprincippet. Det vil sige, at der skal vælges konservative data og værdier, altså data som er på den sikre side. I praksis skal der således regnes mere konservativt, hvis de anvendte parametre er skønnede, hvis parametrene er regionale i stedet for lokale, eller hvis parametrene af andre årsager er usikre. Jo flere data som er tilgængelige for den pågældende lokalitet, jo mindre konservative kan beregningerne være. Anvendelse af forsigtighedsprincippet betyder, at resultatet af risikovurderingen bliver en overestimering af forureningsrisikoen, som kommer grundvandet til gode.

Sammenfattende skal der foreligge en karakteristik af jordforureningen og forureningen i det sekundære grundvand, så bidraget til det primære grundvand kan fastsættes.

Generel beskrivelse af princippet for risikovurdering

Princippet for risikovurdering baseres på, at zonen med den højeste koncentration i grundvandet skal kunne overholde grundvandskvalitetskriteriet.

Naturligt forekommende stoffer

Hvis de forurenende stoffer også er naturligt forekommende, som eksempelvis mange metaller, skal det naturlige baggrundsniveau indgå i risikovurderingen. Det medfører, at bidraget fra jordforure-

ningen skal være mindre, for at grundvandskvalitetskriteriet skal kunne overholdes.

Miljøfremmede stoffer

Hvis der fra en anden forurennet lokalitet allerede forekommer forurening i grundvandet med miljøfremmede stoffer på grund af menneskelig aktivitet, skal dette ikke indgå i risikovurderingen. En forurening med miljøfremmede stoffer fra en anden kilde, end den som aktuelt risikovurderes, skal således ikke tages i betragtning.

En risikovurdering skal ikke gøres mere lempelig, selv om magasinet allerede er forurennet. Selv hvor et grundvandsmagasin allerede er kraftigt forurennet, og dermed ubrugeligt som indvindingsressource, kan det ikke accepteres, at forureningsbidraget fra en ny forurening overskrider grundvandskvalitetskriteriet.

Formål

Formålet med en risikovurdering er at vurdere, hvorvidt en given forurening i jorden (eller i et sekundært grundvandsmagasin) forurenner grundvandet som ressource eller kan forventes at ville kunne forurenne en ressource på kortere eller længere sigt.

I den forbindelse skal man være opmærksom på, at kvalitetskriterierne for grundvand er uafhængige af jordkvalitetskriterierne, idet overholdelse af jordkvalitetskriterierne ikke automatisk vil sikre en overholdelse af kriterierne i grundvandet (og omvendt); se også afsnit 6.7.

Den typiske baggrund for gennemførelsen af en risikovurdering er undersøgelser, som har påvist en jordforurening, men som ikke har påvist en forurening af det primære grundvand.

At der ikke er påvist forurening af det primære grundvand kan skyldes, at undersøgelserne ikke har omfattet grundvandet, hvorfor det ikke vides, om det er forurennet. I andre tilfælde kan det være fordi, at der ikke er udført boringer til grundvandet i det mest forurenede område, fx på grund af faren for at tilføre forurening til grundvandet.

Der kan også være udført boringer til grundvandet, nedstrøms forureningen, som viser uforurennet grundvand eller meget lave forureningsniveauer. På denne baggrund kan det ikke afvises, at den pågældende forurening udgør en risiko. Det kan være, at den maksimale kildestyrkekoncentration ikke er nået, eller det kan være, at boringen ikke har ramt forureningsfanen, idet det i praksis er meget svært at lokalisere en forureningsfane nedstrøms.

Resultatet af en risikovurdering af en jordforurening kan være supplerende undersøgelser, som kan danne baggrund for en mere nuanceret risikovurdering, inden det afgøres, om der skal igangsættes afværgeforanstaltninger.

På tilsvarende vis kan en forurening af et sekundært grundvandsmagasin håndteres.

Definitioner

Kildestyrke

Udsivningen af forureningskomponenter fra forureningskilden, angivet som en flux (dvs. målt i fx kg stof/år), kaldes kildestyrken. Kildestyrken varierer over sted og tid.

Kildestyrkekoncentrationen

Kildestyrkekoncentrationen er den maksimale koncentration af forureningskomponenter (over tid og sted), som afgives til porevandet fra forureningskilden.

I praksis kan bestemmelse af kildestyrkekoncentrationen foretages ved:

- Måling af koncentrationen i porevand i den umættede zone umiddelbart under den forurenede jord; fx i en ledningsgrav eller en tankgrav.
- Det pågældende stofs maksimale opløselighed anvendes.

Det er en betingelse, at forureningsmassen er tilstrækkeligt stor. Alligevel vil anvendelse af den maksimale opløselighed oftest give en væsentlig overestimering af kildestyrkekoncentrationen.

- I mange situationer har man alene kendskab til forureningskoncentrationen i jorden (alternativt i poreluften). I disse tilfælde kan kildestyrkekoncentrationen beregnes ud fra en antagelse om ligevægt mellem fasefordelingerne i jord, vand og luft (fugacitetsprincippet), som er beskrevet i appendiks 5.3.

Eksempel på en sådan beregning af kildestyrkekoncentrationen findes i appendiks 5.9.

I stedet for at bestemme kildestyrkekoncentrationen og beregne sig frem til en resulterende koncentration i toppen af grundvandet, kan man bestemme den aktuelle koncentration i grundvandet i toppen af den mættede zone ved analyse af grundvand fra en filtersat boring. Se

nærmere herom i afsnit 5.4.2 (trin 1).

*Momentan/
kontinuert
forurening*

Ved momentan (afsluttet) forurening forstås en forureningspuls af kort varighed, som derefter stoppes. I relation til den umættede zone kan et eksempel på momentan forurening fx være en tønde som sprænger.

Ved en kontinuert (vedvarende) forurening forstås en forurening med stor masse (i teorien uendelig masse), og derfor vedvarende tilførsel af forurening. I praksis kan der eksempelvis være tale om en losseplads, en omfattende jordforurening eller en læk tank, som regelmæssigt påfyldes. I appendiks 5.6 findes ligninger til beregning af stofkoncentrationen i den umættede zone ved henholdsvis momentan og kontinuert forurening.

Det må bemærkes, at en momentan forurening af den umættede zone, ofte må opfattes som en kilde til kontinuert forurening af den mættede grundvandszone. Fx kan man tale om, at en revnet olietank momentant forurener den umættede zone. Men dybden til grundvandsspejlet medfører ofte en stor transporttid, inden forureningsfronten når den mættede zone. Og da opløsning af oliekomponenter i nedsivende porevand også er en langvarig proces, vil olie fra en sådan revnet olietank typisk nedsive til den mættede grundvandszone over årtier. Dermed må nedsivning af oliekomponenter fra en revnet olietank til den mættede grundvandszone oftest betragtes som en kontinuert forurening.

*Primært og
sekundært
grundvand*

Ved primært grundvand forstås grundvand i primære grundvandsmagasiner. Primære magasiner er større sammenhængende magasiner af regional betydning, hvorfra der indvindes grundvand, eller hvorfra der kan indvindes grundvand. På store dele af Sjælland er de primære magasiner kalkmagasiner, som ofte er spændte, mens det i store dele af Jylland er magasiner af smeltevandssand, som ofte er frie.

Ved sekundært grundvand forstås grundvand fra magasiner som er sekundære med hensyn til grundvandsindvinding. Sekundære grundvandsmagasiner er beliggende mere terrænnært i forhold til primære magasiner, og er ofte frie magasiner.

I forhold til forureningsspredning og risikovurdering tillægges et sekundært magasin samme betydning som et primært magasin, hvis der kan ske en betydende forureningsspredning fra det sekundære til primære grundvandsmagasiner og/eller recipienter, eller hvis det sekundære magasin er eller kan være anvendeligt til vandforsyningsformål.

*Opløst forurening/
forurening i fri fase*

Ved en forurening i fri fase forstås en forurening med koncentrationer i vand, som ligger over det pågældende stofs maksimale opløselighed.

Hvis der forekommer forureningskoncentrationer svarende til fri fase, vil der som udgangspunkt altid være en risiko, og den fri fase af forureningen bør som minimum altid fjernes. Risikovurderingen vurderer således kun opløste forureninger.

*Densitets-
strømning*

Ved meget store forureningskoncentrationer kan der forekomme så store densitetsforskelle mellem grundvand i forureningsfanen og det omgivende rene grundvand, at strømmingen bliver styret af densitetsforskelle; man taler om densitetsstrømning. Densitetsstrømning kendes fx fra frifase strømning og perkolatudstrømning fra lossepladser.

Den efterfølgende metode til trinvis risikovurdering vurderer ikke forureninger, som spredes ved densitetsstrømning.

Risiko

Der vurderes at være en forureningsrisiko for grundvandet, hvis den beregnede resulterende koncentration fra den benyttede trinvis risikovurdering overskrider det pågældende stofs grundvandskvalitetskriterie.

*Processer, som indgår i
risikovurderingen*

Forureningsbidraget fra en jordforurening eller fra forurening i det sekundære grundvand til det primære grundvand, og dermed den beregnede resulterende koncentration i det primære grundvand, vil være afhængig af en række faktorer, som varierer fra lokalitet til lokalitet. De mest betydende faktorer er følgende:

- Forureningssituationen, dvs. stoftype (mobilitet/nedbrydelighed og andre stofkarakteristika) samt forureningskoncentration og areal.
- Geologi og hydrogeologi, dvs. typen af aflejringer (ler/sand/ kalk, organisk indhold, hydraulisk ledningsevne, effektiv porøsitet), nettonedbør/grundvandsdannelse, gradienten for grundvandet, trykgradienten mellem sekundært og primært magasin samt redoxforhold.

Følgende processer virker både i den umættede og mættede zone og vil føre til en reduktion af forureningskoncentrationen i det primære grundvand:

- Sorption: Effekten er specielt relevant for momentane forureninger. For større kontinuerte forureninger vil jordens sorptionskapacitet efterhånden blive opbrugt omkring spildstedet.

I risikovurderingen, som beskrives i det efterfølgende, regnes alene med sorption i den mættede zone (risikovurderingens trin 3).

- Dispersion: Er som direkte proces mest betydende for den mættede zone, da transporthastigheden i den umættede zone er forholdsvist lav svarende til 0,25 - 2 m/år, mens den typiske porevandshastighed er i størrelsesordenen 10 - 1000 m/år i den mættede zone.

I risikovurderingen, som beskrives efterfølgende, regnes alene med dispersion i den mættede zone.

Som indirekte proces har dispersionen betydning for transporttiden gennem den umættede zone. Da en væsentlig stoffjernelse kan skyldes biologisk nedbrydning, for hvilken tidsfaktoren er af afgørende betydning, kan dispersion ofte indirekte få afgørende betydning for stoffjernelsen.

- Naturlig nedbrydning: Har betydning i både den umættede og i den mættede zone, men medregnes i risikovurderingen alene i den mættede zone.

I appendiks 5.8 listes 1.-ordens nedbrydningskonstanter, som vurderes at repræsentere nedbrydning under naturlige forhold i Danmark.

I praksis er det ofte vanskeligt at lokalisere en forureningsfane i grundvandet (selv få 10-meter nedstrøms forureningskilden), hvilket gør kontrollen med den forventede nedbrydning i den mættede vanskelig.

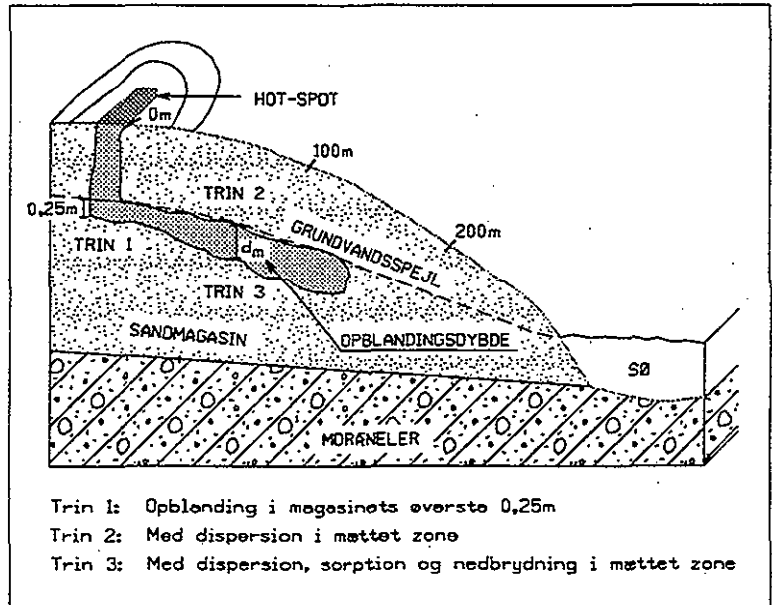
For den umættede zone findes endnu ikke publicerede 1.-ordens nedbrydningskonstanter, ligesom der ikke findes veldokumenterede metoder til kontrol (monitering) af eventuel nedbrydning.

5.4.2 Metode til trinvis risikovurdering

Efterfølgende gives en trinvis beskrivelse af en risikovurdering af en jordforurening udført i forhold til et grundvandsmagasin. Den trinvis metode til at udføre en risikovurdering er tilstræbt udformet, så der er en balance mellem mængden af data fra den forurenede lokalitet, og hvor avanceret modellen er. Med små datamængder benyttes en simpel model, og med store datamængder kan en mere avanceret model benyttes.

Risikovurderinger, foretaget på samme datagrundlag, vil give et mere konservativt resultat ud fra metoden på trin 1 end på de øvrige trin.

Den trinvis risikovurdering er illustreret på figur 5.9. Trin 1 og 2 er konservative og simple metoder, som kan anvendes, selv hvor der kun foreligger et mindre antal lokalspecifikke data fra den forurenede lokalitet. Trin 1 er en kildenær opblandingsmodel, hvor der regnes med opblanding i de øverste 0,25 m. I trin 2 og 3 vurderes den resulterende forureningskoncentration i større afstand fra forureningskilden. Trin 2 er en opblandingsmodel, hvor opblandingsstykkelsen d_m beregnes ud fra dispersiviteten, porevandshastigheden og opblandingstiden. Trin 3 er en opblandingsmodel som trin 2, men der regnes med reduktion af forureningskoncentrationen som følge af sorption, dispersion og nedbrydning i mættet zone.



Figur 5.9
Illustration af risikovurderingens trin 1-3.

Stofblandinger

I risikovurderingens trin 3 kan der regnes med sorption og nedbrydning. Der kan imidlertid ikke opstilles nedbrydningskonstanter og sorptionskoefficienter for stofblandinger som fx motorolie eller benzin. I disse tilfælde må man regne uden sorption og nedbrydning for

selve stofblandingen og foretage beregninger med sorption og nedbrydning for de mest miljøbelastende enkeltkomponenter, dvs. for komponenter med lavest nedbrydningshastighed, lavest grundvandskvalitetskriterie og mindst sorptionskonstant i forhold til den aktuelle koncentration. Da koncentrationen af stofferne i blandingen vil være en betydende faktor for udvælgelse af den mest miljøbelastende enkeltkomponent, kan der ikke opstilles en generel regel.

Eksempler

Eksempler på konkret brug af den trinvis risikovurdering findes i appendiks 5.7.

Trin 1. Kildenære opblandingsmodel

Beskrivelse

I den kildenære risikovurdering beregnes den resulterende forureningskoncentration i grundvandet umiddelbart under forureningen.

Der regnes konservativt med, at porevandet i bunden af den umættede zone har en koncentration af forureningskomponenter, som er lig med kildestyrkekoncentrationen. Herefter regnes med opblanding i de øverste 0,25 m af grundvandsmagasinet (hvis magasintykkelsen er mindre end 0,25 m skal den aktuelle magasintykkelse anvendes).

Antagelser

I risikovurderingens trin 1 regnes der ikke med sorption, dispersion og nedbrydning. Det antages, at grundvandsmagasinet er homogent og isotropt.

Beregning af forureningskoncentrationen

Beregningen af indholdet af forureningskomponenter i grundvandet foretages som en massebalance for den øverste del af grundvandsmagasinet. Koncentrationen af forureningskomponenter C_1 i den øverste del af grundvandsmagasinet bliver, jf. appendiks 5.6:

$$C_1 = \frac{A \cdot N \cdot C_0 + B \cdot 0,25[\text{m}] \cdot k \cdot i \cdot C_g}{A \cdot N + B \cdot 0,25[\text{m}] \cdot k \cdot i}$$

hvor

C_0 er kildestyrkekoncentrationen [ML^{-3}],

C_g er grundvandets naturlige baggrundsindhold af forureningskomponenter [ML^{-3}],

A er størrelsen af det forurenede areal [L^2],
N er nettonedbøren [LT^{-1}],
B er bredden af det forurenede område (regnet i forhold til strømningensretningen) [L],
k er magasinet's hydrauliske ledningsevne [LT^{-1}], og
i er den hydrauliske gradient [ubenævnt].

En samlet oversigt over beregningsparametre, som anvendes i risikovurderingens enkelte trin, findes på figur 5.10.

Konkrete eksempler på gennemførelse af risikovurderinger findes i appendiks 5.7. Eksempler på standarddata, herunder typiske værdier for den hydrauliske ledningsevne k, findes i appendiks 5.8.

Måling af forureningskoncentrationen

Den resulterende forureningskoncentration i de øverste 0,25 m. af den umættede zone kan også bestemmes direkte ved analyse af grundvand udtaget fra et filter (med filterlængde på 0,25 m) nedsat i toppen af grundvandsmagasinet. I forbindelse med den videre risikovurdering benyttes den højeste af de målte koncentrationer.

Ved anvendelse af målte koncentrationer er det vigtigt at vurdere, om der er tale om en momentan (afsluttet) forurening til grundvandet, eller om der er tale om en forurening som kontinuert, eller i hvert fald over en lang tidsperiode, giver forureningsbidrag til grundvandsmagasinet. Hvis der måles på vand fra grundvandszonen, er det en forudsætning, at den maksimale koncentration har nået grundvandet, og altså at forureningsfronten ikke stadig er på vej ned igennem den umættede zone, så at forureningskoncentrationen i grundvandet senere vil stige.

Den lokale geologi skal kendes så godt, at prøvetagningsboringerne kan placeres optimalt, således at fx tilstedeværelse af skråtstillede lag eller impermeable lag ikke resulterer i, at den væsentligste del af forureningskomponenterne spredes væk fra prøvetagningsboringerne.

Man skal være opmærksom på, at udførelse af en filterboring med 0,25 m filter kræver præcist kendskab til grundvandsspejlets beliggenhed, idet filtret ellers ikke kan placeres nøjagtigt. I praksis betyder dette, at grundvandsspejlet skal kunne måles i tidligere udførte boringer. En boring med en filterlængde på kun 0,25 m vil være meget sårbar over for variationer i grundvandsspejlet. En sådan boring kan således alene påregnes at være anvendelig til bestemmelse af kildestyrken på udførelsestidspunktet, og kan oftest ikke anvendes til efterfølgende monitorering.

Til måling af den resulterende forureningskoncentration i toppen af grundvandsmagasinet kan man anvende et filter med større effektiv filterlængde end 0,25 m, hvis prøvetagning sker med meget lav pumpeydelse, således at der ikke skabes nogen sænkningstragt af betydning.

Hvor der benyttes et filter med større filterlængde end 0,25 m, skal den resulterende forureningskoncentration C_1 i magasinets øverste 0,25 m beregnes ved:

$$C_1 = C_{1,\text{målt}} \cdot l / 0,25\text{m}$$

hvor $C_{1,\text{målt}}$ er den målte forureningskoncentration [ML^{-3}]
og l er den effektive filterlængde (målt i m).

Arealvægtet forureningskoncentration

I udtrykket til beregning af den resulterende forureningskoncentration C_1 er der regnet med konstant kildestyrkekoncentration C_0 over hele forureningsarealet.

Hvis undersøgelsesfasen giver grundlag for det, kan det forurenede areal opdeles i områder med hver sin kildestyrkekoncentration, arealvægtet forureningskoncentration.

Ved risikovurdering over for grundvandsressourcen kan beregningerne koncentreres om forureningens centrale område med den højeste koncentration, jf. princippet om, at zonen med den højeste koncentration i grundvandet skal kunne overholde grundvandskvalitetskriteriet.

Følsomhedsvurdering

Alle parametre indgår lineært i beregningerne, dvs. at usikkerhederne på de enkelte parametre slår lige kraftigt igennem i beregningerne.

Størst usikkerhed vil der ofte være på bestemmelse af den hydrauliske ledningsevne og kildestyrkekoncentrationen.

Der vil være nogen usikkerhed på bestemmelse af nettonedbøren (jf. appendiks 5.8 benyttes ofte regionale værdier for nettonedbør) og den hydrauliske gradient (som kan aflæses på regionale potentialekort eller som kan bestemmes i forbindelse med undersøgelsesfasen, i hvilket tilfælde interpolationsmetoden mellem målepunkterne (lineær interpolation, geokrigning m.v.) får betydning for resultatet).

Forureningens areal og bredden af det forurenede område kan ofte bestemmes med relativt lille usikkerhed.

Trin 2. Kildejern opblandingsmodel

Beskrivelse

Ud fra en konservativ betragtning vurderes det, at porevandet i bunden af den umættede zone har en koncentration af forureningskomponenter, som er lig med kildestyrkekonzentrationen. Herefter regnes med opblanding i den øverste del af grundvandsmagasinet.

Den resulterende forureningskoncentration beregnes i et punkt eller område kortlagt med højeste koncentrationer, som er beliggende i en afstand fra forureningskilden, som svarer til grundvandets transportafstand på et år (der regnes med grundvandets porevandshastighed); dog maksimalt 100 m. I dette teoretiske beregningspunkt skal grundvandskriterierne være overholdt.

I den mættede zone regnes med en opblandingstykkelse d_m givet ved, jf. appendiks 5.6:

$$d_m = \sqrt{\frac{72}{900} \cdot \alpha_L \cdot v_p \cdot t}$$

hvor

α_L er den longitudinale dispersivitet [L]

v_p er porevandshastigheden [LT^{-1}]

t er grundvandets transporttid, t kan maksimalt være 1 år, da det teoretiske beregningspunkt maksimalt ligger i en afstand, som svarer til 1 års transportafstand.

Hvis magasin-tykkelsen er mindre end d_m , skal den aktuelle magasin-tykkelse anvendes.

Beregning ud fra koncentrationen i jord

Beregningen af den resulterende forureningskoncentration udføres helt analogt til beregningerne i risikovurderingens trin 1. Koncentrationen af forureningskomponenter C_2 i den øverste del af grundvandsmagasinet bliver, jf. appendiks 5.6:

$$C_2 = \frac{A \cdot N \cdot C_0 + B \cdot d_m \cdot k \cdot i \cdot C_g}{A \cdot N + B \cdot d_m \cdot k \cdot i}$$

hvor

C_0 er kildestyrkekonzentrationen [ML^{-3}],

C_g er grundvandet naturlige baggrundsindhold af forureningskomponenter [ML^{-3}],

A er størrelsen af det forurenede areal [L^2],

N er nettonedbøren [LT^{-1}],

B er bredden af det forurenede område (regnet i forhold til strømningretningen) [L],

d_m er opblandingsdybden i grundvandsmagasinet i en given afstand [L],

k er magasinets hydrauliske ledningsevne [LT^{-1}], og i er den hydrauliske gradient [ubenævnt].

En samlet oversigt over beregningsparametre, som anvendes i risikovurderingens enkelte trin, findes på figur 5.10.

Måling af koncentration i grundvand

Hvor forureningskoncentrationen C_1 i de øverste 0,25 m af grundvandsmagasinet ved den kildenære model (trin 1) er målt, og efterfølgende evt. korrigeret for filterlængden, kan dette benyttes til simpel beregning af den kildefjerne forureningskoncentration C_2 .

I det aktuelle beregningspunkt kan den resulterende forureningskoncentration C_2 udtrykkes ved:

$$C_2 = C_1 \cdot (0,25 \text{ m}/d_m)$$

hvor

C_1 er den resulterende forureningskoncentration [ML^{-3}] i de øverste 0,25 m af grundvandszonen ved forureningskilden, d_m er opblandingsstykkelsen efter ét års grundvandstransport, dog max. 100 m nedstrøms forureningen. Er opblandingsstykkelsen mindre end 0,25 m anvendes $d_m = 0,25$ m.

Trin 3. Kildejern risikovurdering med dispersion, sorption og nedbrydning

Beskrivelse

I risikovurderingens tredje trin beregnes den resulterende forureningskoncentration i grundvandet under hensyntagen til dispersion, sorption og nedbrydning i mættet zone. Trin 3 er en overbygning på trin 2, idet udgangspunktet for trin 3 er den resulterende forureningskoncentration C_2 , som blev beregnet i trin 2.

Den resulterende forureningskoncentration beregnes derfor, ligesom i risikovurderingens trin 2, i et punkt, der er beliggende i en afstand fra forureningskilden, som svarer til grundvandet transportafstand på et

år (der regnes med grundvandets porevandshastighed); dog max. 100 m. I dette teoretiske beregningspunkt skal grundvandskvalitetskriterierne være overholdt.

Hvor risikovurderingens trin 1 og 2 som nævnt er konservative modeller, kan beregningerne i trin 3 ikke gennemføres strikt konservativt. Hvor der regnes med nedbrydning, skal der derfor gennemføres monitoring.

Antagelser og forudsætninger

Det antages, at den mættede zone er homogen og isotrop og med konstant grundvandshastighed. I den mættede zone regnes med nedbrydning og vertikal dispersion. Nedbrydningen antages at kunne beskrives som en 1.-ordens nedbrydning. Beregningerne gennemføres ud fra typiske 1.-ordens nedbrydningskonstanter, som ikke nødvendigvis er konservative.

Det er en forudsætning for anvendelse af risikovurderingens trin 3, at den lokale geologi og hydrogeologi kendes så godt, at at prøvetagnings- og monitoringsboringer kan placeres optimalt (såvel vertikalt som horisontalt) i forureningsfanen og på en strømlinie nedstrøms forureningen. Det er endvidere en forudsætning, at undersøgelsesfasen har vist, at redoxforholdene giver mulighed for nedbrydning af de aktuelle forureningskomponenter. Forureningen må således ikke indholde uedbrydelige komponenter i koncentrationer over grundvandskvalitetskriterierne (fx MTBE i en benzinforurening), og i det teoretiske beregningspunkt skal koncentrationen af eventuelle nedbrydningsprodukter også overholde grundvandskvalitetskriterierne.

Når ovenstående forudsætninger er opfyldt, skal der gennemføres en risikovurdering, hvor der regnes med en 1.-ordens nedbrydningskonstant, som er typisk for den pågældende redoxzone. Udgangspunktet for beregningen er den resulterende forureningskoncentration, som blev beregnet i risikovurderingens trin 2. Viser risikovurderingen, hvori der er taget højde for naturlig nedbrydning, at grundvandskvalitetskriterierne ikke er overholdt, udgør forureningen en risiko. Eventuelt kan der gennemføres en risikovurdering med nye lokalspecifikke data fremskaffet fra supplerende undersøgelser.

Hvis risikovurderingen derimod viser, at grundvandskvalitetskriteriet er overholdt, skal der gennemføres monitoring til kontrol af forureningsnedbrydning og redoxforhold. Ved monitoringen skal der endvidere fremskaffes data, som kan danne grundlag for beregning af den aktuelle nedbrydningskonstant.

På baggrund af 1.-ordens nedbrydning kan den resulterende forureningskoncentration C_3 efter nedbrydning udtrykkes ved /56/:

$$C_3 = C_2 \cdot \exp(-k_1 \cdot t)$$

hvor

C_2 er den resulterende forureningskoncentration beregnet i den kildefjerne opblandingsmodel (trin 2), [ML^{-3}]

k_1 er 1.-ordens nedbrydningskonstanten i den mættede zone [T^{-1}]

t er den tid hvori nedbrydningen foregår [T]

Sorption

I forbindelse med en vurdering af, hvor lang tid forureningskomponenterne er udsat for nedbrydning, kan der tages højde for sorption. Dette gøres ved at regne med, at forureningskomponenterne bevæger sig til det teoretiske beregningspunkt med hastigheden V_s givet ved

$$V_s = V_p / R, \quad R > 1$$

En effekt af sorption er, at forureningen er længere tid (mere end et år) om at nå det teoretiske beregningspunkt, og at nedbrydningen får længere tid til at virke i.

Den såkaldte retardationskoefficient R er defineret i appendiks 5.6. Retardationskoefficienten er afhængig af jordens bulkmassefylde, jordens indhold af organisk stof og af oktanol-vand fordelingskoefficienten.

En samlet oversigt over beregningsparametre, som anvendes i risikovurderingens enkelte trin, findes på figur 5.10.

Følsomhedsvurdering

Hvor der regnes med nedbrydning, er 1.-ordens nedbrydningskonstanten samt nedbrydningstiden de mest følsomme parametre for beregning af den resulterende forureningskoncentration. Disse parametre indgår nemlig eksponentielt i beregning af den resulterende forureningskoncentration, mens fx nettonedbøren og den målte forureningskoncentration i de øverste 0,25m af grundvandsmagasinet indgår lineært i beregningen. En lille ændring i 1.-ordens nedbrydningskonstanten (eller nedbrydningstiden) kan således medføre en stor ændring i forureningskoncentrationen.

| Beregningsparameter | Trin, hvori beregningsparameteren benyttes | | | | | | |
|---|--|----|----|----|----|----|----|
| Målt forureningskoncentrationen i porevandet | 1a | 1b | | 2a | 2b | | |
| Relativ volumenandel af luft, V_l | | 1b | | | 2b | | |
| Relativ volumenandel af vand, V_v (= vandmættet porøsitet e_w) | | 1b | | | 2b | 3 | |
| Relativ volumenandel af jord, V_j | | 1b | | | 2b | | |
| Jordtemperatur, T | | 1b | | | 2b | | |
| Jordens partikelrumvægt, d | | 1b | | | 2b | | |
| Koncentrationen af forureningskomponenter i jord, C_T | | 1b | | | 2b | | |
| Jordens volumenvægt, ρ | | 1b | | | 2b | 3 | |
| Jordens indhold af organisk stof, f_{oc} | | 1b | | | 2b | 3 | |
| Forureningskomponentens damptryk, P | | 1b | | | 2b | | |
| Forureningskomponentens molvægt, m | | 1b | | | 2b | | |
| Gaskonstanten, R | | 1b | | | 2b | | |
| Forureningskomponentens opløselighed i vand, S | | 1b | 1c | | 2b | 2c | |
| Forureningskomponentens oktanol-vandforhold, K_{ow} | | | | | | 3 | |
| Longitudinal dispersivitet, α_L | | | | 2a | 2b | 2c | 2d |
| Nettonedbøren, N | 1a | 1b | 1c | 2a | 2b | 2c | |
| Hydranlisk ledningsevne, k | 1a | 1b | 1c | 2a | 2b | 2c | 2d |
| Hydranlisk gradient, i | 1a | 1b | 1c | 2a | 2b | 2c | 2d |
| Areal af det forurenede område, A | 1a | 1b | 1c | 2a | 2b | 2c | |
| Forureningens bredde, B | 1a | 1b | 1c | 2a | 2b | 2c | |
| Effektiv porøsitet, e_{eff} | | | | 2a | 2b | 2c | 2d |
| 1.-ordens nedbrydningskonstant i mættet zone, k_1 | | | | | | | 3 |
| Grundvandets naturlige baggrundsindhold af forureningskomponenter, C_x | 1a | 1b | 1c | 2a | 2b | 2c | |
| Målt koncentration af forureningskomponenten i toppen af grundvandsmagasinet, $C_{1,max}$ | | | | 1d | | | 2d |
| Effektiv filterlængde, l | | | | 1d | | | 2d |

Figur 5.10

Beregningsparametre, som indgår i risikovurderingens trin 1-3. Bogstaverne a-d henviser til de forskellige metoder, hvorved kildestyrkekoncentrationen eller forureningskoncentrationen i toppen af grundvandsmagasinet bestemmes.

- Bestemmelse af kildestyrkekoncentration ud fra målt konc i porevandet.
- Kildestyrkekoncentration bestemt ved fugacitetsprincippet på porevand.
- Kildestyrkekoncentrationen sættes lig opløseligheden.
- Måling af forureningskoncentrationen i top af grundvandszonen.

Redoxprocesser er af afgørende betydning for, om et stof nedbrydes, og hvordan det nedbrydes /13, 56/. Energiudbyttet ved forskellige redoxprocesser er meget forskelligt. Der fås derfor en termodynamisk rækkefølge af processerne fra aerobe processer med størst energiudbytte ned gennem en række af anaerobe processer sluttende med methanogene processer som har mindst energiudbytte.

I den mættede zone kan udviklingen af redox-sekvenser ofte observeres nedstrøms kraftige forureningskilder. De mest reducerende forhold (fx methanogene forhold) findes tættest ved forureningskilden, hvor koncentrationen af organisk stof er størst, hvorimod oxiderende forhold (aerobe eller nitratreducerende forhold) findes i udkanten af forureningsfanen, hvor koncentrationen af organisk stof er lav.

For at kunne vælge en relevant nedbrydningskonstant er det derfor vigtigt at kende redoxforholdene.

Der findes aerobe forhold hvis O_2 koncentrationen i grundvandet er større end 1 mg/l. Definitionerne af de enkelte anaerobe redoxzoner er derimod ikke entydige. De anaerobe redoxzoner er generelt karakteriseret ved følgende:

- Der sker en stigning i hydrogenindholdet (H_2) gennem hele den anaerobe zone.
- I den nitratreducerende zone falder indholdet af nitrat (NO_3^-).
- I den jernreducerende zone sker der et fald i indholdet af Fe(III) og en stigning i indholdet af Fe(II).
- I den sulfatreducerende zone falder sulfatindholdet (SO_4^{2-}).
- I den methanogene zone er der dannet methan (CO_2).

Typiske 1.-ordens nedbrydningskonstanter

Miljøstyrelsen har i et teknologiprojekt sammenstillet 1.-ordens nedbrydningskonstanter, som vurderes at være repræsentative for danske forhold /56/.

Ofte findes ingen eller kun få nedbrydningskonstanter for de specificerede redoxforhold, og hvor der findes flere publicerede nedbrydningskonstanter, er der ofte stor variation i værdierne.

Kun for BTEX'erne, for en del af de chlorerede opløsningsmidler og for phenol findes der et anvendeligt datasæt, således at der kan angives typiske 1.-ordens nedbrydningskonstanter. Størrelsesordener af nedbrydningskonstanter for disse stoffer findes i appendiks 5.8.

Risikovurderingens trin 3, hvor der regnes med nedbrydning, er som nævnt ikke strikt konservativ. Hvor risikovurderingen viser, at naturlig nedbrydning af forureningskomponenterne i grundvandet medfører, at kvalitetskriterierne for grundvand kan overholdes, skal der derfor udføres monitering til kontrol af, at de beregnede koncentrationer i monitoringsboringerne ikke overskrides. Endvidere skal redoxforholdene fastlægges, og der skal skaffes data til grundlag for beregning af den aktuelle nedbrydningskonstant.

I forbindelse med denne monitering er af afgørende betydning, at forureningsområdet og grundvandsstrømningen er kortlagt med stor grundighed, da monitering skal udføres i boringer, som står langs en strømlinje nedstrøms forureningen.

Eksakt placering af monitoringspunkter, antal monitoringspunkter analyseparametre og monitoringsperiode afhænger af forureningens sammensætning og de hydrologiske forhold, og må derfor vurderes i den konkrete sag. Eventuelt kan undersøgelsesboringer også benyttes til monitering.

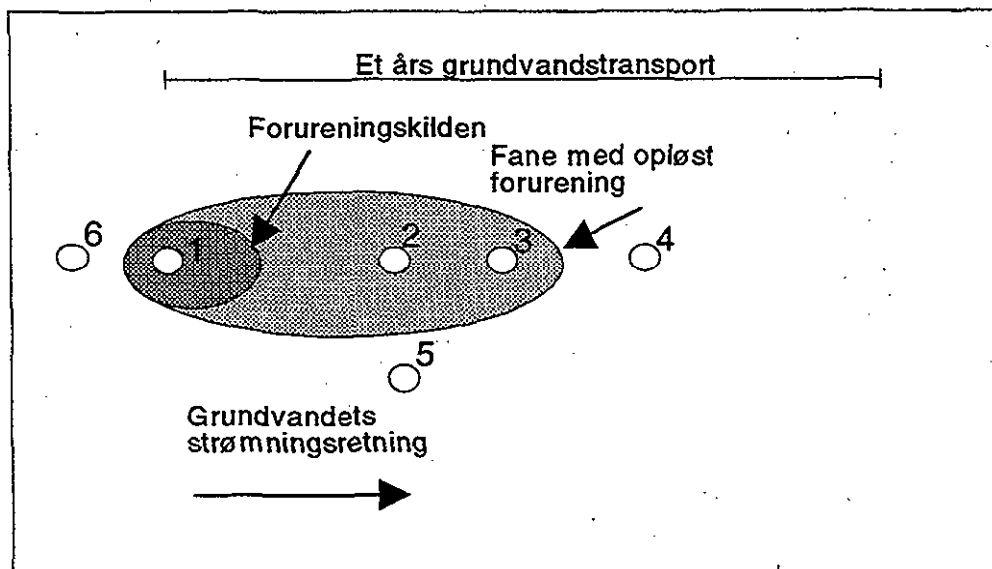
Hvordan det aktuelt dokumenteres, at der sker nedbrydning, er beskrevet i litteraturen /56, 57, 58/. Der er behov for en række kemiske analyser, som supplement til de sædvanlige data der benyttes, hvor risikovurderingen alene er baseret på opblanding. Der skal analyseres for indhold af forureningskomponenten og eventuelle nedbrydningsprodukter; herudover skal der udføres analyser og feltmålinger, som beskriver redoxmiljøet.

Et eksempel på hvordan det kan påvises, at der foregår en nedbrydning af benzen er givet i appendiks 5.7.

Som udgangspunkt kræves i moniteringen mindst tre boringer på en strømlinje nedstrøms forureningen (hertil kommer naturligvis boringer, som skal benyttes til at kortlægge strømningsretning og forureningsomfang), se figur 5.11. Monitering vil typisk som minimum skulle udføres 2 gange om året i 3 år.

Det bemærkes, at monitoringsboringerne er placeret forholdsvis tæt på forureningskilden (i mindre afstand end et års grundvandstransport), hvor der er størst mulighed for optimal placering i forhold til forureningsfanen.

Hvis der konstateres koncentrationer over grundvandskvalitetskriteriet uden for (opstrøms eller sideværts) den beregnede forureningsfane, eller i større nedstrøms afstand end et års grundvandstransport, må der gennemføres en ny risikovurdering baseret på flere data, eller man må konstatere, at forureningen udgår en risiko for grundvandsressourcen.



Figur 5.11
 Eksempel på placering af undersøgelses-/moniteringsboringer i forhold til en forurening /56/.

Bestemmelse af 1.-ordens nedbrydningskonstanter ud fra feltobservationer

Hvor nedbrydningen sker langsommere end forventet, skal der gennemføres en ny risikovurdering med den aktuelle lokale nedbrydningskonstant.

Når den aktuelle lokalspecifikke nedbrydningsrate skal bestemmes ud fra monitoringsdata, må de målte forureningskoncentrationer korrigeres for effekter af sorption, dispersion og fortynding m.v. Dette kan gøres ved at sammenligne koncentrationer af forureningskomponenten med koncentrationer af et uedbrydeligt stof (en tracer) eller ved sammenligning mellem en langsomt nedbrydelig forureningskomponent og en hurtigere nedbrydelig forureningskomponent.

En bekvem metode er at benytte en uedbrydelig forureningskomponent som tracer. Benyttes et langsomt nedbrydeligt stof som tracer,

fås en mere konservativ nedbrydningskonstant end hvis der benyttes en unedbrydelig tracer.

En beskrivelse af, hvordan en organisk komponent kan anvendes som tracer, findes i appendiks 5.6. Et eksempel på anvendelse af et organisk stof som tracer findes i appendiks 5.7.

Numeriske EDB-modeller

Der findes talrige tilfældige EDB-modeller, som har meget varierende beregningsmuligheder og beregningsgrundlag. Det er vigtigt at kende modellens beregningsgrundlag (hvilke ligninger der ligger til grund for beregningerne), da det kan være afgørende for hvilke forudsætninger, der skal lægges til grund for beregningerne.

Syrken ved EDB-modellerne er, at de ikke behøver at benytte tilnærmede analytiske formler, men kan regne numerisk, og at modellerne kan regne på store datamængder.

Numeriske EDB-modeller kan således regne med mange horisontale lag, og med horisontale variationer i materialeegenskaberne.

For at få udbytte af de numeriske modeller kræves imidlertid store datamængder. Det er derfor ofte dyrt og tidskrævende at gennemføre risikovurderinger via numeriske EDB-modeller.

5.5 Overfladerecipienter

Udsivning - og i særlige tilfælde overfladisk afstrømning - af forurenede vand kan påvirke overfladerecipienter som vandløb, søer og kystområder.

Beregning af recipienters belastning af forureningskomponenter foretages ud fra samme principper, som omtalt vedrørende grundvandsforurening.

Kravværdier

Generelle retningslinier for kvaliteten af vandet i recipienter fastlægges i amternes recipientkvalitetsplaner.

På baggrund af recipientmålsætninger fastlægger amterne konkrete kravværdier for udledninger. Amterne skal sikre, at udledningerne som minimum overholder gældende krav i bekendtgørelser og vejledninger /47, 48, 49, 50, 51, 52/.

Variationer i mobilitet og fysiske/kemiske/biologiske forhold medfører, at det i hovedreglen er forskellige parametre, som er kritiske for henholdsvis grundvandsmagasin og recipient.

Fx kan det forekomme, at et mindre overfladespild med en kulbrinte er uden betydning for et velbeskyttet grundvandsmagasin. Til gengæld vil direkte afstrømning af selv ganske små mængder fri olie til en nærliggende dam være uacceptabel.

Overfladisk afstrømning

Overfladisk afstrømning til en recipient kan forekomme hvis:

- Recipienten er beliggende i umiddelbar nærhed af lokaliteten.
- Topografien og afstrømningsforholdene i området muliggør overfladeafstrømning.

Ved forurening via almindelig overfladisk afstrømning (ved kraftige regnskyl eller ved tøjbrud) vil forureningen primært bestå af de komponenter, som er bundet i de øverste jordlag. Ved vurdering af denne påvirkning anvendes derfor resultater af analyser af overfladenære jordprøver.

Det er sjældent muligt at bedømme størrelsen af den overfladiske afstrømnings påvirkning af en recipient.

Udsivning

Recipienten kan kun forurenes ved udsivning, hvis der foregår en grundvandsbevægelse fra lokaliteten til recipienten. Recipienter, som ligger kotemæssigt højere end potentialeniveauet på lokaliteten, er derfor uden for risiko.

Eksempel

I appendiks 5.7 er der givet et eksempel på risikovurdering over for en recipient.

6 Kvalitetskriterier for jord, luft og grundvand

6.1 Baggrund og formål

Miljøstyrelsen har inden for de seneste år gennem udgivelse af flere publikationer og baggrundsarbejder anbefalet en række kriterier for udvalgte kemiske stoffer /9, 10, 19, 20, 21, 22, 23, 24, 25/.

Formålet med dette kapitel er at sammenfatte de forskellige kriterier for jord, luft og grundvand. Baggrunden for fastsættelsen og deres anvendelse vil kort blive omtalt.

Kriterierne for de tre medier: jord, vand og luft er udformet uafhængigt af hinanden, idet eksponeringen for hver af de tre medier er lagt til grund. Kriterierne bør således overholdes hver for sig på samme tid, idet overholdelse af fx jordkriteriet ikke automatisk sikrer, at kriterierne for vand og luft samtidig overholdes.

Det skal slås fast, at de opstillede jord- og grundvandskvalitetskriterier *ikke* erstatter en risikovurdering. En konkret risikovurdering skal bl.a. tage højde for de lokale geologiske forhold og hvor følsom arealanvendelsen er.

6.2 Kvalitetskriterier for jord

Miljøstyrelsen har udarbejdet toksikologiske kvalitetskriterier for jord for en lang række udvalgte kemiske stoffer.

Ved udarbejdelse af kriterierne er der i alle tilfælde som udgangspunkt forudsat, at lokaliteterne skal kunne anvendes til meget følsom arealanvendelse (fx villahaver eller børneinstitutioner).

Jordkvalitetskriteriet skal som udgangspunkt være opfyldt fra terræn og til 1 m under terræn; se dog afsnit 5.2.3. Ud over sundhedsmæssige betragtninger er der også lagt æstetiske/hygieniske hensyn (lugt/syn/smag) til grund for kriterieforslagene.

For flere stoffer gælder, at der i stedet for eller som supplement til jordkvalitetskriteriet er opstillet kvalitetskriterie for afdampning. Kvalitetskriterier for luft er beskrevet i afsnit 6.6.

I de fleste tilfælde, hvor en forurening skal vurderes, tages der ikke økotoksikologiske hensyn. De foreliggende økotoksikologiske kvalitetskriterier er angivet i tabel 6.1.

For de fleste af de gennemgåede stoffer er kvalitetskriterierne til overjord fundet med udgangspunkt i acceptable/tolerable dagsdosis. Hvis det vides, at der forekommer eksponering med forureningskomponenten fra andre kilder (fx føden eller luften) er der taget højde for, at bidragene samlet ikke overskrider ADI/TDI-værdien (acceptabel daglig indtagelse/tolerabel daglig indtagelse).

I tabel 6.1 er kvalitetskriterierne for jord ved meget følsom arealanvendelse opstillet. Til brug ved risikovurderinger (afsnit 5.1) er desuden angivet, om det er stoffets akutte eller kroniske effekt, der har ligget til grund for fastsættelsen af kvalitetskriteriet. Ved enkeltværdier med væsentlig overskridelse af jordkvalitetskriteriet (+100%) skal det vurderes, om der er behov for nøjere kortlægning med hensyn til afklaring af udbredelsen af det forhøjede niveau/forekomst af et hot spot.

Angivelserne af akut og kronisk toksisk effekt i tabel 6.1 betyder ikke, at et afskæringskriterium umiddelbart kan afledes for et stof, hvor værdien er baseret på kronisk effekt.

I appendiks 6.1 er angivet nulværdier for udvalgte organiske enkeltkomponenter. Nulværdier er defineret som beregnede koncentrationer svarende til, at porevandskoncentrationer for ler og sand (tabel 1 i appendiks 5.3) ikke overskrider grundvandskvalitetskriteriet.

Kvalitetskriterier, jord

Tabel 6.1

Kvalitetskriterier for jord ved meget følsom arealanvendelse, økotoksikologiske kvalitetskriterier og baggrunds niveau /3/.

Analysemetoder for de enkelte stoffer fremgår af vejledningen for prøvetagning og analyse /3/. Alle enheder er i mg/kg TS.

*Bemærk: For flere stoffer (mærket med *) er der opstillet kriterier for afdampning (se tabel 6.5).*

¹ *Fastsat på grundlag af akut effekt*

² *Fastsat på grundlag af kronisk effekt.*

³ *PAH, total bestemmes som summen af enkeltkomponenterne:*

Fluoranthen, benz(b+j+k)fluoranthen, benz(a)pyren, dibenz(a,h)anthracen og indeno(1,2,3-cd)pyren.

⁴ *Se også /53/.*

⁵ *For kulbrinter større end C₃₅, se /3/.*

| Stof | Jordkvalitetskriterier | Økotoxikologiske jordkvalitetskriterier ⁴ | Baggrundsniveau |
|---|--------------------------------------|--|-----------------|
| Acetone | 8 | | |
| Arsen | 20 ¹⁽²⁾ | 10 | 2-6 |
| Benzen | 1,5 ^{*2} | | |
| Benzin (C ₅ - C ₁₀) | 25 [*] | | |
| Bly | 40 ² | 50 | 10-40 |
| BTEX, total | 10 ^{*2} | | |
| Cadmium | 0,5 ² | 0,3 | 0,03-0,5 |
| Chloroform | 50 ^{*2} | | |
| Chlorphenoler, total Pentachlorphenol | 3 ^{*2} 0,15 [*] | 0,01 0,005 | |
| Chrom, total Chrom (VI) | 500 20 | 50 2 | 1,3-23 |
| Cyanid, total Cyanid, syreflygtigt | 500 10 ^{*2} | | |
| DDT | 1 | | |
| Detergenter, anioniske | 1500 ² | 5 | |
| 1,2-dibromethan | 0,02 ² | | |
| 1,2-dichlorethan | 1,4 ² | | |
| 1,1-dichlorethen | 5 ² | | |
| 1,2-dichlorethen | 85 ² | | |
| Dichlormethan | 8 ² | | |
| Fluorider, uorg. | 20 ¹ | | |
| Gasolie total kulbrinter (C ₅ - C ₃₅) ⁵ | 100 | | |
| Kobber | 500 ¹ | 30 | 13 |
| Kviksølv | 1 | 0,1 | 0,04-0,12 |

| Stof | Jordkvalitetskriterier | Økotoxikologiske jordkvalitetskriterier ⁴ | Baggrunds-niveau |
|---|--|--|------------------|
| Molybdæn | 5 | 2,0 | |
| MTBE | 500 ² | | |
| Naphthalen | 1 | | |
| Nikkel | 30 ¹ | 10 | 0,1-50 |
| Nitrophenoler: Mono- Di- Tri- | 125 ² 10 ² 30 ² | | |
| PAH, total | 1,5 ²³ | 1,0 | |
| Benz(a)pyren | 0,1 ² | 0,1 | |
| Dibenz(a,h)antracen | 0,1 ² | | |
| Petroleum (C ₉ - C ₁₆) | 25 [*] | | |
| Phenoler, total | 70 ^{*1} | | |
| Phthalater, total | 250 ² | | |
| DEHP | 25 ² | 1,0 | |
| Styren | 40 ^{*2} | | |
| Terpentin, mineralsk (C ₇ - C ₁₂) | 25 [*] | | |
| Tetrachlorethylen | 5 ^{*2} | | |
| Tetrachlormethan | 5 ^{*2} | | |
| 1,1,1-trichlorethan | 200 ² | | |
| Trichlorethylen | 5 ^{*2} | | |
| Vinylchlorid | 0,4 ^{*2} | | |
| Zink | 500 | 100 | 10-300 |

6.3 Afskæringskriterier for jord

I Miljøstyrelsens vejledning om rådgivning af beboere i let forurenede områder er der for 10 udvalgte stoffer fastsat afskæringskriterier for jordforurening i de øverste jordlag /4/.

Afskæringskriterierne angiver det niveau af jordforurening, hvor det er nødvendigt at foretage en total afskæring af al kontakt med jorden, fx oprensning eller afgravning, hvis området skal anvendes til meget følsom arealanvendelse.

I vejledningen er opstillet en række forholdsregler, der tager sigte på at reducere eksponeringen til samme niveau, som på arealer hvor jordkvalitetskriterierne ikke er overskredet. De afskærende kriterier for jord er opstillet i tabel 6.2.

Afskæringskriterier

Tabel 6.2

Afskæringskriterier for nødvendig forureningsafskæring, mg/kg TS.

¹: Fastsat på baggrund af akut skadevirkning

²: Fastsat på grundlag af kronisk skadevirkning.

| Stof | Niveau, hvor forureningsafskæring er nødvendig |
|---------------------|--|
| Arsen | 20 ¹ |
| Bly | 400 ² |
| Cadmium | 5 ² |
| Chrom | 1000 |
| Kobber | 500 ¹ |
| Kviksølv | 3 |
| Nikkel | 30 ¹ |
| Zink | 1000 |
| PAH'er | 15 ² |
| Benz(a)pyren | 1 ² |
| Dibenz(a,h)antracen | 1 ² |

Hvis en forurening i de øverste jordlag ikke ligger over afskæringskriteriet og der ikke er klumper eller hot-spots med høje forureningskoncentrationer, må det således dokumenteres ud fra de gennemførte undersøgelser (den orienterende (historisk) undersøgelse

samt analyser af jordprøver), at forudsætningerne som beskrevet i vejledningen er overholdt /4/.

Da det ikke kan udelukkes, at overfladenær forurening kan udgøre en risiko for grundvandet, må kriterierne suppleres med andre kriterier eller konkrete risikovurderinger jf. afsnit 5.4. Endvidere må forureningen ikke indeholde stoffer, der er problematisk i relation til afdampning til ude- og/eller indeklima jf. afsnit 5.3.

Hvis et større område er lettere forurenet, dvs. med koncentrationer under afskæringsniveauet, kan der forekomme situationer, hvor der rykkes op til lavere koncentrationer, eksempelvis jordkvalitetskriterierne. Dette kan bl.a. ske i situationer, hvor der er meddelt påbud, eller hvor der ikke efterfølgende oprydninger ønskes begrænsninger i arealanvendelsen (svarende til afmelding som affaldsdepot).

6.4 Kriterier for tilført jord

Der skelnes mellem acceptable restkoncentrationer i tilført jord og acceptkriterier for urørt jord.

Tilført jord, der fx deponeres i en udgravning på en forurenet grund, kan komme fra andre dele af lokaliteten, udefra eller fra jordrensning. For tilført jord tages der som udgangspunkt ikke hensyn til arealanvendelse eller udlægningsdybde.

Det er således et overordnet krav, at tilført/genindbygget jord er ren eller forinden er rensset så godt, at jordkvalitetskriteriet er overholdt ned til bunden af en udgravning.

Det skal her præciseres, at det er i modstrid med miljølovgivningens intention at blande forurenet jord med ren jord med henblik på overholdelse af acceptkriterier. En sådan fortynding er uacceptabel, uanset om den opstår ved nødvendig afgravning eller ved blanding af jord fra lokaliteten.

Anvendelse af tilført jord skal i alle tilfælde godkendes særskilt i det konkrete tilfælde.

6.5 Kvalitetskriterier for grundvand

I tabel 6.4 er opstillet kvalitetskriterier for grundvand. De i tabel 6.4 opstillede kvalitetskriterier svarer til "krav til grundvand ved almindelig luftning og filtrering" i vejledningen om boringskontrol på vandværker /26/. Her findes også krav til en række andre stoffer og parametre.

I forbindelse med udarbejdelse af sundhedsmæssigt baserede kvalitetskriterier er der for en lang række af de i tabel 6.4 nævnte stoffer udarbejdet kortfattede datablade, hvor de væsentligste data samt konklusioner fra baggrundsdokumentationen er opstillet. Disse datablade findes samlet i rapporten "Toksikologiske kvalitetskriterier for jord og drikkevand" /9/.

Kvalitetskriterier,
grundvand

Tabel 6.4

Kvalitetskriterier for grundvand under forurenede grunde.

¹⁾ Sum af fluoranthen, benz(b)fluoranthen, benz(k)fluoranthen, benz(a)pyren, benzo(g,h,i)perylene, indeno(1,2,3 - cd)pyren.

| Stof | Grundvandskvalitetskriterier, µg/l | Baggrunds-niveau, µg/l |
|---|------------------------------------|------------------------|
| Acetone | 10 | |
| Arsen | 8 | 0,1->8 |
| Benzen | 1 | |
| Bly | 1 | 0,1->1 |
| Bor | 300 | 10->300 |
| Butylacetater | 10 | |
| Cadmium | 0,5 | 0,005->0,5 |
| Chlorede opløsningsmidler (+ Vinylchlorid) | 1 | |
| Chloroform | Så lavt som muligt | |
| Chrom, total | 25 | 0,04-10 |
| Chrom 6 | 1 | |
| Cyanid, total | 50 | |
| DEHP | 1 | |
| Detergenter, anioniske | 100 | |
| 1,2-dibromethan | 0,01 | |
| Diethylether | 10 | |
| Isopropylalkohol | 10 | |
| Kobber | 100 | 0,1->50 |

| Stof | Grundvandskvalitetskriterier, µg/l | Baggrunds-niveau, µg/l |
|-----------------------------------|------------------------------------|------------------------|
| PAH ¹⁾ | 0,2 | |
| Methylisobutylketon | 10 | |
| Methyl-tert-butylether (MTBE) | 30 | |
| Mineralolie, total | 9 | |
| Molybdæn | 20 | 0,2-20 |
| Naphthalen | 1 | |
| Nikkel | 10 | 0,1->10 |
| Nitrophenoler | 0,5 | |
| Pentachlorphenol | Ikke målelig | |
| Pesticider, total | 0,5 | |
| Pesticider | 0,1 | |
| Pesticider, persistente klorerede | 0,03 | |
| Phenoler | 0,5 | |
| Phthalater (+DEHP) | 10 | |
| Styren | 1 | |
| Toluen | 5 | |
| Vinylchlorid | 0,2 | |
| Xylener | 5 | |
| Zink | 100 | 0,5->100 |

Kvalitetskravene for grundvandet er fastsat ud fra en samlet vurdering af vandets vej til forbrugeren. Grundvand, der kan bruges til drikkevand skal være af en sådan kvalitet, at grundvandet, efter summen af påvirkninger før vandet når forbrugeren, opfylder de fastsatte drikkevandskrav.

De fysiske-kemiske forhold og grundvandsmagasinerne sårbarhed bestemmer spredningen fra kilden og til grundvandsmagasinerne og har dermed indflydelse på kvalitetskravene.

Kvalitetskravene skal være opfyldt i de primære grundvandsmagasiner. Kvalitetskravene skal ligeledes være opfyldt i det øverstliggende grundvandsmagasin, der kan forårsage en betydende forureningsspredning eller som kan være anvendeligt til vandforsyningsformål.

Et vigtigt led ved risikovurderingen (kap. 5.4) er derfor at opstille et acceptabelt niveau for restforureningen på grunden i relation til en grundvandspåvirkning.

6.6 Kvalitetskriterier for luft

Definitioner

I forbindelse med vurdering af afdampning af letflygtige komponenter fra forurenede grunde skelnes mellem begreberne afdampningskriterie og luftgrænseværdi. En definition af disse begreber findes i tabel 6.5.

Tabel 6.5

Definition af kriterier for luft.

| | |
|---------------------|--|
| Afdampningskriterie | Luftkvalitetskriterier for afdampning til ovenstående luft er en bidragsværdi, som generelt sættes lig luftgrænseværdien (se nedenfor). |
| Luftgrænseværdi | Miljøstyrelsen fastlægger luftgrænseværdier ud fra toksikologiske vurderinger. Luftgrænseværdierne anvendes dels til fastsættelse af forurenende virksomheders maksimalt tilladelige bidrag af stoffer i luften som immission (B-værdier) og dels til fastsættelse af luftkvalitetskriterier for afdampning til ovenstående luft. |

Der er opstillet en række kriterier for afdampning fra jorden. Kriterierne kan anvendes til vurdering af friarealer og til vurdering af afdampningen til indeklimaet i overliggende bygninger.

Som en generel regel må afdampningen af kemiske stoffer fra en forurennet grund ikke medføre et højere bidrag til den ovenstående luft end afdampningskriterierne. Luftkvalitetskriterier for afdampning til ovenstående luft er generelt sammenfaldende med Miljøstyrelsens luftgrænseværdier.

I tabel 6.6 er opstillet kvalitetskriterier for afdampning til ovenstående luft.

Tabel 6.6

Kvalitetskriterier for afdampning på forurenede grunde.

| Stof | Luftkvalitetskriterier for afdampning til ovenstående luft mg/m ³ |
|--|---|
| Acetone | 0,4 |
| Aromatiske kulbrinter | |
| C ₉ - C ₁₀ , total | 0,03 |
| Benzen | 0,000125 |
| Butylacetater | 0,1 |
| Chloroform | 0,02 |
| Cyanider, syreflygtige | 0,06 |
| Diethylether | 1 |
| Isopropanol | 1 |
| Kulbrinter, total | 0,1 |
| Methylisobutylketon | 0,2 |
| MTBE | 0,03 |
| Naphthalen | 0,04 |
| Phenoler | |
| Phenol | 0,02 |
| Methylphenoler (cresoler) | 0,0001 |
| Dimethylphenoler (xylenoler) | 0,001 |
| Chlorphenoler, sum af chlorphenoler, dichlorphenoler, trichlorphenoler og tetrachlorphenoler. | 0,00002 |
| Pentachlorphenol, PCP | 0,000001 |
| Nitrophenoler | 0,005 |
| Styren | 0,1 |
| Tetrachlormethan | 0,005 |
| Tetrachlorethylen | 0,00025 |
| Toluen | 0,4 |
| Trichlorethylen | 0,001 |
| Vinylchlorid | 0,00005 |
| Xylener | 0,1 |

Der er opstillet luftgrænseværdier for mange flere stoffer end de i tabel 6.6 nævnte. Værdierne kan findes ud fra baggrundsdokumentationen til B-værdi listen jf. nedenstående opdeling i fire stofkategorier. I øvrigt fastsætter Miljøstyrelsen løbende luftgrænseværdier for andre stoffer, ligesom værdier for allerede listede stoffer revurderes.

Ved implementeringen af luftgrænseværdier til B-værdier skelnes der mellem 4 forskellige tilfælde /19/.

- Stoffer, hvor alene den samlede dosis og dermed i realiteten gennemsnitskoncentrationen af stoffet er afgørende for en effekt. I sådanne tilfælde fastsættes B-værdien til 40 x luftgrænseværdien.
- Stoffer, der er akut eller subakut virkende. I disse tilfælde fastsættes B-værdien til luftgrænseværdien.
- Stoffer, hvor lugten er den begrænsende faktor. I disse tilfælde er B-værdien fastsat til lugtgrænsen.
- Stoffer, der har en umiddelbar akut virkning. Her fastsættes B-værdien til 1/10 af luftgrænseværdien.

Der henvises i øvrigt til den baggrundsdokumentation, som har ligget til grund for fastsættelsen af B-værdien /21/.

6.7 Kvalitetskriteriernes anvendelse og begrænsning

Uafhængige kriterier

Der skal gøres opmærksom på, at grundvandskriteriet er uafhængigt af jordkvalitetskriteriet, idet overholdelse af jordkvalitetskriteriet ikke automatisk vil sikre en overholdelse af kriterierne i vandet.

I lighed med grundvandskriteriet gælder det, at afdampningskriteriet er uafhængigt af jordkriteriet, da overholdelse af jordkriteriet ikke automatisk vil medføre en overholdelse af afdampningskriteriet.

Det ville selvfølgelig være praktisk, hvis man kunne nøjes med et overordnet kriterie for jord, der så samtidig sikrede, at der ikke forekom afdampning og/eller nedsivning i betydende grad. Dette er for øjeblikket ikke muligt.

Høje baggrunds niveauer

Der vil kunne forekomme situationer, hvor der må ses bort fra kvalitetskriterierne. Fx skal jordkvalitetskriteriet ikke anvendes ukritisk, hvis det naturlige baggrunds niveau af et givet tungmetal er højere end jordkvalitetskriteriet. Tilsvarende kan der forekomme områder, hvor grundvandet har et naturligt forhøjet indhold af klorid eller organisk stof.

7 Rapportering

Det er vigtigt, at resultater fra undersøgelserne rapporteres på en letforståelig og overskuelig måde. Tekstdelen bør være kortfattet og klar, og teksten bør understøttes af oversigtlige skemaer og figurer.

7.1 Indledende undersøgelser

7.1.1 Disposition af rapport

Nedenfor er der givet et eksempel på en disposition, som kan bruges ved rapportering af en indledende undersøgelse.

Disposition

Resumé

Indholdsfortegnelse

Appendiks- og bilagsfortegnelse

1. Indledning
2. Beskrivelse af lokaliteten
 - 2.1 Historisk redegørelse
 - 2.2 Grundens nuværende og fremtidige anvendelse
 - 2.3 Vandindvindingsinteresser og nærliggende overfladerecipienter
3. Formål og strategi
4. Undersøgelsens omfang
5. Geologi og hydrogeologi
6. Forureningens omfang
 - 6.1 Forurening af jord
 - 6.2 Forurening af grundvand
7. Risikovurderinger
8. Sammenfatning og anbefalinger
9. Referencer

Resumé

Rapporten indledes med et resumé. Dette skal kort og præcist give et forhåndsindtryk af rapportens indhold. Detaljer som koteangivelser og nøjagtige koncentrationer af forureninger medtages som hovedregel ikke i resuméet.

Indholdsfortegnelse

Rapporten inddeles i hovedafsnit og i underafsnit, som nummereres med arabertal. Flere end 3 niveauer bør undgås for overskuelighedens skyld. Så må der hellere indføres et hovedafsnit mere.

Appendiks- og bilags- fortegnelse

Forrest i rapporten bør der desuden være en fortegnelse over de appendiks og bilag, som hører til rapporten.

Indledning

Indledningen bør indeholde følgende oplysninger om lokaliteten og undersøgelsen:

- Adresse
- Matrikelnummer
- Eventuelt registrerings- eller kortlægningsnummer
- Ejerforhold
- Rekvirent
- Boreentreprenører og analyselaboratorier
- Eventuel konsulent.
- Kort beskrivelse af situationen

Beskrivelse

Kapitel 2 om beskrivelse af lokaliteten kan indeholde de i dispositionen nævnte underafsnit:

- Historisk redegørelse
- Herudens nuværende og fremtidige anvendelse
- Vandindvindingsinteresser og overfladerecipienter i området.

Formål og strategi

Formålet med undersøgelsen angives, og den valgte strategi beskrives og begrundes ud fra beskrivelsen af lokaliteten og formålet med undersøgelsen.

Undersøgelsens omfang

I kapitel 4 beskrives omfanget af de udførte undersøgelser. Tekniske detaljer, som udførelse af borearbejde, prøvetagning, metodebeskrivelser for geofysiske undersøgelser og lignende, kan eventuelt henvises til appendiks.

Det valgte program til analyse kan angives i teksten, eventuelt i tabelform. Er programmet omfattende kan det i stedet vedlægges som appendiks eller bilag.

Geologi og hydrogeologi

Områdets regionale geologi og hydrogeologi beskrives ud fra blandt andet cirkeldiagramkort og foreliggende litteratur. Der udarbejdes relevante geologiske snit og potentialekort for relevante magasiner. Magasinernes sårbarhed vurderes på grundlag af geologiske forhold og potentialeforhold.

Ud fra den terrænnære geologi og hydrogeologi vurderes risikoen for påvirkning af eventuelle overfladerecipienter.

Desuden vurderes risikoen for påvirkning af nabogrunde.

Forureningens omfang

I dette kapitel gives en beskrivelse af forureningens art, styrke og omfang, typisk i forhold til det pågældende medies kvalitetskriterier.

Resultaterne af de kemiske analyser vedlægges som laboratorierapporter i bilag. Resultaterne kan hensigtsmæssigt samles i tabelform i teksten eller, hvis de er meget omfattende, i bilag.

Er der mange resultater, kan det være uoverskueligt alene at angive dem i tabelform. Det kan i mange tilfælde være hensigtsmæssigt at præsentere resultaterne grafisk.

Risikovurdering

I kapitel 7 sammenstilles de geologiske og hydrogeologiske informationer med oplysninger om forureningens omfang. Der gives på denne baggrund en vurdering af forureningsforholdene på og omkring den undersøgte grund. Der foretages en risikovurdering med henblik på at give anbefalinger vedrørende eventuelle supplerende undersøgelser eller afværgeforanstaltninger.

Sammenfatning og anbefalinger

Der gives en sammenfatning af de udførte undersøgelser og af de væsentligste resultater.

7.1.2 Figurer og tabeller

Figurer og tabeller er en meget vigtig del af en rapport. De medtages for at lette forståelsen og give overblik. Skal der præsenteres mere end et par tal i en tekst, gøres det mere overskueligt i en tabel.

I appendiks 7.1 er der angivet, hvilke figurer en rapport over indledende forureningsundersøgelser kan indeholde. I mange tilfælde vil der ikke være tilstrækkelig plads til, at data kan anskueliggøres tilfredsstillende i en figur i teksten. De må så placeres i et bilag.

7.1.3 Appendiks og bilag

I appendiks 7.1 er der angivet en fortegnelse over, hvilke appendiks og figurer en rapport kan indeholde. Fortegnelserne kan suppleres med yderligere appendikser og bilag efter behov.

Er der tale om meget omfangsrige bilag, kan det være hensigtsmæssigt at vedlægge disse separat.

7.2 Supplerende undersøgelser

Rapporter over supplerende undersøgelser opbygges principielt med samme disposition som rapporter over indledende undersøgelser.

Der kan dog ikke gives en generelt dækkende disposition for de supplerende undersøgelser, da disse kan have meget varierende formål og indhold.

Det skal nævnes, at relevante resultater fra tidligere udførte undersøgelser bør medtages og indarbejdes ved rapporteringen af supplerende undersøgelser.

De samlede vurderinger af resultaterne vil ofte være risikovurderinger, og undersøgelserne vil ofte munde ud i forslag til skitseprojekteringer af afværgetiltag, hvis der er en risiko.

8 Projektering

8.1 Overordnede forhold

Baggrund

Dette kapitel omhandler de tilfælde, hvor der skal foretages afværgeforanstaltninger. Miljøstyrelsen har udgivet "Projektstyringshåndbog for jord- og grundvandsforureninger" (1995), som dette kapitel generelt henviser til /27/.

Organisation og kompetence

Det er væsentligt for beslutningstagningen, at der forud for et afværgeprojekt opstilles en organisationsplan med klare regler om kompetencefordelingen. Ansvarsområder med beføjelser for fagligt indhold og overholdelse af tidsfrister og økonomi bør fremgå af projektorganisationen.

Myndighedsbestemmelser og vejledninger

I forbindelse med afværgeprojekter anvendes der udover miljøbeskyttelses- og affaldsdepotloven en række regler og vejledninger, fx afsnit fra arbejdsmiljøloven, byggelovgivningen samt anlægstekniske regler, normer og anvisninger mv. De væsentligste regelsæt fremgår af "Projektstyringshåndbogen" /27/.

Tilladelser

Der skal indhentes tilladelser hos kommune og amt i forbindelse med arbejdet. I amtet skal der bl.a. søges om tilladelse til:

- Afledning til regnvandssystem og recipienter
- Oppumpning af grundvand (afværgepumpning)
- Etablering af behandlingsanlæg
- Etablering af depoter
- Opsætning af hegn (landzone)

I kommunen skal der bl.a. søges om tilladelse til:

- Udledning til luft (kap. 5 virksomheder)
- Afledning til kloak
- Gravetilladelser
- Nedrivning af bygninger
- Afpropning af kloaker
- Opsætning af hegn (byzone)

Kommunen skal endvidere anvise deponerings-/behandlingssted for affald og forurenede jord.

Nyt byggeri på forurenede grunde

Hvis der på en forurenede grund skal ske ændret arealanvendelse/nyt byggeri, så kan afværgeprojektet med fordel kombineres med byggeprojektet. Man bør i disse tilfælde tilpasse byggeriet til forureningen, så det giver mindst mulig gene, fx ved kommende arealanvendelse (indeklima/udearealer) og arbejdsmiljø under selve arbejdet. Byggeriet skal placeres, så der på et senere tidspunkt er mulighed for at foretage afværgeforanstaltninger overfor eventuelt efterladt forurening.

Standardiseret sagsforløb

Når risikovurderingerne giver anledning til gennemførelse af afværgeforanstaltninger bør undersøgelsesfasen munde ud i en "standardiseret" projektering omfattende udarbejdelse af skitseprojekt, detailprojekt og herefter udbudsmateriale til entreprenør. Sammenhængen mellem delelementer i de forskellige projekter fremgår af tabel 8.1.

Sammenhæng mellem projekteringsfaser

Tabel 8.1

Sammenhæng mellem skitseprojekt, detailprojekt og udbudsmateriale til entreprenør.

| | Skitseprojekt | Detailprojekt | Udbuds/licitationsmateriale |
|--------------------|---|--------------------------------|---|
| Teknik | Overordnet beskrivelse af principielle tekniske løsninger | Detaljeret teknisk beskrivelse | Detaljeret teknisk beskrivelse ^{*)} |
| Økonomi | Groft prisoverslag | Detaljeret prisoverslag | Tilbudslistes (TAG ^{**) og TBL^{***)}} |
| Tid og betingelser | Overordnet tidsplan | Detaltidsplan | AB92 ^{****)} og Særlige betingelser (SB) |

^{*)}: I et udbuds-/licitationsmateriale kaldes dette ofte "Arbejdsbeskrivelse" eller "Særlig arbejdsbeskrivelse" (SAB) og "Tegninger".

^{**)}: TAG er en forkortelse af tilbud og afregningsgrundlag.

^{***)}: TBL er en forkortelse af tilbudsliste.

^{****)}: AB92 er en forkortelse af Almindelige betingelser udgivet i 1992.

I nogle tilfælde kan det være hensigtsmæssigt, at gennemføre undersøgelser og afværgeforanstaltninger efter en fremgangsmåde som ved et almindeligt bygge- og anlægsprojekt /2/.

EU's udbudsregler

EU har fastsat regler for køb af varer, anskaffelse af tjenesteydelser og udførelse af anlægsopgaver gennem EU-udbud. Der gælder følgende tærskelværdier for, om produktet/ydelsen skal i EU-udbud (1997-priser):

| Kontraktform | SDR *) | ECU | DKK |
|--|-----------|-----------|------------|
| Statslige tjenesteydelseskontrakter | 130.000 | 137.537 | 1.031.998 |
| Amtskommunale og kommunale tjenesteydelseskontrakter a) | 200.000 | 211.595 | 1.587.689 |
| Statslige indkøbskontrakter | 130.000 | 137.537 | 1.031.998 |
| Amtskommunale og kommunale indkøbskontrakter | 200.000 | 211.595 | 1.587.689 |
| Offentlige bygge- og anlægskontrakter samt for forsyningsvirksomheder a) | 5.000.000 | 5.289.883 | 39.692.229 |

*) SDR : Special Drawing Rights.

a) Der gælder udover nævnte værdier visse undtagelser og supplementer /55/.

Herudover skal man være opmærksom på, at der ved EU-udbud gælder en række tidsfrister.

8.2 Skitseprojekt

Disposition

Skitseprojekteringen består af udarbejdelse af et eller flere alternative projekter, der skal opfylde de opstillede krav til afværgeprojektet. Ved udarbejdelse af skitseprojekter kan nedenstående anvendes som disposition:

1. Indledning
2. Baggrund for afværgeprojekt
3. Formål, herunder foreningsudbredelse og risiko

4. Afværgeforanstaltninger
5. Drifts- og kontrolfase
6. Tidsplan og økonomi
7. anbefalinger

Indledning

Indledningen skal indeholde oplysninger om grunden:

- Adresse, matrikelnummer samt evt. affaldsdepotnummer (lokalitetens placering vises på en oversigtsplan).
- Ejerforhold.
- Referencer til relevante undersøgelsesrapporter.
- Rekvirent.
- Konsulent.

Baggrund

Baggrunden for iværksættelse af afværgeforanstaltninger beskrives ud fra den historiske udredning samt ud fra de forudgående undersøgelser. Oplysninger om arealanvendelse, grundvandsinteresser og/eller recipientkvalitetsmålsætninger, forureningens omfang samt risikovurderinger m.m. er relevante i denne sammenhæng.

Formål

Formålet med iværksættelse af afværgeforanstaltninger samt de krav som afværgeforanstaltningerne skal opfylde, bør beskrives under formål.

Afværgeforanstaltninger

Der gives et eller evt. flere forslag til afværgeforanstaltninger, der opfylder de krav, som er stillet til afværgeprojektet. I forbindelse med hvert forslag beskrives kortfattet:

- Kriterier for valg af teknik.
- Projektbeskrivelse.
- Nødvendige dimensionsgivende tests til udførelse.
- Oversigt over nødvendige myndighedsgodkendelser.
- Vurderinger af den generelle miljøbelastning af de foreslåede foranstaltninger.
- Arbejdsmiljømæssige vurderinger af de foreslåede foranstaltninger under hensyntagen til forureningstype.

Ved vurderingen af alternative afværgeforslag kan de enkelte forslags pris, kvalitet (opnåede miljøeffekt) og omgivelsernes miljøbelastning (miljøregnskab) indgå som delementer. Sammenlignende økonomiske konsekvensberegninger kan indgå med henblik på at sikre størst mulig miljø- og sundhedsmæssig effekt af de investerede midler. Vurderingen af alternative afværgeforanstaltninger kan tage udgangspunkt i etableringsomkostningerne, driftsomkostningerne,

oprydningshastigheden og -effekten, samt afledte miljøeffekter, således at der opnås mest miljø for de investerede midler. Det forudsættes, at de foreslåede afværgeforanstaltninger alle fjerner den påviste risiko.

Drifts- og kontrolfase

For hvert løsningsforslag gives en kortfattet beskrivelse af drift- og kontrolfase, herunder beskrives også eventuelle monitoringsprogrammer.

Tidsplan

Der gives en foreløbig tidsplan for afværgeforanstaltningernes gennemførelse samt over forløbet af en efterfølgende drifts- og kontrolfase

Økonomi

Der udarbejdes økonomisk overslag over samtlige udgifter forbundet med afværgeprojektet. Overslaget skal således indeholde udgifter til etablering, drift og kontrol af afværgeforanstaltningerne. Herudover skal omkostningerne til udarbejdelse af detailprojekt, udbudsmateriale samt tilsyn, styring og afrapportering med afværgeforanstaltningerne skønnes. Der bør være en ensartet opgørelse af de forskellige poster i henholdsvis skitse- og detailprojekt, således at økonomien bliver nemmere at følge i hele projektføreløbet.

Anbefalinger

På baggrund af de opstillede alternative forslag gives der anbefalinger af den i alle henseender mest hensigtsmæssige udformning af afværgeforanstaltninger på lokaliteten.

8.3 Detailprojekt

Formål

Formålet med detailprojektet er at udarbejde en detaljeret beskrivelse af afværgeforanstaltningernes gennemførelse. Detailprojektet skal omfatte en detaljeret teknisk beskrivelse, en detailtidsplan, en detaljeret økonomioversigt samt beskrivelse af drifts- og kontrolfase. Dele af udbuds-/licitationsmaterialet, som benyttes i licitationsfasen, vil indgå i detailprojektet.

Supplerende undersøgelser

Efter valg af afværgeprojekt under skitseprojekteringen kan det i nogle tilfælde vise sig nødvendigt, under detailprojekteringen, at udføre detailundersøgelser for optimering og dimensionering af afværgemetode. Det kan fx være undersøgelse af funderingsforhold og detailkortlægning af forureningen ved bortgravning af forurening. Hvis der er valgt in-situ oprensning, vil det som regel være relevant at udføre in-situ tests, fx pumpe-tests.

Indledning

Som indledning i detailprojektet indgår ofte en orientering vedrørende projektorganisationen, beliggenhed mv., der desuden er en del af de "Særlige betingelser" (SB) i udbuds/licitationsmaterialet (se afsnit 8.4.2 og appendiks 8.1).

Teknisk beskrivelse

Den tekniske beskrivelse består af en detaljeret beskrivelse af, hvad der skal gennemføres. Denne beskrivelse kan ofte med fordel udarbejdes som "Arbejdsbeskrivelse", der er en del af udbudsmaterialet, der udarbejdes til brug ved licitation/indhentning af tilbud hos entreprenører før udførelse af projektet (se afs. 8.4.2 og appendiks 8.1).

Tidsplan

Der udarbejdes en detaljeret tidsplan for afværgeprojektets gennemførelse samt forløbet af en eventuel efterfølgende drifts- og kontrolfase.

Økonomi

Den til projektet tilhørende økonomi specificeres, så det fremgår, hvilke udgifter der påregnes til konsulenter, entreprenører, jordrensning/deponering, vandrensning, dokumentationsanalyser, arbejdsmiljøforanstaltninger, forsikringer, uforudsete omkostninger, udgifter til drifts- og kontrolfase mv. De enkelte poster skal være sammenlignelige med de i skitseprojektet anførte poster.

8.4 Udbud og udbudsmateriale

8.4.1 Udbud og kontrahering

Udbudsformer

Ved *underhåndsbud* må der højst indhentes to bud.

Hvis der er modtaget *mere end et* underhåndsbud, gælder følgende regler:

- Ved *annullering* skal der forløbe 3 måneder efter annulleringen, før der må indhentes underhåndsbud på samme arbejde eller leverance, men licitation kan straks afholdes.
- Ved *underhåndsbud, der ikke er annullerede*, skal der forløbe 6 måneder fra modtagelsen af det seneste underhåndsbud, før der må indhentes underhåndsbud på samme arbejde eller leverance, og en ny licitation kan ikke afholdes.

Ved *licitation* indhentes normalt tilbud fra mindst 3 bydende. Hvis der er modtaget *et* licitationsbud, gælder følgende regler:

- Ved *annullering* skal der forløbe 3 måneder efter annullering, før der må indhentes underhåndsbud på samme arbejde eller leverance, men licitation kan straks afholdes.
- Ved *licitationsbud, der ikke er annullerede*, skal der forløbe 6 måneder fra licitationsdagen, før der må indhentes underhåndsbud på samme arbejde eller leverance, og en ny licitation på samme arbejde eller leverance kan ikke afholdes.

Annullering skal meddeles skriftligt til hver af de bydende. Der henvises i øvrigt til licitationsloven /28/.

Rådgiverudbud og -aftaler

Rådgiver vælges eventuelt ud fra licitation eller underhåndsbud. Herefter udformes der standardaftaler mellem bygherre og rådgiver. Eksempel på aftale fremgår af projekt om jord og grundvand fra Miljøstyrelsen nr. 5, 1995 /27/.

Entrepriseformer

Der eksisterer principielt 3 typer entreprisformer indenfor bygge- og anlægsvirksomhed:

- Fagentreprise
- Hovedentreprise
- Totalentreprise

Fagentreprise

Fagentreprise svarer til, at bygherren indgår entrepriseaftaler med et antal entreprenører, svarende til fagopdelingen af opgaven. Herved entreses med specialiserede firmaer indenfor forskellige fag. Brug af fagentrepriser kræver omhyggelig tilrettelæggelse og styring fra bygherrens/konsulentens side, idet de forskellige led skal fungere enkeltvis og sammen.

Hovedentreprise

Ved hovedentreprise entreses bygherren kun med en entreprenør. Entreprenøren har herefter styringen af entreprisen, som ofte udføres af underentreprenører. Bygherren har kun aftale med hovedentreprenøren, som således står med ansvaret for ydelser og tidsfrister.

Totalentreprise

Totalentreprise foreligger, når entreprenøren står for såvel arbejdets udførelse som projekteringen. Denne form anvendes sjældent til afværgeprojekter.

Disposition for udbuds- materiale

8.4.2 Udbuds-/licitationsmateriale

Udbudsmaterialet skal indeholde en detaljeret beskrivelse af afværgeprojektet. Nedenfor er givet en disposition for udbudsmaterialet:

- Udbudsbrev
- Entreprenørresumé
- Almindelige betingelser
- Særlige betingelser (SB)
- Arbejdsbeskrivelser
- Særlige arbejdsbeskrivelser
- Tilbud og afregningsgrundlag (TAG)
- Tilbudsliste (TBL)
- Tegninger
- Bilag

Udbudsmaterialets delelementer er nærmere beskrevet i appendiks 8.1.

Tilbudsevaluering og kontrakt

De indkomne tilbud vurderes fagligt og økonomisk. Undertiden indgår der som beslutningsgrundlag en egentlig evalueringsmodel, hvor både pris og projektforslag tillægges hver sin vægt. Der er eksempler på en ligelig vægtning, hvor forslaget og prisen indgår med hver halvdel af vægtningen. Efter projektvalg udarbejdes der kontrakt med entreprenøren. Et eksempel på kontraktaftale fremgår af "Projektstyringshåndbog for jord- og grundvandsforureninger" /27/.

Såfremt tilbudet skal omfatte et projektforslag, skal udbudsbrevet oplyse, at projektforslaget vil indgå i udbyders evaluering, og at udbyder derfor tager forbehold for at antage det tilbud, der indeholder det bedste projektforslag, uanset prisen.

8.5 Tilsyn

Formål

Alt arbejde med afværgetiltag over for forurenede jord eller grundvand bør foregå under miljø- og fagteknisk tilsyn. Formålet med tilsynet er primært at sikre, at afværgeforanstaltningerne gennemføres som beskrevet i detailprojektet, samt at afværgeløsningen kommer til at fungere optimalt. Der skal således udføres et miljøtilsyn med afværgeforanstaltningens effektivitet og et fagtilsyn med entreprenørens ydelser. Følgende arbejdsopgaver ligger normalt hos tilsynet:

- Sikre overholdelse af kvalitetskriterier (fx ved feltmålinger og analyser).
- Sikre overholdelse af procedurer for arbejdsmiljø (fx ved arbejdsmiljømålinger).
- Myndighedskontakt.
- Afsluttende dokumentation for udført arbejde (rapportering til myndigheder).

Man kan ofte med fordel beskrive miljøtilsynets opgaver i en handlingsplan. Erfaringer viser, at der eksempelvis ved afgravninger undertiden opdækkes forurenede områder, som man ikke har været opmærksom på ved de forudgående undersøgelser. Det miljøtekniske tilsyn skal sikre, at sådanne situationer håndteres som specificeret i detailprojektet.

Slutrapportering af gennemført afværgeforanstaltning

Der skal i forbindelse med tilsynet udarbejdes en tilsynsrapport, der dokumenterer, at projektets kvalitet er overholdt. Rapporten skal indeholde en beskrivelse af afværgeprojektets udførelse. Rapporten kan for eksempel ved afgravning af jord indeholde angivelser af, hvor der er afgravet jord, jordmængder og jorddisponering. Rapporten bør samtidig indeholde en målfast plan med angivelse af udtagede kontrolprøver, indmålte koter samt analyseresultater og dokumentation for eventuelle restforureningers placering og koncentration. Afgørelser fra det oprindeligt projekterede bør fremgå. For en mere indgående beskrivelse af tilsynsopgaverne henvises til "Projektstyringshåndbogen" /27/.

8.6 Arbejdsmiljø og eksternt miljø

8.6.1 Arbejdsmiljø

Ansvar

Ved entreprenørarbejde ved afværgeforanstaltninger er både den projekterende og entreprenøren ansvarlig i henhold til arbejdsmiljøloven. Den projekterende bør udarbejde de nødvendige krav til entreprenøren i forhold til arbejdsmiljøloven og ud fra erfaringer. Forslaget bør drøftes med Arbejdstilsynet, således at evt. problemer eller uklarheder løses før arbejdet igangsættes. Der gøres opmærksom på at Arbejdstilsynet ikke udsteder en formel godkendelse af arbejdsmiljøforanstaltninger. Bygherren og dennes tilsyn er selv ansvarlig for, at arbejdsmiljøloven overholdes for egne medarbejdere. En instruks for arbejdsmiljøforanstaltninger for tilsynet bør udarbejdes.

Udbudsmateriale

Entreprenøren skal underrettes om art, koncentration og udbredelse af forurening fundet ved de gennemførte undersøgelser. Udbudsmaterialet skal derfor omfatte resumé af resultater opnået ved de foregående undersøgelser. Herudover bør der være oplysninger om krav til arbejdsmiljøforanstaltninger som valg af egnet åndedrætsværn og andre personlige værnemidler, personlig hygiejne, særlige skur- og velfærdsfaciliteter, særlige forhold ved færdsel til og fra arbejdsstedet (vaskepladser og slusesystemer mv.), tekniske foranstaltninger som anvendelse af luftforsynede overtryksskabiner på gravemaskiner, forholdsregler ved behandling, transport og deponering af forurennet jord. Entreprenørens bedriftsundhedstjeneste (BST) kan herudover tages på råd af entreprenøren, før foranstaltningerne iværksættes.

Sikkerheds- og sundhedsplan

Der skal forud for arbejdets iværksættelse udarbejdes en plan for byggepladsens sikkerhed og sundhed /29/. Planen skal løbende ajourføres, og den skal i hele byggeperioden være tilgængelig for de ansatte og arbejdsgiverne på pladsen. Ansvar for udarbejdelsen ligger i afværgeprojekter som regel hos arbejdsgiveren på pladsen, det vil normalt sige den udførende entreprenør. Hvis 2 eller flere arbejdsgivere samtidig beskæftiger flere end 10 personer på pladsen, påhviler det bygherren at udarbejde og ajourføre planen. Planen bør drøftes ved et opstartsmøde mellem tilsyn, entreprenør, Arbejdstilsyn og evt. bygherre.

Arbejdstilsyn

Byggepladsen skal anmeldes til Arbejdstilsynet, hvis arbejdets forventede varighed overstiger 30 arbejdsdage og mindst 20 ansatte er beskæftiget samtidigt, eller hvis den formodede arbejdsmængde overstiger 500 mandedage. Anmeldelsen skal foretages af bygherren. Det anbefales altid at anmelde arbejde i forurennet jord til Arbejdstilsynet.

Love og bekendtgørelser

Referencer til arbejdsmiljøloven, bekendtgørelser og anvisninger fremgår af /27/.

Gener for omgivelserne

8.6.2 Eksternt miljø

Planlægningen bør endvidere omfatte forholdsregler over for det eksterne miljø. Der kan være følgende gener med angivelse af mulige afhjælpningsforslag:

- Støvgener ved jordarbejde (støvmålinger og vanding).
- Støjgener (støjmålinger og begrænsning til bestemte tidsrum).

- Lugtgener (lugtvurderinger og overdækning eller ventilation med luftafkastfiltre).

Information til grundejere, naboer og beboere

Det er af stor vigtighed for sikring af et godt projektforsløb at holde en tæt kontakt til grundejere og eventuelle beboere. Her kan være tale om fremsendelse af rapporter, afholdelse af møder før projektet sendes i udbud (mulighed for ændringer), aftaler om retablering, information af naboer (evt. borgermøde), evt. afholdelse af møder undervejs (større sager) og fælles gennemgang efter retablering.

8.7 Projekt- og kvalitetsstyring

Med henblik på at styre afværgeprojekterne optimalt med hensyn til kvalitet, tid og økonomi er det hensigtsmæssigt at inddrage projektledelse, kvalitetssikring og herunder miljøledelse.

Projektledeelse

Hjælpeidler hertil er bl.a. aktivitetsbeskrivelse med opdeling i delaktiviteter, organisationsplan med beskrivelse af kompetence og arbejdsopgaver, tidsplaner, -kontrol og fremdriftskontrol, budgetkontroller og dokumentfordeling.

Kvalitetssikring

Der skal gennemføres kvalitetssikring, som omfatter planlægning af kontroller, selve kontrollerne samt dokumentation af kontrollerne. Kvalitetssikringens omfang afhænger af projektets størrelse, men der bør altid udarbejdes en K.S-plan, der som minimum indeholder hvilke delopgaver, der skal kontrolleres, og hvilke medarbejdere der skal forestå kontrollerne (ikke udførende medarbejdere). Kvalitetssikringen vil desuden normalt omfatte dokumentstyring og -kontrol og projektgranskning m.m.

Miljøledelse

Miljøledelsessystem er et relativt nyt redskab som har vundet indpas som et styringsredskab ved afværgeprojekter, for sikring af en miljørigtig udførelse og minimering af den totale miljøbelastning. Styringselementer i miljøledelsen er bl.a. projektets energiresourcer (forbrug af energi, forbrug af transport, valg af maskiner), materileressourcer (forbrug af råstoffer), forbrug af vandressourcer, byggepladsens indretning og drift, sundhedseffekter for producenter, brugere, naboer, globale, regionale og lokale sundhedseffekter samt hensyn til den teknologiske udvikling. Projektets størrelse vil have indflydelse på behovet for miljøledelse.

8.8 Projektafslutning

Afleveringsforretning

Ved arbejdets afslutning afholdes der afleveringsforretning i henhold til AB92, paragraf 28 og 29 /30/.

Mangler

Ifølge AB92, paragraf 37, har entreprenøren pligt og ret til at afhjælpe mangler, der påvises efter afleveringen /30/.

1-års eftersyn

Ifølge AB92, paragraf 37, skal bygherren indkalde til en gennemgang af arbejdet senest et år efter afleveringen /30/.

5-års eftersyn

Ifølge AB92, paragraf 38, kan bygherre eller entreprenør indkalde til et eftersyn senest 30 dage før udløbet af 5-års perioden efter afleveringen /30/.

Driftsafslutning

Når alle opstillede kriterier er overholdt, afsluttes driften og der udarbejdes en afslutningsrapport herfor.

Afslutningsrapport

Der udarbejdes en afslutningsrapport, som dokumenterer overholdelsen af opstillede slutkriterier. I rapporten skal principielt indgå de observationer, som er gjort ved tilsynet.

9 Afværg

Indledning

Nærværende afsnit er struktureret med "forureningsmedium" som de 3 hovedafsnit (jordforurening, grundvandsforurening og poreluft-/gasforurening). Hovedafsnittene er så vidt muligt underinddelt i oprensningsteknikker for de enkelte medier. Da der for tiden sker en hurtig udvikling med hensyn til oprydningsteknikker, vil der blive skelnet mellem metoder, der er velafprøvede, og nye metoder. Der er herudover som en hjælp til valg af afværgeteknik, i vedlagte appendiks 9.1, lavet en tabel med omkostninger, fordele og ulemper for hver prissat afværgeforanstaltning, samt hvilke forureningskomponenter der kan forventes behandlet ved metoden. Formålet er at angive en vifte af mulige afværgeforanstaltninger og generelt beskrive dem. Hvorvidt en given afværgeteknik kan anvendes på en konkret lokalitet afhænger af en række lokalitetsspecifikke forhold. Derfor bør valget af metode kobles tæt med driftkontrollen og kontrollen for den gennemførte foranstaltning jf. afsnit 10.

Information

Udviklingen indenfor afværgeteknik går stærkt i disse år. Informationen omkring alternative renseteknologier er derfor stor. Der findes internationale databaser, der giver opdaterede informationer om de nyeste aspekter inden for forureningsoprensning. Herudover er Internettet en ny kilde til hurtig ny viden, som i fremtiden vil være meget benyttet. Der findes for nuværende adresser, som er relevante, fx fra US-EPA (Hazard waste clean-up information) som har følgende "sti": <http://clu-in.com> (marts 1997) eller den danske "grundvand på Internettet": <http://met.uni-c.dk/~nrv/> (marts 1997), som indeholder mange relevante "links" til andre relevante adresser.

9.1 Oprydningsformål

Arealanvendelse, grundvand og recipienter

Hvis der ved risikovurderingen (se afsnit 5) konkluderes, at det er forbundet med en sundhedsrisiko at færdes på arealet, indendørs eller udendørs, eller at grundvands- eller recipientinteresser er truet, skal der foretages afværgeforanstaltning herfor.

Formål

9.1.1 Afværgeforanstaltninger i forhold til arealanvendelse
Afværgeforanstaltninger i forhold til arealanvendelsen skal tage sigte på at fjerne eller afskære forureningen, hindre eller mindske eksponeringen.

Strategier

Dette kan opnås ved følgende afværgestrategier:

- Afgravning af forurenede jord med efterfølgende off-site (ex-site) eller on-site behandling.
- In-situ behandling af jord og grundvand.
- Oppumpning af terrænnært grundvand.
- Byggetekniske foranstaltninger til reduktion af eksponering af dampe indendørs.
- Anlægstekniske foranstaltninger til hindring eller reduktion af eksponering udendørs, og til hindring af forureningsspredning /14/.

Endvidere kan eksponeringen mindskes ved at ændre eller tilpasse arealanvendelsen til de aktuelle forhold.

Formål

9.1.2 Afværgeforanstaltninger for grundvand og recipienter
Afværgeforanstaltninger i forhold til grundvandet og recipienterne tager sigte på at reducere eller hindre spredningen til grundvandsmagasiner og recipienter.

Strategier

Dette kan opnås ved følgende afværgestrategier:

- Afgravning af forurenede jord med efterfølgende off-site (ex-site) eller on-site behandling.
- Aktiv in-situ behandling af jord og grundvand.
- Pumpestrategier med evt. efterfølgende vandrensning.
- Immobilisering af forureningskomponenterne (forsegling, stabilisering, indkapsling, afskæring, fiksering, vitrifikation).

9.2 Afværagemetoder over for jordforurening

9.2.1 Oversigt over afværagemetoder

Generelt

Der sker for tiden en hurtig udvikling med hensyn til afværagemetoder. For mange af de nye metoder er der ikke dokumentation for effekten under danske forhold. Oversigten er derfor opdelt dels i

velafprøvede afværgemetoder, dels i afværgemetoder med potentielle muligheder i Danmark.

Man skelner mellem in-situ, on-site og off-site (ex-site) metoder. Der har i forhold til jordforurening været igangsat og afsluttet følgende afværgemetoder i Danmark /31, 32/:

- Afgravning med jorddisponering på centrale behandlingsanlæg (ex-site).
- Afgravning med jorddisponering på deponeringsanlæg (ex-site).
- Afgravning med jorddisponering på behandlingsanlæg (on-site).
- Vacuumekstraktion (-ventilation) (in-situ).
- Forceret udvaskning (in-situ).
- Byggetekniske og anlægstekniske foranstaltninger (on-site/in-situ).

Herudover findes der afværgemetoder som ikke er fuldt afprøvede, men med forskellige potentielle fremtidsmuligheder i Danmark. Her kan nævnes følgende /31, 32/:

- Bioventilation
- Biologisk rensning (møkuleringsteknik)
- Detergentudvaskning
- Immobilisering (virifikation, stabilisering)
- Elektrokinetik
- Dampstripping
- Kemisk behandling
- "Pneumatisk frakturering"

Kriterier for valg af metode

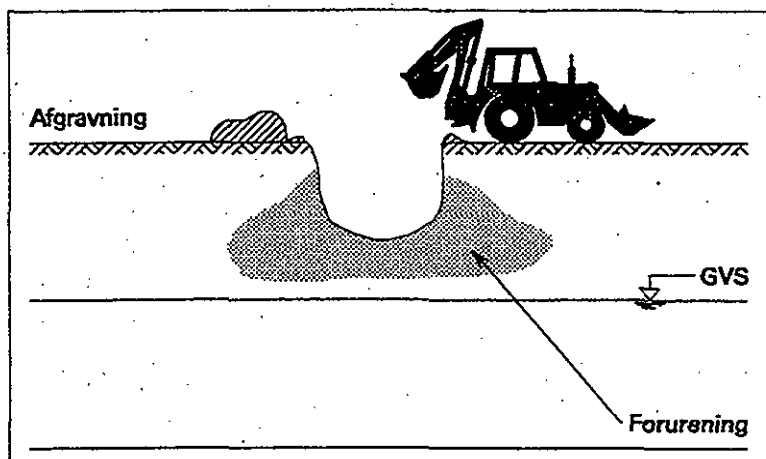
Metodevalget er afhængigt af mange faktorer; fx forureningstype, forureningens placering, jordtype, geologi og hydrogeologi, tidsforbrug ved oprensningen, oprensningseffekt og acceptable restforureninger, arealanvendelse og -indretning, arbejdsmiljø ved afværgeforanstaltningen, omkostninger ved metoden og ikke mindst dokumentation for metodens anvendelse. Herudover bør de afledte miljøeffekter vurderes, så der opnås mest miljø for de investerede midler. Det forudsættes, at de foreslåede afværgeforanstaltninger alle fjerner den påviste risiko.

Økonomi

Udover nedenstående beskrivelser, er oversigten for valg af afværgemåde samlet og overskueliggjort i et skema på appendiks 9.1, hvor der også er givet priseksempler på omkostningerne ved metoderne.

9.2.2 Afgravning

Afgravning er langt den mest benyttede afværgemetode overfor jordforurening. Ved afgravning fjernes forureningen, normalt med gravemaskiner, under kontrollerede forhold indtil udgravningens sider og bund er tilstrækkelig rene. Dette bestemmes af acceptkriterier for den konkrete forurening, som skal overholdes ved afslutningen af gravearbejdet, jf. vurderinger beskrevet i afsnit 5 og 6.



Figur 9.1

Afgravning af jordforurening.

Udgravningens stabilitet

For at sikre stabiliteten af bygninger o.l. skal funderingsnormen (DS 415) desuden følges ved al gravearbejde /33/. Et eksempel på hvordan dette gøres i praksis er beskrevet i appendiks 9.2.

Kontrol og dokumentation

Afgravningskriterierne skal dokumenteres ved analyser af jordprøver udtaget i den resulterende udgravnings sider og bund. Kontrolfasen er for afgravning sammenfaldende med afværgefasen, og fremgangsmåden er nærmere beskrevet i afsnit 10. For at sikre at kravene bliver overholdt, skal afgravningen ske under miljøteknisk tilsyn. Det miljøtekniske tilsyn er beskrevet under afsnit 8.5.

Valg af metode

Der har indtil begyndelsen af 90'erne ikke været reelle alternativer til afgravning, hvorfor metoden stadig er den mest benyttede. Fordele ved metoden er, at den er hurtig og veldokumenteret. Stort set alle afsluttede afværgeprojekter over for jordforurening er udført ved hjælp af afgravning. Afgravning er desuden anvendelig ved alle jordtyper og forureningstyper. Ulempen ved metoden er de afledte miljøeffekter.

9.2.3 Behandlingsmetoder for afgravet jord

Jorddisponering

Kommunerne har efter 1990 haft anvisningspligt for alt erhvervsaffald, herunder forurenede jord og forurenede byggeaffald (udskillere, tanke, fundamenter o.l.). Der findes ofte en generel inddeling af jord i forureningsklasser, med henblik på jordens disponering /34/.

Centrale behandlingsanlæg

Der findes flere centrale jordrenselokaliteter, hvoraf de fleste renser organisk forurenede jord ved hjælp af mikrobiologisk nedbrydning (møllekompostering eller landfarming). Hvis der er væsentligt indhold af tungmetaller, cyanider og tjæreprodukter er der mulighed for termisk behandling af bl.a. tjæreprodukter på nogle få behandlingsanlæg og ellers diverse kraftværker. Ved kemisk ekstraktion (udføres af et enkelt firma i 1997) renses udover de lette forurenede tjære, pesticider, cyanider og tungmetaller. Endelig er der mulighed for deponering af fx tungmetaller. Stripning af let flygtig forurening anvendes kun i meget lille omfang.

Deponeringsanlæg

Forurenede jord kan undertiden deponeres. Deponering kan dog kun finde sted, hvis både tilsynsmyndigheden hvor deponiet ligger, og kommunen hvor den forurenede grund ligger, accepterer deponeringen.

On-site metoder

Nogle jordrensefirmaer tilbyder at rense den opgravede jord på stedet med de samme principper som ved de centrale anlæg (landfarming og møllekompostering i mindre omfang). Herudover har on-site mobile renselanlæg (termiske metoder, aflæsning, jordvaskning mv.) været afprøvede i meget begrænset omfang /31/. Endelig er forceret udvaskning afprøvet på enkelte grunde (vand perkoleres igennem forurenede jord omgivet af membraner. Vandet renses og recirkuleres) /31/.

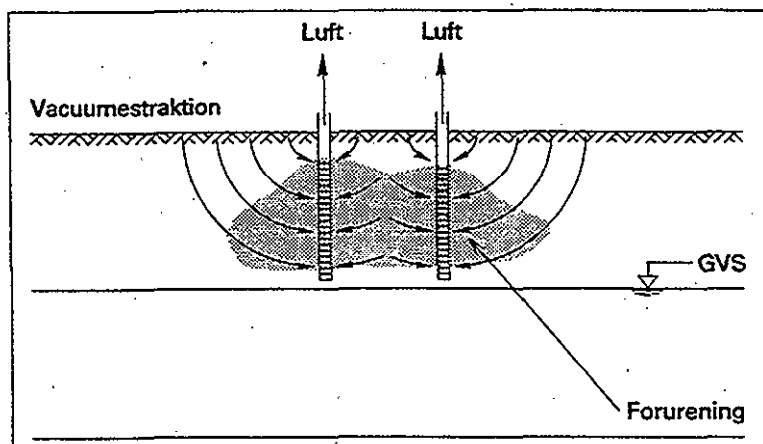
Erfaringerne med metoderne i Danmark er ikke omfattende. Gennemførte projekter peger på, at metoderne kræver store jordmængder, før de er attraktive, og at metoderne fortrinsvis kræver sandede jorde og lettere organiske forurenede jord. Ulemperne ved metoderne er store pladskrav, at der må påregnes omkostningskrævende etableringsforanstaltninger (eksempelvis perkolatopsamlings-systemer), at metoderne kræver god tid, om der kan tillades åben udgravning i længere tid, samt problemer med lugt og støjgener.

9.2.4 Vacuumeostraktion

Metoden benævnes også vacuumventilation, jordventilation eller poreluftekstraktion (vacuum extraction). Ved vacuumeostraktion forstås primært en fysisk fjernelse (stripping) af letflygtige miljøfremmede organiske stoffer fra den umættede zone v.h.a. vacuum. Metoden er den mest benyttede in-situ metode i Danmark.

Der installeres et antal aktive ventilationsfiltre i den umættede zone, som påtrykkes et vacuum v.h.a. en ventilator, hvorved letflygtige komponenter suges ud af jorden. Herudover kan der i visse tilfælde med fordel anvendes passive filtre med henblik på at styre luftflowet (specielt ved forurening under bygninger).

Afhængig af forureningstype og -koncentration er det ofte nødvendigt at foretage en rensning af luftafkastet, normalt ved hjælp af et kulfilter. Hvis der er benzen til stede, skal rensning som en hovedregel påregnes, på grund af et lavt luftkvalitetskriterium.



Figur 9.2
Vacuumeostraktion.

Valg af metode

Vacuumeostraktion er bedst egnet til oprensning af letflygtige organiske forureningstyper i lettere jordtyper. I forbindelse med dimensionering af anlægget bør der altid udføres luftpermeabilitetstests /35/, og det vil være en fordel at udføre bioaktivitetstests /37/, som ud over at dokumentere, at der er potentiale for nedbrydning, kan medvirke til bestemmelse af afstanden mellem ekstraktionsboringerne

(påvirkningsradius). Placering af forurening kan være afgørende for valg af metoden, idet metoden er velegnet, hvor en forurening ligger i tæt tilknytning til og/eller under byggeri. Tidsforbrug til oprensningen varierer meget afhængig af jordbundsforholdene, forureningstype og stopkriterier (typisk fra 5 måneder til flere år). Der er afsluttet og godkendt flere oprensninger i DK (1997). Det er et krav til metoden, at der skal fastsættes stopkriterier og kontrolmetoder fra starten, jf. afsnit 10.

9.2.5 Behandlingsmetoder for oppumpet luft

Det skal normalt påregnes, at den oppumpede luft skal renses før udledning. Tilladte emissionsgrænser fremgår af Orientering nr. 15, 1996, fra Miljøstyrelsen /11/. Der findes følgende normale rensningsmetoder for luftafkastet:

- Granulært aktivt kul (GAC)
- Katalytisk oxidation
- Direkte forbrænding
- Biologiske filtre

Aktivt kul

Det er mest almindeligt at benytte kulfilteranlæg som rensenhed for luftafkast. Fordelene ved kulfilter er at metoden er nem og driftssikker både ved små luftflow og høje koncentrationer. Desuden er der lave anlægsomkostninger. Til gengæld er metoden omkostningskrævende i drift, og den giver ofte støjgener. Herudover kræver kulfilteranlæg meget tilsyn, specielt i starten, hvor der skal foretages mange kulskift. Endelig skal man være opmærksom på, at effekten afhænger af temperaturen og forureningssammensætningen.

Andre metoder

Den katalytiske oxidation er billig i drift, da metoden er selvstyrende, og der er tale om fjernelse uden kritiske slutprodukter. Til gengæld er der tale om meget store anlægsomkostninger. Desuden kræver metoden høje koncentrationer.

Biofilteret er lige som den katalytiske metode dyr i anlæg, men har lave driftsomkostninger. Til gengæld er metoden relativ driftsfølsom. Den direkte forbrænding er ligeledes en dyr metode.

9.2.6 Bioventilation

Metode

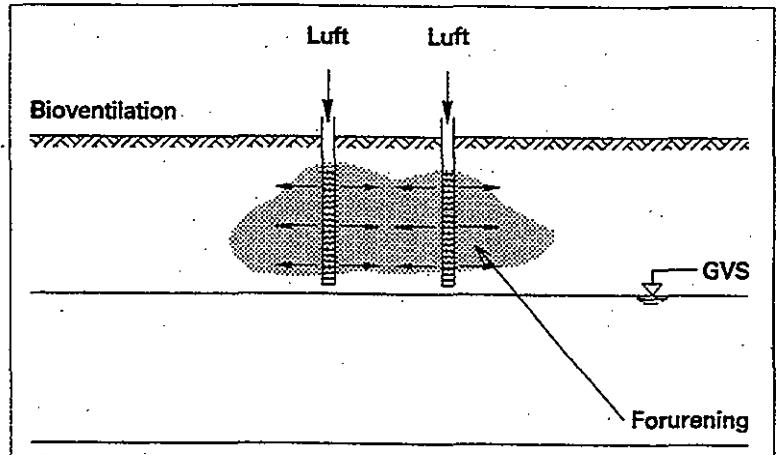
Ved bioventilation forstås aerob mikrobiel nedbrydning af miljøfremmede organiske stoffer i den umættede zone fx ved tilførsel af

atmosfærisk luft eller ilt. Der installeres et antal bioventilationsfiltre i den umættede zone. Der påsættes en indblæsning v.h.a. en ventilator, hvorved omsætningen af forureningen stimuleres, ved den tilførte luftart. Normalt placeres et antal passive "luftafkast-filtre" i passende afstand afhængig af forureningens karakteristika. Ved bioventilation stimuleres bionedbrydningen ved indblæsning af luft, og ikke som ved vacuumekstraktion hvor forureningskomponenterne primært suges ud af jorden.

Valg af metode

Der er godkendt og igangsat bioventilationsanlæg, men endnu ikke kendskab til afsluttede oprensninger i Danmark (1997). I USA er der foretaget mange oprensninger med metoden. Tendensen er, at metoden er bedst egnet til oprensning af lettere, areobe nedbrydelige, organiske forureningstyper (mineralolieprodukter og opløsningsmidler, men ikke chlorerede opløsningsmidler) ved permeable jordtyper. Samtidig egner metoden sig bedst til stoffer med lavt til moderat damptryk, da man ellers risikerer at stofferne stripes før de nedbrydes. Der bør altid udføres luftpermeabilitets- og bioaktivitetstests i forbindelse med dimensionering af anlægget med henblik på at undersøge lokalitetens luftgennemstrømmelighed og nedbrydningspotentiale /35, 36/.

Placeringen af forureningen spiller en rolle. F.eks bør metoden tages med i overvejelserne, hvor en forurening ligger under eller i tæt tilknytning til byggeri.



Figur 9.3
Bioventilation.

Metoden endnu ikke særlig veldokumenteret i Danmark, og tidsforbruget kendes således ikke i dag. Der er dog ikke tvivl om, at metoden er et aktiv som supplement til og i kombination med andre metoder, så som vacuumeekstraktion og grundvandsoppumpning.

9.2.7 Forceret udvaskning

Metode

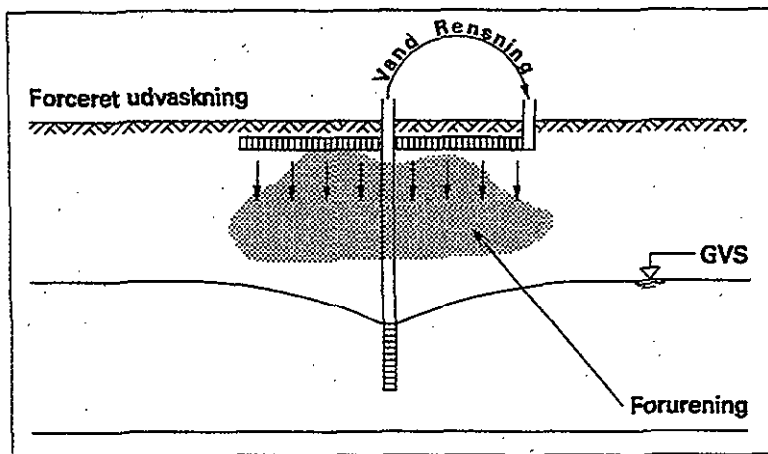
Udvaskning af forureningskomponenter gøres ved kunstig forøget vandgennemstrømning gennem det forurenede område evt. ved recirkulation af oppumpet vand. Vandet kan med fordel tilsættes næringsstoffer, bakterier, iltningmidler for at stimulere omsætningen eller detergenter for at forøge biotilgængeligheden (detergentudvaskning).

Udvaskningsvandet infiltreres enten via filtre (sivedræn), ved sprinkleranlæg eller direkte i den mættede zone. Udvaskningsvandet vil normalt være rensset oppumpet vand eller rent vand oppumpet i nærheden, mhp. hydraulisk styring.

Valg af metode

Metoden er mest velegnet i kombination med andre metoder, normalt afværgepumpning, som i så fald kan benyttes som udvaskningsvand efter rensning, samtidig med at den hydrauliske styring sikres. Metoden synes anvendelig til oprensning af opløselige og bionedbrydelige forureninger i relativt homogene, sandede aflejringer med veldefinerede hydrauliske forhold.

Der er afsluttet enkelte sager med metoden /31, 32/. Detergentudvaskning er dog stadig er på forsøgsbasis. Tendensen er, at den mobile del af forureningen fjernes relativt hurtigt (indenfor nogle måneder), men en total oprensning synes i praksis umulig med metoden alene. Herudover skal man være opmærksom på, at der kan være driftstekniske problemer forbundet med metoden, hvilket i mange tilfælde har givet stuvningsproblemer som følge af tilstopning af filtre o.l. på grund af okker og biologisk vækst. Stofferne, som tilsættes infiltrationsvandet, kan give forureningsmæssige problemer, fx bakterier, detergenter m.fl.



Figur 9.4
Forceret udvaskning.

Metoder

9.2.8 Immobilisering

I stedet for at foretage en egentlig afværgning af forureningen er der mulighed for at fiksere forureningen, så arealet kan benyttes til bestemte formål. I Danmark er der ofte anvendt anlægstekniske metoder, fx faste belægninger på som asfalt og fliser befæstede arealer, hvor man ønsker at hindre overfladekontakt med jorden og/eller mindske yderligere nedtrængning af forurening.

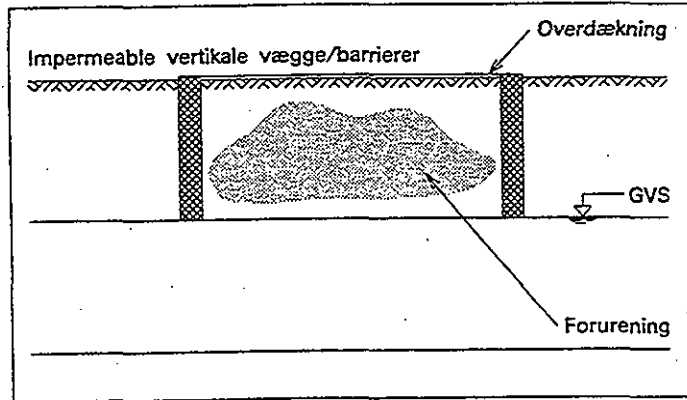
Forsegling af forurening kan etableres ved udlægning af membraner fremstillet af kunststof eller meget lavpermeable materialer (ler eller bentonit). Der kan ligeledes i sjældne komplicerede forurenings-tilfælde anvendes "vertikal forsegling" til hindring af horisontal spredning af forurening, fx ved hjælp af membraner (ved åbne udgravninger), spunsvægge eller lodretstående barrierer af bentonit/beton, bentonit/jord og geomembraner ("slurry walls") eller boreteknikker ("grouting" og "Deep Soil Mixing"). Der findes således mange velafprøvede teknikker til at udføre afskærende impermeable barrierer, idet teknikkerne, med udspring i geoteknikken, ofte er benyttet i udlandet.

I udlandet er enkelte oprensninger gennemført med in-situ vitrifikation, hvor jorden opvarmes med elektrisk strøm og omdannes til en glasagtig masse. Herudover er in-situ stabilisering ofte anvendt i USA, men kun afprøvet i enkelte tilfælde herhjemme /31/. Ud-

vaskningen forsøges reduceret ved at iblande den forurenede jord et stabiliseringsmiddel (fx bentonit, cement eller kalk).

Valg af metode

Ved forseglinger er det afgørende at sikre sig, at materialet er tæt. Grundvand kan dog stadig blive påvirket af forureningen, da der uafhængig af nedbøren på arealet sker en horisontal grundvandsbevægelse i vandførende lag. Hertil kommer diffusionen af flygtige stoffer. Metoden er således ikke anvendelig som den eneste løsning ved meget flygtige forureninger. Udlægning af membraner bør suppleres med systemer til opsamling og afledning af nedbør.



Figur 9.5
Forsegling af forurening.

9.2.9 Biologisk rensning

Metode

Ved biologisk rensning (bioremediering) optimeres forholdene i jorden for forureningsomsætningen. Det kan være ved tilsætning af egnede mikroorganismer (inokuleringsteknik) eller ved at forbedre levevilkårene for de naturligt forekommende bakterier (stimuleringssteknik), fx tilførsel af ilt, tilsætning af detergenter (øger biotilgængeligheden ved at øge opløseligheden).

Valg af metode

Der er igangsat afværgeprojekter som benytter stimulerings-teknikken (bioventilering, se ovenfor), mens inokuleringsteknikken stadig er på forsøgsbasis i Danmark. De fleste organiske stoffer kan i princippet nedbrydes af mikroorganismer, undtaget er stoffer som PCB, klorerede dioxiner, tungmetaller, højmolekylære PAH'er. Desuden skal visse forudsætninger være opfyldt vedrørende de fysisk-kemiske forhold, der findes i jordmatricen. Dette omhandler bl.a. iltindhold, indhold af uorganiske næringssalte (fx ammonium og fosfat), tilgængelighed og giftighed af de miljøfremmede stoffer samt

temperatur- og pH forhold. Herudover spiller vandindhold og jordtype også en rolle (jord med for højt lerindhold er uegnet). Forsøg har generelt givet uensartede og høje restkoncentrationer, samtidig med problemer med lang varighed af oprensning, hvorfor de biologiske in-situ inokuleringsmetoder endnu ikke er kommercielt anvendelige /37, 38/.

9.2.10 Andre in-situ jordrensemetoder

Elektrokinetik

Elektrokinetisk jordrensning er en metode til fjernelse af tungmetaller eller organiske forureninger fra jord. Ved teknikken drives de forurenede tungmetaller ud af jorden ved elektrokinetiske processer der opstår, når jorden påtrykkes et elektrisk felt (elektromigration). Sekundært kan organisk forurening fjernes ved elektroosmose. Der er igangværende pilotforsøg i Danmark /39/, og metoden kan på sigt have en kommerciel fremtid til rensning af tungmetaller. Nedennævnte metoder er kun gennemført fuldskala enkelte gange i udlandet, og er derfor ikke umiddelbart kommerciel tilgængelige i Danmark.

Dampstripping

Ved dampstripping løsnes jorden med 2 modsatrettede roterende bor, og damp og komprimeret luft sendes ned gennem boret og ud i jorden. Herved strippes de flygtige komponenter af jorden og afdampes til jordoverfladen. Metoden har ikke været attraktiv under danske forhold, primært på grund af de store omkostninger der er forbundet med den meget energikrævende metode. Herudover kræver metoden bl.a. at genstande i jorden større end ca. 0,3 m fjernes og at grunden ikke skrånere mere end 1 %.

Kemisk behandling

Ved hjælp af nedsivning af aktive stoffer nedbrydes den forurenede jord til mindre toksiske stoffer. Metoden har ikke været anvendt i Danmark, da der mangler egentlige pilotskalaforsøg. Metoden kræver jord med høj permeabilitet. Desuden vil der sandsynligvis være problemer med at rense ned til aktuelle kvalitetskriterier.

Pneumatisk frakturering

Jorden udsættes for lufttryk via borer med henblik på at øge jordens permeabilitet. Metoden kan kombineres med andre teknikker, fx ventilering. Metoden har ikke fundet anvendelse i Danmark, primært på grund af at man savner dokumentation for metodens anvendelighed.

Indkøring

9.2.11 Indkøring af jordrensningsanlæg

Ved jordrensninger, hvor der indgår tekniske anlæg, skal anlæggene indkøres efter afsluttet etablering. Fx omfatter indkøring af ventilationsanlæg typisk registrering af oppumpede luftmængder, samt trykmålinger i monitoringsboringer, med henblik på optimering af flowet. Samtidig udtages der kemiske analyser i et vist omfang. Indkøringen bør afsluttes med udarbejdelse af driftsmanual.

Drift

Driften omfatter vedligeholdelse af det tekniske anlæg, overvågning af forureningsopsamlingen samt løbende vurdering af anlæg og forureningsopsamling. Til sikring af optimal drift udarbejdes anlægsregister, aktivitetskalender, arbejdsbeskrivelser og regelmæssige statusrapporter. Drift og kontrol for de enkelte teknikker er mere indgående beskrevet i afsnit 10.

9.3 Afværgemetoder over for grundvandsforurening

9.3.1 Oversigt over afværgemetoder

Valg af afværgeprincip

Der findes forskellige afværgeprincipper og -metoder overfor grundvandsforurening. Valget af afværgestrategi afhænger i den konkrete situation af følgende faktorer:

- Forureningstype (fasedeling, densitet mv.) og sammensætning.
- Forureningens beliggenhed (horisontalt, vertikalt), omfang, udbredelse.
- Hydrogeologiske forhold (hydrauliske parametre, reservoirtype, oplande mv.).
- Tidsperspektiv ved oprensning.
- Pladsforhold.
- Nødvendighed af hydraulisk kontrol.
- Investeringssum samt drift- og vedligeholdelsesudgifter.

Afværgemetoder

De mest almindelige afværgemetoder, der er kendskab til i dag, er:

- Almindelig afværgepumpning fra filterboringer.
- Separationspumpning fra bestemte niveauer.
- Afværgepumpning med flere pumper i flerfasestrømning.
- Skimming af fri fase forurening fra filterboringer.
- Oppumpning fra drænsystemer.

- Oppumpning fra sugespidsanlæg (inkl. "bioslurping").
- In-situ metoder (bl.a. air sparging, tilsætning af oxidationsmidler, reaktive vægge, vertikale barrierer).

9.3.2 Afværgepumpning

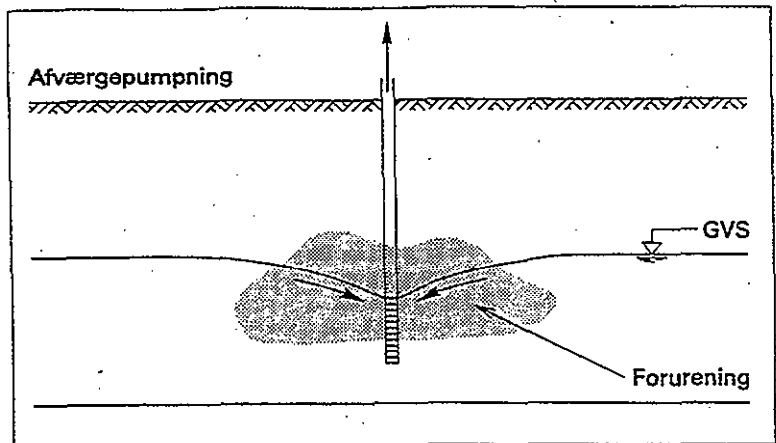
Oppumpning fra dybere magasiner foregår typisk fra filtersatte boringer.

Pumpestrategier

For at bringe en forurening under hydraulisk kontrol skal der opstilles en pumpestrategi. En pumpestrategi omfatter følgende /40/:

- Placering af pumpeboringer
- Antal pumpeboringer
- Pumpeydeler
- Pumpeniveauer

Afhængig af situationen findes der forskellige pumpemetoder til opfyldelse af strategien, fx almindelig oppumpning fra filterboringer, separationspumpning, skimming, injektion, recirkulering eller evt. kombination af metoder.



Figur 9.6
Afværgepumpning.

Skimming af fri fase

I tilfælde af at der findes fri fase forurening, er det normalt altid en fordel at skimme fri fase forurening af inden alternative afværge-metoder igangsættes. Hvis der er tale om fri fase forurening med lettere massefylde end vand, fx benzin og olie, bør man undgå at

igangsætte en omfattende sænkning af grundvandet, idet man derved afsætter forureningen i jorden (smearing), hvorfra der ikke kan fjernes ved simple tiltag. Flere boringer med små sænkninger, om muligt ved hjælp af vacuumpumpning, kan være en mere optimal løsning i sådanne tilfælde.

Dræn

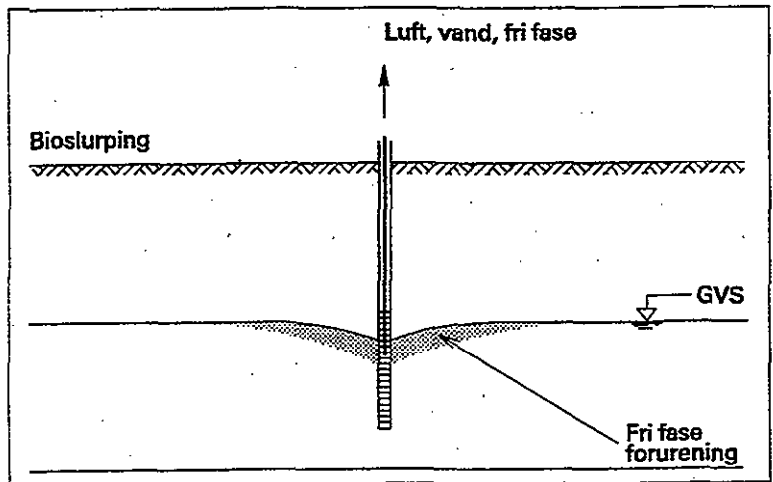
I tilfælde af at der er tale om terrænnære grundvandsforureninger, vil man ofte med fordel kunne anvende dræn med tilknyttede samlebrønde til oppumpning af grundvand. Specielt i forbindelse med udgravninger er drænløsninger realistiske, idet metoden normalt kræver omfattende gravning. Boring af vandrette dræn kan sandsynligvis være en løsning i nogle tilfælde.

Sugespidsanlæg

Sugespidsanlæg kan med fordel anvendes ved korterevarende pumpninger i terrænnære sandmagasiner (max. 5-7 m løftehøjde).

"Bioslurping"

Bioslurping er en relativ ny metode, som i princippet er en videreudvikling af sugespidsanlægget. Ved hjælp af vacuumpumpning fjernes både væsker og luft samtidig igennem et justerbart sugerør, som kan placeres i konventionelle boringer efter forsegling til terræn.



Figur 9.7
Bioslurping.

Metoder til valg af pumpestrategi

Der findes forskellige metoder, som kan benyttes ved optimering af pumpestrategien. Strategien fastlægges normalt ud fra placeringer af områdets vandindvindinger og indvindingsoplande. De overordnede strømningsforhold fastlægges normalt ved grundvandspejlinger. Ved

prøvepumpninger bestemmes magasinets hydrauliske parametre, transmissivitet, magasintal og lækageforhold. Herudover kan reservoirets vertikale variationer bestemmes ved udførsel af forskellige logs. Ved ledningsevne- og temperaturlogs bestemmes variationer i henholdsvis ionfordeling og temperatur og ved flowlogs bestemmes variationen i indstrømning. Herudover findes der en række logs, som giver forskellige geologiske informationer om formationen (gamma-, el-, resistivitets- og konduktivitetslogs).

Disse data kan sammen med andre hydrogeologiske data og kendskab til forureningens udbredelse og karakter benyttes til bestemmelse af en optimal pumpestrategi. Grundvands- og stoftransportmodeller kan med fordel benyttes hvor forholdene kræver belysning af alternative strategier. Der er eksempler på flere typer numeriske modeller, som har forskellig anvendelighed. Der findes både to-, og tredimensionale modeller. I dag anvendes normalt tredimensionale modeller, som både kan foretage stationære og dynamiske simuleringer af ønskede scenarier.

Tekniske anlæg

Pumpetyper og tekniske anlæg til styring af oppumpningen afhænger af situationen. Der findes talrige pumpetyper. I dybtliggende magasiner benyttes ofte dykpumper, hvorimod vacuum-pumper og centrifugalpumper kun fungerer i overfladenære magasiner (indtil ca. 7 m). Der findes forskellige tekniske hjælpemidler til sikring af den hydrauliske kontrol ved fastholdelse af ønskede grundvands-potentialer fx niveaudeviper, tryktransducere, timere eller elektroder.

Valg af metode

Erfaringerne med "pump and treat" er store. En del sager er afsluttede. Men ved mange afværgepumpninger viser det sig vanskeligt at opnå stopkriterierne, og en total oprensning til grundvandskriterierne er ikke realistisk at opnå. Derimod kan man ved hydraulisk styring forhindre grundvandsforureningen i at spredes mod fx indvindingsboringer o.l., samtidig med at en stor del forurening trods alt fjernes.

Indkøring og drift af afværgeanlæg

Efter etablering er der for afværgeanlæg en indkøringsfase (implementering), som har til formål at optimere driften. Der udarbejdes anvisninger på indkøring af de tekniske anlæg (registrering af elforbrug, kontrol af pumper, pumpeydelse, kontrol af behandlingsanlæg mv.) og for forureningsopsamling (registrering af pumpeydelse, vandmængder/luftmængder, pejleprogram, analyseprogram og resultater).

Når indkøringsperioden er afsluttet foretages en vurdering af over-

holdelse af succeskriterier (potentialeforhold, forureningskoncentrationer mv.) og herefter eventuelle revideringer (af tekniske anlæg, pumpestrategi, grundvandsmodeller mv.). Drift og kontrol af afværgepumpeanlæg er beskrevet i afsnit 10.

Afledning af oppumpet grundvand

9.3.3 Afledning og behandling af oppumpet grundvand

Forurennet vand kan i nogle tilfælde ledes til nærmeste spildevandsrensningsanlæg eller til mindre følsom recipient. I andre tilfælde kræves en egentlig rensning før afledning. Dette beror på en individuel vurdering. Ved afledning direkte til kloak bør der udføres analyser for at sikre mod skadevirkning på det pågældende renseanlæg. Udover forureningstype- og koncentrationer er vandmængder og indhold af organisk stof afgørende faktorer for mulighederne for afledning til kloak. Samtidig må det vurderes, om udledningen kan give arbejdsmiljøproblemer for kloakarbejdere.

Før afledning til spildevandsrensningsanlæg skal der indhentes accept fra tilsynsmyndigheden for det pågældende rensningsanlæg. Det er tilsynsmyndigheden, der afgør om anlægget er i stand til at modtage det oppumpede vand. Er der problemer med at modtage de oppumpede vandmængder, kan det være en mulighed, at vandet ledes til rensningsanlægget i nattetimerne, hvor anlæggets øvrige belastning typisk er lavest. Der skal påregnes væsentlige omkostninger til afledningsafgift ved udledning til kloak. Afgiften varierer fra kommune til kommune.

Rensning af grundvand før afledning

I forbindelse med afledning af forurennet grundvand kan det være påkrævet at foretage vandbehandling før videre transport til kloak, recipient eller reservoir. Vandbehandling og rensningsmetode er stofs-specifik, og afhænger desuden af fx vandmængder og afløbskrav og må derfor vurderes i de konkrete sager. Man skelner mellem on-site rensning, hvor oppumpet grundvand behandles i anlæg opstillet på den forurenede grund, og in-situ rensning, hvor grundvandet behandles i magasinet uden oppumpning. Følgende on-site rensningsprincipper er generelt velkendte og accepterede ved oprensning af forurennet grundvand. For specielle problemer henvises til Projekt om jord og grundvand om Udnyttelse og rensning af forurennet grundvand /41/. Der er i appendiks 9.1 givet eksempler på omkostningerne ved de forskellige rensningsmetoder.

Udskillere

Gravimetrisk udskillelse af forurening fra oppumpet grundvand ved separering har længe været benyttet i forbindelse med olie/benzinforureninger. Traditionelle olieudskillere har dog ofte en begrænset

effektivitet, idet restkoncentrationerne kan være helt op til 100 mg olieprodukt/l ved udløb til ledningsnettet /41/. En videreudvikling er koalecensseparatorerne, hvor et indbygget kunststofmateriale samler de små oliedråber til større dråber, der herefter stiger op til væskeoverfladen. Herved forøges renseeffektiviteten væsentligt, med restkoncentrationer ned til 20 mg olieprodukt/l.

Spalteanlæg

Hvis det oppumpede vand indholder stabile emulsioner og høje koncentrationer af opløste komponenter, kan man benytte et emulsionsspalteanlæg. Der tilsættes kemikalier, og opnås en god renseeffekt afhængig af dosering og opholdstid. Anlægget stiller krav til øget styring og kontrol af driften. Vedrørende nærmere regler for udformning og funktionskrav til afløbsanlæg med udskillere henvises til DS 432 "Norm for afløbsinstallationer" /42/.

Filtre

Rensning af vand via passage af filtre er en anvendt og veldokumenteret metode. Materialevalg afhænger af den konkrete forureningssituation. Traditionelt sandfilter benyttes udbredt som normal forbehandling ved fjernelse af jern og mangan og ammonium forud for specialprocesser, men også som biologisk filtrering ved nedbrydning af organiske forureninger. Forfiltrering for fjernelse af minimum jern og mangan bør altid tages i betragtning ved vandbehandling, da det som oftest er en forudsætning for, om de følgende specialprocesser forløber efter hensigten.

Membranfiltrering foregår ved at trykke vand gennem en semipermeabel membran, som tilbageholder molekyler større end vandmolekylet. Metoden er anvendelig ved fjernelse af salte og tungmetaller /41/. Adsorptionsfiltrering med aktivt kul som adsorbant er en meget benyttet metode ved fjernelse af alle typer organiske forureninger.

Fælles for filterteknologierne er, at filtrene jævnligt skal skylles og/eller renses og udskiftes. Renseeffektiviteten mindskes efterhånden, idet filtermaterialet langsomt mister sin evne til at ab-/adsorbere komponenterne, eller clogger til. Derfor må der påregnes anseelige driftsudgifter i forbindelse med filterrensning, -skylning og/eller udskiftning.

Stripning

Ved flygtige organiske stoffer kan man med fordel anvende en proces, hvor stofferne afluftes, dvs. fjernes fra vandet og overføres til den luft, der tilføres stripningsanlægget. Renseeffektiviteten afhænger primært af anlæggets design og forureningskomponenternes damptryk og vandopløselighed /41/.

Fotokemisk oxidation

Ved fotokemisk oxidation aktiveres brintperoxid og/eller ozon med ultraviolet bestråling. Herved dannes stoffer, som giver et meget stærkt oxiderende miljø, hvor de fleste organiske stoffer destrueres. Nedbrydningsprodukterne er vand, kuldioxid og flygtige lemedbrydelige organiske syrer. Metoden er anvendelig til destruktion af de fleste typer organiske forureninger, så som benzin, mineralolieprodukter, opløsningsmidler, pesticider og cyanider /41/. Renseeffektiviteten afhænger af opholdstiden foran UV-lampen. Opholdstiden foran UV-lampen kan således varieres afhængig af kravene til det afledte vand.

Biologisk rensning

Biologisk nedbrydning af olieprodukter kendes fra traditionelle spildevandsrenseanlæg. Der er i Danmark kun få gode erfaringer med on-site biologisk grundvandsrensning, idet variationen i koncentrationniveau og temperatur, nedbrydningshastighed og stabilitet er faktorer, der gør anvendelsen af små rensenheder meget vanskelig at styre optimalt.

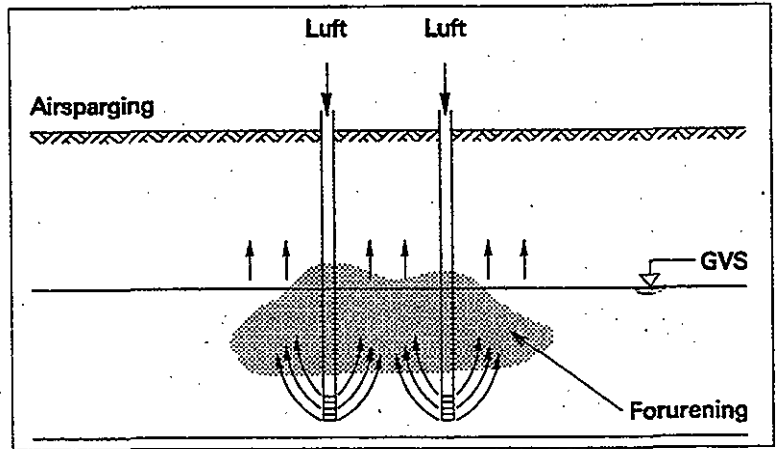
Air sparging

9.3.4 In-situ afværgemetoder til grundvandsforurening

Air sparging er en metode, som på det seneste har fundet anvendelse i Danmark. Ved air sparging forstås fysisk fjernelse og mikrobiel nedbrydning af forurening i grundvandszonen ved indblæsning af fx atmosfærisk luft under grundvandsspejlet. Anlægget består af et antal lodrette eller evt. vandrette borer filteret under grundvandsspejlet. Luft indblæses under grundvandsspejlet, hvorved flygtige komponenter stripes og overføres fra vandfasen til den umættede zone, hvorfra den skal fjernes ved andre teknikker. Herudover stimuleres den mikrobielle omsætning i grundvandszonen på grund af ilttilførslen.

Der er kun kendskab til få afsluttede air sparging oprensninger (1997), men metoden regnes potentielt at have en fremtid i Danmark i kombination med andre metoder fx vakuumelekstraktion for organisk flygtige forureninger i homogene aflejringer. Geologien er en bestemmende faktor, idet der kræves en rimelig homogenitet i mediet. Specielt for oprensning af chlorerede opløsningsmidler er dette vigtigt, idet strippingen er den eneste fjernelsesmekanisme.

For at bestemme om lokaliteten er egnet til metoden, samt for at dimensionere anlægget bør der udføres et veldefineret pilotforsøg, i form af air sparging test/tracertest i reservoiret, hvor anlægget påtænkes opstartet /32, 43/.



Figur 9.8
Air sparging

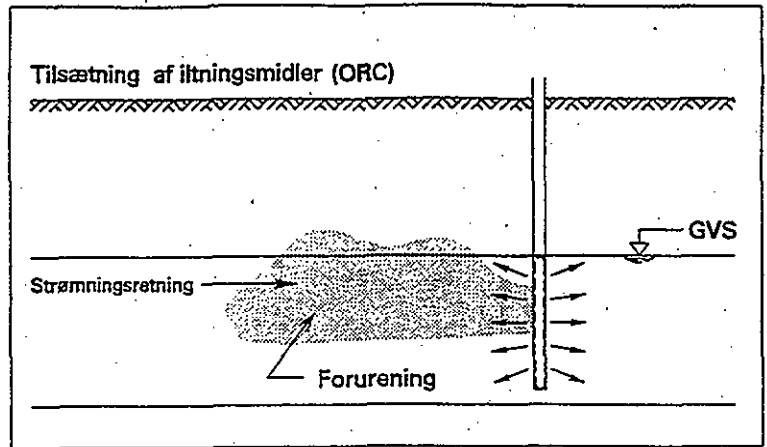
En afledning af air-sparging, hvor hovedformålet er at stimulere den biologiske proces betegnes "bio-sparging". Ved denne metode tilføres iltningensmidlet under mindre tryk i pulser.

Tilsætning af iltmingsmidler ORC

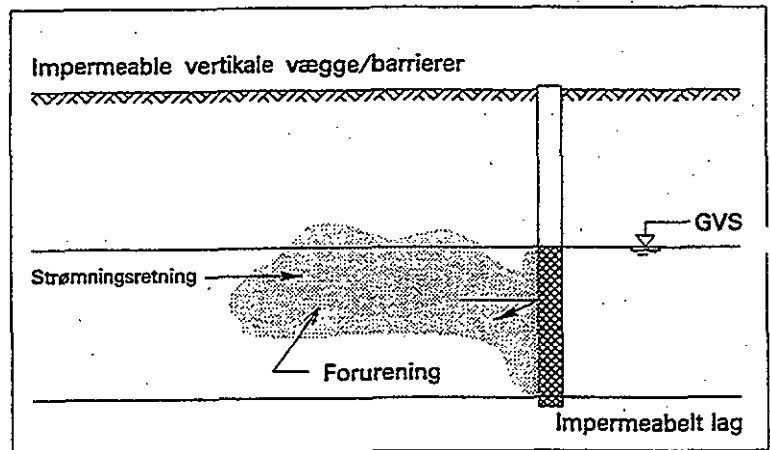
En ny metode, hvor der er igangsat oprensninger i 1997 i Danmark, er tilsætning af iltmingsmidler i grundvandszonen, benævnt ORC ("Oxygen Release Compound"). Metoden er relativt ny i USA, men har på kort tid haft succes. Metoden er prisbillig og miljøvenlig, og vil sandsynligvis vinde udbredelse i Danmark.

Afskærende vertikale barrierer

Det er muligt at afskærme grundvandsforurening ved at etablere vertikale barrierer i grundvandsmagasinet. Dette kan gøres ved hjælp af forskellige metoder så som spunsvægge, gravemetoder, "Slurry Walls", eller boremetoder, "Deep Soil Mixing" (DSM) og "Grouting". Ved de forskellige metoder benyttes forskellige materialer til afskærmning bl.a. bentonit, evt. i kombination med forskellige typer plastpaneler (geomembraner). Metoderne har været anvendt flere steder i udlandet men har hidtil ikke haft anvendelse i Danmark. Man skal være opmærksom på forureningens fysik og beliggenhed samt eventuelle opstuvningsproblemer, hvorfor barriererne med fordel kan udføres som en tragt og ledes til en port (funnel and gate teknik), hvor der eventuelt kan etableres en reaktiv væg i portområdet /44/.

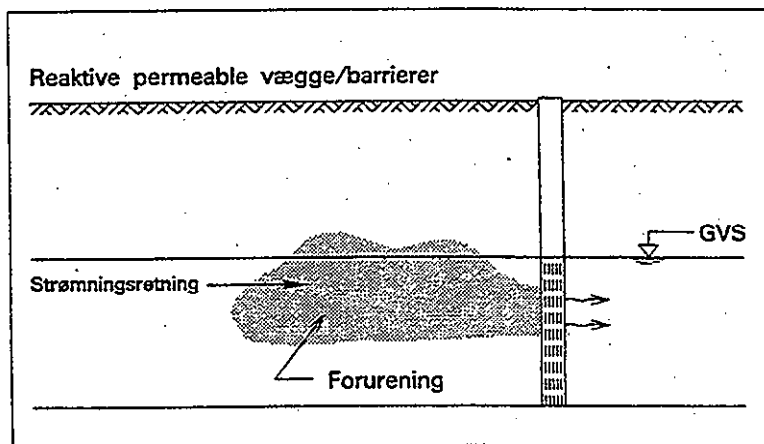


Figur 9.9
Tilsætning af iltningmidler.



Figur 9.10
Impermeable afskærende vægge.

Reaktive permeable vægge er barrierer, som tillader passage af grundvand, men som nedbryder eller fjerner forureningen fra grundvandet ved passagen. Metoden er på forsøgsstadiet i Danmark, men er anvendt i felten i USA ved nedbrydning af klorerede forbindelser med jernspåner som reaktivt materiale i barriererne. Herudover kan man benytte materialer med særlig høj sorptionsevne, fx lermineraller eller aktivt kul. Filtrene kan være engangsfiltre eller udskiftelige moduler. Metoden kan have potentiel fremtid i Danmark.



Figur 9.11
Reaktive permeable vægge

9.4 Afværgemetoder over for poreluftforurening

9.4.1 Byggeri på forurenede arealer

Nybyggeri

Byggeri bør såvidt muligt planlægges så der ikke bygges på forurenede områder, idet der således kan skabes forhindringer for en senere oprydning. Arealanvendelsen bør planlægges således, at der ikke udføres meget følsom anvendelse i områder, hvor der efterlades forurening. Miljømyndighederne kan dog frigive grunde til konkrete anvendelsesformål, uden der kræves en total oprydning. Alt nybyggeri, og således også byggeri på forurenede grunde skal opføres

efter Bygge- og Boligstyrelsens vejledning om radon i nybyggeri /14/.

Eksisterende byggeri

I eksisterende byggeri med sundhedsmæssig utilfredsstillende koncentrationer af stoffer fra forurenede jord vurderes en praktisk anvendelig løsning ofte at være forøgelse af ventilation i krybekælder, drænlag eller kælderrum, idet man dog skal være opmærksom på at en kraftig udsugning i kælderrum kan forøge konvektionen af flygtige miljøfremmede stoffer igennem sprækker og utætheder.

Udearealer

På forurenede arealer, hvor der færdes mennesker, bør der sikres mod eksponering fra forureningen, primært fra støv fra overfladenær forurening, i sjældne tilfælde fra afdampning af flygtig forurening. I mange tilfælde kan man forsegle arealerne med en fast belægning (fx asfalt), eller evt. udskifte den øverste jord, alt afhængig af den konkrete situation.

Ventilation

9.4.2 Bygetekniske foranstaltninger

For at forhindre flygtig forurening i at transporteres op i bygninger findes der forskellige ventilationsmuligheder, fx ventileret gruslag (kapillarbrydende drænlag), krybekælder, eller kælder. Herudover kan ventilationen generelt forøges i rummene. Ved ventileret dræn udlægges ventilationsrør i eksempelvis det kapillarbrydende lag (drænlag af singels og drænrør). Ventilationsrørene føres til en samlebrønd, hvor der, hvis det senere viser sig nødvendigt, kan påsættes udsugningsventilator. Drænrørene kan endvidere fungere som passive dræn, og bør derfor føres over terræn med mulighed for udluftning til det fri. Ved projektering af nyt byggeri kan det naturlige luftskifte benyttes ved at anlægge krybekælder eller hævet byggeri.

Ventilation er en meget anvendt metode og normalt også fyldestgørende over for de fleste forureninger. Ventilationsløsningerne er lette at indarbejde i byggeprojekter og er samtidig billige i etablering. Samtidig viser erfaringen, at det normalt ikke er nødvendigt at igangsætte aktiv ventilation, men at den passive ventilation er tilstrækkelig.

Membraner

Som supplement eller muligvis alternativ til ventilationsløsninger, kan der udlægges diffusionshæmmende membraner af kunststof. Der findes forskellige produkter, som kan benyttes afhængig af forureningssituationen. Man skal sikre sig, at membranen er svejset tæt sammen og stopper den aktuelle forurening.

Forureningstransporten ind i bygningen kan desuden hæmmes, hvis der foretages materialemæssige valg i form af armerede betonfundamenter og -dæk af mindst moderat miljøklasse.

9.5 Afværgemetoder over for lossepladsgas

Generelt

I tilfælde af at der er en sundheds- og sikkerhedsmæssig risiko for mennesker i bebyggelse på eller nær en losseplads, bør der foretages afværgeforanstaltninger, således at gassen hindres i at nå bebyggelsen, eller sikrer at koncentrationerne ikke overstiger forsvarlige niveauer og/eller sikrer alarmering på et tilstrækkeligt tidligt tidspunkt.

Formålet med afværgetiltag overfor lossepladsgas er for metan at undgå eksplosionsrisikoen og for kuldioxid at undgå den toksikologiske risiko. Dette gøres ved at kontrollere gasstrømningen og derved sikre, at gassen ikke strømmer mod bygningerne, men ledes bort fra kritiske områder.

Som ved al anden forurening bør nyt byggeri så vidt muligt placeres uden for risikoområderne. For mere indgående betragtninger henvises til Arbejdsrapport nr. 69 fra Miljøstyrelsen vedr. Lossepladsgas /17/.

Oversigt over afværgestrategier

Afværgeforanstaltninger kan omfatte forskellige principper. Følgende metoder anvendes til hindring af strømning mod bygning:

- Gasbarrierer (etableres mellem gaskilden og bebyggelsen, og består normalt af en afskærende gastæt membran i siden af en gravet grøft ind mod bygningen. Der er både anvendt syntetiske og naturlige membraner).
- Permeable grøfter (etableres mellem gaskilden og bebyggelsen, og består normalt af en afskærende grøft med grøft materiale og eventuelt en gastæt membran i grøftens side ind mod bygningen. Gassen udluftes passivt eller aktivt (i dræn)).
- Udluftningsdræn (gassen udluftes mellem bygning og gaskilden aktivt eller passivt).
- Udluftningsboringer/brønde (gassen udluftes mellem bygning og gaskilden aktivt eller passivt).

Følgende metoder anvendes til afskæring af gasindtrængning i bygning:

- Tætning af bygninger (bygningen sikres mod konvektion af gas fx ved hjælp af membraner og tætning af revner i beton).
- Ændring af trykgradienter (fx kan der sikres overtryk i bygninger i stedet for det normale undertryk). Dette anbefales dog ikke for fugtfølsomme bygninger.
- Ventilerede dræn (der etableres udsugning i ventilerede dræntenen under bygningen, efter samme princip som ved afværgning af anden flygtig forurening beskrevet i afsnit 9.4.2, eller omkring bygningen og i hulrum/kloaker. Systemet kan virke aktivt eller passivt).

Herudover bør man i risikoområder som ekstra sikkerhed etablere systemer til kontrolmåling af gaskoncentrationen og gasalarmer til sikring af afværgeforanstaltningens effektivitet samt sikring af evt. mulig personskaade. Kontrolsystemet kan evt. som sikkerhed igangsætte ventilation ved måling af forhøjede indhold.

Kriterie for valg af metode

Metodevalg afhænger af den specifikke situation, normalt kan flere metoder kombineres. Forureningens placering i forhold til bygningen er afgørende for metodevalg. Er bygningen placeret udenfor depotet, kan problemet ofte løses ved at afskære gassen eventuelt med dræn (hindring af migration). Er bygningen placeret i direkte tilknytning til depotet, må der tages bygningsmæssige tiltag i brug (hindring af gasindtrængning).

Der findes både aktive (oppumpning) og passive systemer (naturlig ventilation). Hovedreglen er, at grøfter normalt kan fungere passivt, mens borerer for at sikre en tilstrækkelig påvirket radius i de fleste tilfælde skal påsættes aktiv ventilation.

9.6 Restforurening under huse

Hvis der er tungtvejende begrundelser for at efterlade restforurening, fordi den er umuligt at komme til at fjerne, bør der før beslutninger tages, foretages en risikovurdering overfor restforureningen, jf. afsnit 5.2. Dette bør altid følges af en administrativ regulering, så uhensigtsmæssig spredning undgås.

I et projekt om restforureninger under huse /45/ er der givet nogle bud på, hvordan forureninger placeret under huse kan håndteres, herunder hvilke afværgeforanstaltninger, der er egnede.

10 Drift og kontrol

10.1 Indledning og formål

Indledning

Kontrolfasens karakter afhænger af arten af afværgeforanstaltninger. Ved afgravning er kontrolfasen kortvarig og forløber stort set parallelt med afværgefasen. Ved in-situ rensning, både overfor jord, luft og grundvand kan drifts- og kontrolfasen være langvarig, og derfor ofte deles op i en løbende monitorings-/driftsfase efterfulgt af en kontrolfase for stop af afværgeforanstaltninger. Der er ofte forskel mellem afværgeforanstaltningers driftseffekt og den blivende effekt, hvorfor der i disse tilfælde må skelnes skarpt mellem driftskontrol og kontrollen for den blivende effekt. Hvor der ikke umiddelbart er behov for afværgeforanstaltninger igangsættes i visse tilfælde alene en overvågning. Dette gælder specielt for grundvandsmagasiner. Kontrolforanstaltningerne er tæt knyttet til de enkelte medier og afværgetekniker, hvorfor den følgende beskrivelse i høj grad er metodespecifik.

Formål

Formålet med kontrol af afværgeforanstaltninger er at kontrollere og dokumentere effekten af de udførte afværgeforanstaltninger, jf. retningslinier opstillet i projekteringsfasen, mens formålet med overvågning (monitoring) uden igangsætning af afværgeforanstaltninger er at kontrollere, at der ikke forekommer en uacceptabel spredning af stoffer fra forureningen.

Generelt

Stopkriterier og monitoringsprogram skal altid være fastlagt inden opstart af afværgeforanstaltningen. Stopkriterierne udspringer af risikovurderingen, og er normalt fastsat i skitseprojekteringsfasen. Samtidig skal der i sager med driftsfase udarbejdes et monitoringsprogram i forbindelse med skitseprojekteringen af anlægget. I forbindelse med indkøring af de tekniske anlæg bør der endvidere udarbejdes en driftsmanual, som indeholder alle nødvendige informationer om anlægget, beskrivelse af anlæg, aktiviteter og arbejdsbeskrivelser /40/.

10.2 Kontrol ved afgravning

Strategi

Ved afgravning fjernes jordforureningen helt eller delvist. Kontrollen foregår samtidig med afgravningen, for at sikre at jorden sorteres i forurenede og ren jord (eventuelt i flere forureningsklasser), samt at restforureningen opfylder de opstillede afgravningskriterier (fx med "tilstrækkeligt" rene sider og bund). Retningslinierne for håndtering af den forurenede jord skal fremgå klart i projektbeskrivelsen, og bør inden opstart af arbejdet udformes som en instruks/handlingsplan til de direkte implicerede.

Miljøteknisk tilsyn

For at sikre at kravene bliver overholdt, skal afgravningen ske under miljøteknisk tilsyn. Det miljøtekniske tilsyns opgaver er beskrevet i afsnit 8.5.

Kontrol ved afgravning

I forbindelse med afgravning er der 3 typer kontroller af jorden:

- Kontrol af afgravet jord
- Kontrol/dokumentation af restforurening efter afgravning
- Kontrol af rensede jord

10.2.1 Kontrol af afgravet jord

Afgravningsstrategi

Med henblik på at optimere forureningsoprensningen bør der være aftalt en klar gravestrategi. Afgravningsstrategien afhænger primært af resultaterne af forureningskortlægningen i undersøgelsesfasen, specielt af homogeniteten af forureningen. Der skal altid fastlægges en strategi for prøveudtagning, hvor fra, hvor ofte og hvordan skal der udtages prøver til feltmåling og laboratorieanalyser.

Herudover skal der tages hensyn til, hvordan afgravningen rent fysisk foretages. Dette er vigtigt, både af geotekniske hensyn, men ofte også af hensyn til forureningskontrollen. Det kan eksempelvis være hensigtsmæssigt at beskrive, hvor stor en flade der skal rømmes for hvert afgravningsniveau, afrydningsdybden af hvert niveau, de fysiske rammer for den maksimale afgravning, samt hvilken størrelse grab der skal benyttes mv.

Dokumentation af forureningsniveau

Jordbehandlingsmetode og -pris afhænger af forureningstype og koncentration. Der er derfor behov for at dokumentere forureningen i den opgravede jord ved udtagning af jordprøver til analyse. Antal prøver der skal udtages til laboratorieanalyse afhænger af flere faktorer, bl.a.:

- Hvor homogent forureningen er fordelt.
- Forureningstype (kan forureningen detekteres ved enkle metoder, eksempelvis feltmålemetoder eller visuelt).
- Om forureningen skal opdeles i flere forureningsklasser med henblik på forskellig disponering.
- Jorddisponeringen (jord til genanvendelse eller deponering kan kræve flere analyser end jord til behandling).
- Den totale forureningsmængde (en "lille" forurening kræver forholdsmæssigt flere analyser end store forureningsmængder).
- Hvor mange undersøgelser der er lavet før afgravningen påbegyndes (er det fx en veldefineret forurening).

I forbindelse med projekteringsfasen fastlægges prøveudtagningsfelter og antal prøver, forstået som et forud beskrevet antal prøver systematisk fordelt fra et prøveudtagningsfelt, fx fra udgravningen efter hvert afrymningsniveau, et mellemdapot, et modtageanlæg, eller løbende, direkte fra gravemaskinens grab.

Kravene kan defineres, enten som antal prøver pr. vægt eller pr. rumfang af afgraved jord. Der kan generelt benyttes en omregningsfaktor på 1,8 ton/m³.

Da jordrensefirmaerne graduerer priserne ud fra forureningsgrad, kan det i tilfælde af en meget heterogen forurening ofte være en økonomisk fordel at udtage mange kontrolprøver, hvorved jorden dokumenteret kan sorteres i forskellige rensningskategorier. En økonomisk optimering må ligge til grund for, hvor mange prøver der i disse tilfælde bør udtages. Der skal altid i tilsynets inspektionsjournal og plan påføres, hvor i udgravningen jorden er fra, således at man kan dokumentere hvorfra jordprøven stammer.

Ved udtagning af prøver med flygtige stoffer, specielt i mellemdapotter, skal man være opmærksom på tab af forureningskomponenter, hvorfor der skal benyttes passende emballage (diffusionstæt), udtagningsmetode (ikke overfladeprøver) og håndtering (opbevares mørkt og på køl, levering til laboratorium inden for 24 timer og efterfølgende hurtig ekstraktion på laboratoriet).

Ved afgravning af organiske forureninger til jordbehandlingsanlæg afhænger antallet af prøver primært af muligheden for at foretage en sortering af jorden i forskellige kategorier med henblik på at opnå en bedre økonomi. Antallet er derfor afhængig af den konkrete sag (mængde, homogenitet, type af forureninger, prisforskel på kate-

Generelle krav til afgravningskontrol

gorier). Forskellige bygherrer, miljømyndigheder og jordreanseanlæg kan have egne krav om antal analyser af jord til behandlingsanlæg. Den miljømæssige dokumentation udføres, når jorden slutdisponeres efter rensning.

Anvisning af jord direkte til slutdisponering kræver som udgangspunkt en større sikkerhed, og dermed et større antal analyser, end jord til behandlingsanlæg. Antallet af prøver og analysemetoder er afhængig af den konkrete sag (mængde, homogenitet, type af forurening, slutdisponering) og miljømyndighedens krav til dokumentation. Antallet af prøver vil typisk være 1 prøve pr. 30 ton, når jorden bortgraves i forbindelse med en forurening.

Krav til analyseparametre og -metoder

Krav til valg af analyseparametre og -metoder afhængig af forureningstypen, er de samme som gælder i undersøgelsesfasen. Disse er beskrevet i appendiks 4.9. Analyserne skal foretages på et akkrediteret laboratorium. Detektionsgrænsen skal som hovedregel være 1/10 af kvalitetskriteriet.

Der skal gøres opmærksom på, at det ved organiske forureninger ofte tillige er nødvendigt at kende indholdet af tungmetaller i den afgravede jord (specielt bly), idet det kan være afgørende for behandling og pris om der fx er et forhøjet indhold af bly i jorden.

Analyser ved modtageanlægget

Ved modtageanlæggene analyseres ofte rutinemæssigt prøver som led i modtagelses- og registreringsproceduren. Der kan forekomme afvigelser i forhold til analyseresultater udført af tilsynet, hvorfor det er vigtigt at notere, hvor kontrolprøver er udtaget.

Jordmængder

I forbindelse med forureningsundersøgelserne er forureningen søgt afgrænset, så man har en viden om, hvor meget jord der skal fjernes. Der er normalt altid i projektmaterialet angivet et skøn over forurenede jordmængder. Der er ofte uoverensstemmelse mellem skønnede mængder og resulterende mængder, idet undersøgelserne er lavet som stikprøver. De resulterende bortgravede mængder fås fra vejersedler fra bortkørslen. For at der ikke sker misforståelser, bør tilsynet sørge for at udfylde køresedler, som attesteres af chaufføren, tilsynet og modtagestedet, og derefter returneres til tilsynet.

Krav til dokumentation for stop af afgravning

10.2.2 Kontrol af restforurening

Afgravningen stoppes midlertidigt, når det ved inspektionen, eventuelt ved hjælp af feltmålemetoder, skønnes at forureningen er bortgravet til de på forhånd opstillede stopkriterier. At restforurenin-

gerne overholder stopkriterierne skal dokumenteres ved, at der udtages et passende antal kontrolprøver i udgravningens sider og bund til kemisk analyse. Dækningsgraden skal aftales på forhånd med tilsynsmyndigheden. Der bør fokuseres på de mest kritiske områder. Ryddes der op i forhold til udearealer og indeklima, bør der tages flest prøver af den øverste meter, mens der ved grundvandsrisiko bør fokuseres mere på kontrol af udgravningens bund. Prøvetætheden afhænger desuden af forureningens beskaffenhed (er den synlig, er den detekterbar ved feltmålemetoder, er jorden homogen, mv.).

Under beskrivelsen af afgravningskriterier i projekt materialet skal der angives et minimum antal analyser, samt hvor mange analyser der skal udføres pr. arealenhed. Der skal, som en hovedregel, altid udtages kontrolprøver fra alle udgravningens sider og bund. Der bør normalt som minimum udtages svarende til niveau 3 som beskrevet i vejledning om prøvetagning og analyse af jord /3/. I tilfælde af at der visuelt er en tydelig inhomogen fordeling i den åbne udgravning, fx geologisk og/eller en farvefordeling, bør der udtages flere kontrolprøver for restforurening. Prøverne skal håndteres som beskrevet i foregående afsnit.

Restforurening

Hvis der efterlades forurenede jord, som ikke umiddelbart er tilgængeligt for gravemaskinen på grund af beliggenheden, eksempelvis under bygninger, må en risikovurdering afgøre, hvilke forholdsregler der skal tages. For yderligere beskrivelse henvises til afsnit 5.

Afslutningsrapport

Som dokumentation skal der afslutningsvis udføres en rapport, som dokumenterer, at de indgåede aftaler er overholdt, herunder afgravnings-, håndterings-, analyseprocedurer og koncentrationsniveauer i såvel afgravet jord som efterladt jord. For efterladt restforurening skal der foretages en risikovurdering for konsekvensen af at lade den ligge.

10.3 Kontrol ved in-situ oprensning af jordforurening

Indkøring og drift af afværgeanlæg er beskrevet i afsnit 9. I det følgende beskrives begreberne driftskontrol og stopkontrol. Driftskontrol er den kontrol, som med jævne mellemrum under driften skal foregå med hensyn til oprensningens fremdrift og om de tekniske anlæg fungerer optimalt. Stopkontrollen er den kontrol, der skal foregå, når driftskontrollen viser, at acceptkriterierne sandsynligvis er opnået.

Metoder

10.3.1 Driftskontrol

I det følgende beskrives mulige kontroller for in-situ oprensning-metoder over for jordforurening, herunder aktive metoder så som *vacuumekstraktion*, og *bioventilation*, og *passive metoder*, bl.a. *immobiliseringsmetoder*.

Driftskontrol ved vacuum-ekstraktion

Under driftperioden skal der foregå en monitorering af forureningen, således at udviklingen i forureningssituationen kan dokumenteres. Ved *vacuumekstraktion* skal driften følges tæt i starten, (således bør der udtages prøver minimum 1 uge efter start), herefter med voksende tidsintervaller fx efter 1, 3, 6, 9 og 12 måneders drift. Den fortsatte driftskontrol kan herefter fastsættes efter resultaterne af det første års drift /32/. Det vil typisk sige ca. 2-4 gange pr. år.

Under driftperioden skal der primært foretages måling af forureningskomponenterne i luftafkastet. Herudover skal der monitoreres på luftflowet og lufttrykket. Når man kommer tættere på afslutningen af oprensningen, kan monitoringsboringer medtages i driftkontrollen for kontrol af poreluft/grundvand. Der kan i luften ud over forureningskoncentrationerne måles for ilt, kuldioxid og evt. temperatur. Slutkontrollen er beskrevet i afsnit 10.3.2.

Driftskontrol ved bioventilation

Ved *bioventilation* udføres driftkontrollen bedst ved at måle ilt og kuldioxidforbruget ved bioaktivitetstests. Herved fås, ved sammenligning med tidligere målerunder, en indikation for ændringen i aktiviteten. Ved bioaktivitetstest pumpes der en bestemt mængde ilt til det forurenede lag. Ændringen af ilt- og kuldioxidindholdet måles herefter i nærliggende kontrolboringer. Dette bør som minimum gøres 2 gange årligt.

Herudover bør der analyseres for forureningskomponenter i poreluften i eksisterende kontrolboringer i slutningen af driftperioden, ligesom monitorering af grundvand/jord kan være fordelagtigt, med henblik på at kontrollere om jorden/vandet er blevet renere. Man vil typisk foretage driftskontrol af luft, hvis det er luftkoncentrationer som udgør slutkriterierne, og det samme med jord/vand. I forbindelse med grundvandsmonitoreringen bør redoxforholdene kontrolleres for at bestemme nedbrydningspotentialet.

Driftskontrol ved forceret udvaskning

Ved forceret udvaskning udføres driftkontrollen bedst ved at analysere vandprøver fra ind- og udløb af vandbehandlingsanlægget et passende antal gange med voksende tidsintervaller. Dette bør gøres ca. 1 gang pr. uge i den første måned og derefter ca. 1 gang om

måneden aftagende til minimum 1 gang pr. halve år.

Herudover bør der under driftperioden med passende mellemrum i eksisterende kontrolboringer analyseres for indhold af forureningskomponenter i grundvandsmagasinet.

Driftskontrol ved andre in-situ metoder

For immobiliseringsmetoder (fastholdelses-/ indkapslingsmetoder) skal der 2 gange om året faldende til 1 gang om året monitoreres på de rene sider af forseglingen. Ved flygtige forureninger vil man normalt kunne foretage poreluftmålinger, mens der for vandopløselige stoffer bør foretages monitorering i grundvandsmagasinet nedstrøms forseglingen. Som en ekstra sikkerhed med henblik på at opnå optimal kontrol/overvågning kan det være aktuelt, at etablere dobbeltvægge, hvor monitoringsboringerne etableres mellem væggene.

Valg af stopkriterium

10.3.2 Stopkriterier, slutkontrol/dokumentation for oprensning

Et stopkriterium skal fastlægges inden start af afværgeforanstaltninger. Der skal i beslutningsprocessen indgå følgende parametre:

- Prøvemedium for slutkontrol (jord/vand/luft, evt. kombineret)
- Procedurer for slutkontrol
- Prøvetagningsstrategi for den blivende effekt
- Måle-/analyseparametre
- Måle-/analyseprocedure
- Tilladt spredning i resultaterne

Prøvemedium for slutkontrol

Forureningen kan findes i vand-, jord- eller/og luftfasen. Man kan således vælge at kontrollere forureningsudviklingen i et enkelt medie eller i kombination af flere medier. Eksempelvis kan man fastsætte et poreluftskriterium, hvis indeklimaet er truet, et jordkriterium hvis der ryddes op i forhold til udearealer, og et tredje grundvandskriterium hvis drikkevandet er truet. Oftest vil det være nødvendigt at etablere nye kontrolboringer mellem eksisterende borer.

Procedurer ved slutkontrol

Den normale procedure for slutkontrol er at skulle opnå en slutkoncentration for mediet (jord, vand eller luft), som relaterer sig til grænseværdier for de enkelte stoffer. Der har i enkelte tilfælde været benyttet opnåede forholdstal for stofsammensætningen. Ved denne metode sammenlignes stoffer som hurtigt fjernes med stoffer der er svære nedbrydelige /46/. Dette kan udelukkende benyttes i oprensninger, hvor det er de stoffer, der aftager hurtigt, som er de mest kritiske, normalt ved indeklimaproblematik.

Endelig kan et slutkriterie udtrykkes pragmatisk i forhold til en oprensningshastighed. Når processen går tilstrækkelig langsomt, kan afværgeforanstaltningen indstilles. En risikovurdering vil herefter ligge til grund for, om afværgeforanstaltningen kan stoppes, eller om der skal fortsættes med en anden teknik. Flere oprensninger har i realiteten fulgt denne proces.

Driftseffekt kontra den blivende effekt

Ved mange in-situ afværgete metoder er der forskel på driftseffekten og den blivende effekt. Der vil, når man stopper for anlægget, i visse tilfælde gendannes/tilstrømme forureningskomponenter, så oprensningen ikke opfylder de opstillede stopkriterier (tilbageslag). I forbindelse med slutkontrollen skal der derfor fastlægges en prøvetagningsstrategi, som dokumenterer den blivende effekt (at der er rensset tilstrækkeligt op). Det skal derfor før igangsættelsen af afværgeforanstaltninger besluttes, hvilket prøvemedium der er bedst som dokumentation over for den blivende effekt, hvor mange prøvetagninger der skal danne beslutningsgrundlag (hvornår er man sikker på, at den opnåede oprensningseffekt er blivende), hvor stort et tidsrum der skal være mellem prøvetagningerne, og om der skal tages enkeltprøver eller blandingsprøver (jord). Typisk skal der foreligge vurdering af, hvor lang tid der kan gå, før der transporteres forurening til vandfasen og videre til kontrolboringen.

Krav til kontrol af den blivende effekt ved ventileringsmetoder

Når der ved driftskontrollen registreres tilstrækkeligt lave koncentrationer i luftafkast (hvor dette er eneste krav til driftskontrol), skal der udtages kontrolprøver i det valgte prøvetagningsmedium for slutkontrol. Der skal for ventileringsmetoder i slutkontrollen udtages prøver andre steder end i luftafkastet. Der bør som minimum udføres 2 på hinanden følgende analyser i luftafkastet med ca. 2 måneders mellemrum, hvor pumpen har været stoppet i en periode, uden målelig forurening. Herefter kan der udtages prøver af jord/vand/luft i nyetablerede kontrolboringer, for at se om stopkriteriet er opfyldt.

Krav til slutkontrol ved andre in-situ metoder

Ved forceret udvaskning er kvalitetskriterierne for afsluttet oprensning enten faste jord- eller grundvandskoncentrationer. Men ved de hidtil gennemførte in-situ oprensninger har det i realiteten været risikovurdering på restforurening, som har været grundlag for afsluttede oprensninger.

Ved de fleste passive in-situ metoder, fx immobilisering, skelnes der ikke mellem slutkontrol og driftskontrol. Der bliver fortsat monitoreret

svarende til driftskontrollen (som tiden går dog med større tidsintervaller mellem monitoringsrunderne).

Måle-/analyseparametre og procedure

Det skal besluttes, hvilke forureningskomponenter der skal kvantificeres ved analyse. Det kan være enkeltstoffer eller stofblandinger. Det er vigtigt at definere hvilken kontrolprocedure der benyttes, herunder analysemetoder. Analysemetoder fremgår af vejledningen om prøvetagning og analyse af jord /3/. Der kan også, hvis der specifikt er eftervist en sikker korrelation, være tale om delvist at benytte feltmetoder som stopkriterium.

Acceptabel spredning af resultaterne

Inden start af afværgeforanstaltninger skal det defineres, hvorledes man skal forholde sig til variationer i analyseresultater. Eksempelvis kan der kræves, at en vis procentdel af resultaterne overholder kriterierne, samtidigt med at der angives en maksimal koncentration, som ingen enkeltanalyser må overskride.

Danske erfaringer

Af afsluttede in-situ oprensninger i Danmark har der både været anvendt luft og jord som medium for stopkriterier. Der er for vacuumekstraktionsanlæg afsluttet en del sager, hvor stopkriterierne er overholdt. For forceret udvaskning er der eksempler på oprensning i forhold til både jord og vand. Enkelte oprydninger er afsluttet, fordi de opstillede stopkriterier var nået/overholdt, men flere anlæg er stoppet på grund af driftsmæssige problemer.

10.4 Kontrol af grundvandsoprensning

Oprensningsmetoder

Der findes forskellige oprensningsprincipper/metoder overfor grundvandsforurening, jf. beskrivelsen i afsnit 9. Metoderne kan groft opdeles i afværgepumpemetoder og andre in-situ teknikker.

Hydraulisk kontrol

10.4.1 Kontrol af afværgepumpning

Når oppumpningen er startet skal det kontrolleres, om forureningen er under hydraulisk kontrol. Et monitoringsprogram opstilles normalt i forbindelse med etablering af anlægget og revideres efter indkøring af anlægget. I monitoringsprogrammet fastlægges, hvor der skal pejles og måles pumpeydelse, samt hvor ofte der skal pejles, og hvor ofte ydelsen skal måles.

Boringerne til monitorering af den hydrauliske kontrol placeres normalt inden for og i grænseområdet for afværgeoppumpningens

indvindingsopland. Det skal således ved pejling på begge sider af vandskellene dokumenteres, at forureningsfanen er på den rigtige side af vandskellene.

Oprensningskontrol

Kontrollen af om forureningen oprenses som planlagt, omfatter prøvetagning og analyser af forureningskomponenter i pumpe- og monitoringsboringer. Boringerne til monitorering af oprensningen placeres indenfor forureningsfanen, ved forureningskilden samt eventuelt i sekundære magasiner over forureningsfanen, nedstrøms kilden.

I monitoringsprogrammet fastsættes, hvor der skal udtages prøver og hvor ofte, der skal udtages vandprøver, samt hvilke analyser der skal udføres.

Driftseffekt kontra den blivende effekt

Ved afværgepumpning er der ofte forskel på driftseffekten og den blivende effekt. Der vil, når man stopper for pumpeanlægget, ofte tilstrømme/frigøres forureningskomponenter, så oprensningen ikke overholder stopkriterierne som forventet (tilbageslag). Eksempelvis kan forurenede stoffer frigives til grundvandet efter hævnning af vandspejlet i forbindelse med mindskning af pumpeydelse. Det er derfor afgørende, at den blivende effekt måles efter stop af afværgepumpning. Det skal vurderes, hvornår et eventuelt tilbageslag vil kunne konstateres i kontrolboringen. Hvis kontrolmålinger efter at den blivende effekt vurderes at være indtruffet, fx efter 3 måneder, viser, at stopkriteriet er overskredet, skal afværgepumpningen genoptages. Denne procedure gentages, til stopkriteriet er nået.

Krav til stopkriterie

Ønsket opretningsniveau fastsættes ud fra den i undersøgelsesfasen foretagne risikovurdering. Stopkriteriet skal indeholde krav om, at der ved flere på hinanden følgende monitoringsrunder er opnået værdier under fastlagt opretningsniveau. Der bør derudover altid analyseres prøver fra flere monitoringsboringer og ikke kun fra pumpeboringen. Stopkriterierne kan være differentieret i forhold til placeringen af prøvetagningsboringerne.

Danske erfaringer

Erfaringerne med afværgepumpning ("pump and treat") er store. En del sager er afsluttede. Men ved mange afværgepumpninger viser det sig vanskeligt at nå stopkriterierne. Derimod kan man ved hydraulisk styring forhindre grundvandsforureningen i at spredes mod fx indvindingsboringer o.l., samtidig med at en del forurening trods alt fjernes.

Der er eksempler på, at oprensninger i forhold til arealanvendelsen i

terrænnære magasiner er afsluttede med succes. Derimod er der kun ganske få eksempler på afsluttede afværgeoppumpninger fra højtydende magasiner, hvor der skal renses op til drikkevandsniveau.

Kontrol af afledt grundvand

Afledningskravene fastlægges af tilsynsmyndigheden for rensningsanlæg eller recipient mv. i en afledningstilladelse. I afledningstilladelsen fremgår (ud over krav til analysekomponenter, og analyseprocedurer, koncentrationer der skal overholdes og tilladte afledte vandmængder) også krav til prøvetagnings- og analysehyppighed. Der skal derfor, i henhold til den krævede analysehyppighed, udtages vandprøver før udledning til ledningsnettet for kontrol af, om kravene er overholdt.

Driftskontrol af rensprocesser

Ved afledning af forurenede grundvand, skal der i driften indgå kontrol af, om rensprocesserne forløber tilfredsstillende. Fælles for eksempelvis filterteknologierne er, at filtrene jævnlige skal skylles og/eller renses og udskiftes. Renseeffektiviteten mindskes efterhånden, idet filtermaterialet langsomt mister sin evne til at ab-/adsorbere komponenterne eller clogger til. Derfor skal der påregnes en del overvågning og driftsstyring i forbindelse med filterrensning, -skylning og/eller udskifning.

Omfanget af overvågning af vandbehandling og rensemetode er meget specifik for de enkelte metoder, og skal derfor beskrives i drift- og monitoringsprogrammet. Eksempelvis skal udskillere tømme med passende mellemrum.

Ved kulfilterrensning består kulfilteranlægget normalt af 2 filtre i serie, og kulfilteranlæggets effekt kontrolleres bedst imellem filtrene, således at filtrene kan skiftes løbende ud et af gangen, og der aldrig bliver gennembrud af forureningskomponenter i det sidste filter.

Air sparging

10.4.2 Kontrol af in-situ afværgete metoder

Som kontrol på oprensningens effekt ved air sparging, er der, som ved oppumpning, primært tale om en grundvandsovervågning. Det vil sige analyse af grundvandsprøver fra monitoringsboringer placeret centralt og i periferien af det forurenede område. Kontrolhyppigheden kan fx være efter 1, 2, 3, 6, 9, 12, 18 og 24 måneder /32/.

Man skal være opmærksom på, at der ved air sparging kan ske betydelig forureningsspredning via lufttransport i den mættede zone, sandsynligvis som følge af lavpermeable horisontale zoner. Om der findes sådanne lavpermeable zoner skal undersøges i dimensioneringsfasen. Er det tilfældet, skal der også monitoreres

længere væk fra anlægget ikke kun over for grundvandet, men også over for eventuelle opståede indeklimaproblemer. Samtidig er det ved air sparging vigtigt, at grundvandets trykniveau pejles jævntligt, som kontrol af vandspejlshævninger.

For air sparging vil der normalt sideløbende udføres fjernelse af strippede forureningskomponenter fra den umættede zone ved vacuumekstraktion. Dette luftafkast er en monitoringsparameter, som skal medtages i kontrolprogrammet.

Med hensyn til stopkriterier bør der for air sparging gælde den pragmatiske anskuelse som generelt ved oprydninger, at afværgetiltag kan stoppes når forureningskoncentrationerne er lave, og der ikke sker nogen nævneværdig ændring i forureningsbilledet (også når der er taget højde for tilbageslag), samtidig med at en konkret risikovurdering konkluderer, at afværgeforanstaltningerne kan stoppes, eventuelt erstattes af monitoring eller oppumpning, hvis en risikovurdering begrundet det.

Reaktive vægge

Reaktive permeable vægge er barrierer, som tillader passage af grundvand, men som nedbryder eller fjerner forureningen fra grundvandet ved passagen. Kontrollen foregår i grundvandszonen, og bør omfatte kontrol før indløb, i selve væggen og efter væggen. Herudover bør der monitoreres opstrøms og nedstrøms forureningen samt før og efter eventuelle afskærende vægge med henblik på at undersøge effektiviteten. For at sikre den ønskede strømningsretning og for at kunne igangsætte eventuelle tiltag overfor stuvningsproblemer, skal der herudover foretages overvågning af grundvandsspejlet.

Impermeable vægge

For de impermeable vægge bør der primært overvåges nedstrøms forureningen. Som en ekstra sikkerhed med henblik på at opnå optimal kontrol/overvågning kan det være aktuelt at etablere dobbeltvægge, hvor der tillige etableres overvågning mellem væggene.

Tilsætning af iltningmidler

Ved metoder, hvor der tilsættes iltningmidler i grundvandszonen, skal effektiviteten kontrolleres nedstrøms samt i afværgeboringerne i "iltbarrieren", som søges opbygget. Ved overvågningen skal der ud over forureningskomponenterne holdes kontrol med, hvornår iltningmidlet skal udskiftes eller suppleres op.

10.5 Kontrolforanstaltninger over for poreluftforurening

Kontrol af indeklima

I byggeri, hvor der er risiko for indeklimaproblemer og som følge deraf igangsat en afværgeforanstaltning, skal det med jævne mellemrum kontrolleres, om afværgeforanstaltningerne har den ønskede effekt. Dette bør normalt gøres ved målinger under gulvet og ikke i selve bygningen, idet fejlkilderne negligeres bedst muligt derved. Hvis målingerne foretages på indeluften og ikke poreluften, bør der altid foretages referenceprøver i rum, som ikke er påvirket af forurening, og desuden udendørs baggrundsmålinger.

I tilfælde af at der er igangsat passiv eller aktiv ventilation, fx som ventileret dræn i det kapillarbrydende drænlag, kan kontrollen udføres som målinger i luftafkastet eller i ventilationsrørene under gulvet. Hvis der ikke detekteres forurening i luftafkastet, kan anlægget stoppes, og slutkontrollen kan herefter foregå ved at måle i poreluften (evt. i drænrørene). Den aktive ventilation kan stoppes, når man som minimum 2 gange med 2 måneders mellemrum registrerer indhold under stopkriterierne. Man skal være opmærksom på, at der efter stop af pumpe, kan komme tilbageslag af forurening i drænrørene, hvorfor det aldrig er nok at foretage en enkeltstående målerunde.

10.6 Kontrol af foranstaltninger for lossepladsgas

Generelt

Der skal etableres et overvågningsprogram i forbindelse med de lossepladser, hvorfra gasdannelsen fra affaldet udgør en risiko for mennesker eller miljø. Forslag til løbende kontrol af lossepladsgas er beskrevet i det følgende. For yderligere betragtninger henvises til en arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen vedrørende lossepladsgas /17/.

Formål

Overvågningen har til formål at kontrollere, om der er sket ændringer i gasmængden, så det betinger igangsættelse eller ændring af afværgetiltag, eller om igangværende afværgeforanstaltninger stadig er tilstrækkeligt effektive.

Oversigt over kontrolsteder

Overvågning af lossepladsgas kan udføres flere steder, bl.a.:

- Som overfladeovervågning
- Som underjordisk overvågning med jordspyd
- I nedsatte monitoringsfiltre i gravede grøfter.
- I monitoringsboringer

- I eksisterende brønde (perkolatbrønde o.l.)
- I bygninger med tilsluttet alarmsystemer.

Den mest anvendelige metode er normalt måling i kontrolboringer/ ordspyd. Placeringen og den indbyrdes afstand bestemmes ud fra undersøgelser vedrørende risikoen for udvikling og transport af gas. Placeringen afhænger af methanindhold, gasmængde, affaldets gennemtrængelighed for gas, lossepladsens afslutning, de omkringliggende geologiske lag, samt afstanden til bygninger, rørsystemer, kloakker og udformningen af eventuelle igangsatte afværgeanlæg.

Der skal altid indgå målepunkter uden for lossepladsens afgrænsning, især mellem lossepladsen og eventuel nærliggende bebyggelse. En mere indgående beskrivelse vedrørende udformning af boringer og placering fremgår af arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen /17/. Et eksempel på indretning af et stationært målepunkt er vist i appendiks 4.6.

Gravede grøfter kan anvendes ved lossepladser med lav dybde. Nedpressede/-hamrede gassonder er mest anvendelige ved punktkilder på grund af en lille rækkevidde. Måling i eksisterende indvindings- og perkolatovervågningsbrønde kan anvendes som supplement, men de kan ikke erstatte specielt konstruerede gasmålepunkter.

Kontrol af specifikke afværgeforanstaltninger

Hvor der er udført afværgeforanstaltninger over for lossepladsgas, skal der så vidt muligt foretages kontrolmålinger mellem afværgeforanstaltning og bygning ved hjælp af ovennævnte monitoringssteder. Dette kan lade sig gøre, hvis der som afværgeforanstaltning mellem gaskilden og bebyggelsen anvendes gasbarrierer, permeable grøfter eller udluftningsdræn og -boringer/-brønde. Hvis der ved overvågningen, eventuelt i kontrolboringer, gentagne gange ikke registreres lossepladsgas kan overvågningshyppigheden nedsættes. I tilfælde af, at gasindtrængning afskæres ved hjælp af byggetekniske foranstaltninger eller ændring af trykgradienter i bygningen, skal overvågningen primært udføres under gulve eller i huset.

Gasalarmer

I bygninger i højrisikoområder bør der som ekstra sikkerhed etableres systemer til kontrolmåling af gaskoncentrationen og gasalarmer til sikring af afværgeforanstaltningens effektivitet. Når der er tale om et methanindhold på over 1 volumenprocent, defineret som 20 % af nedre eksplosionsgrænse på 5 volumenprocent methan, eller et

kuldioxidindhold på over 1,5 volumenprocent, bør bygningen evakueres /17/. Der skal altid foreligge en handlingsplan for sikkerheden for folk i bygningen, og alle skal være bekendt hermed.

Stopkriterier

Overvågningen bør fortsætte, indtil risikoen for mennesker og miljø er forsvundet. Det vil sige, indtil gaskoncentrationerne ikke udgør en eksplosionsfare (methan) eller er giftige (kuldioxid). For methan skal koncentrationen være på mindre end 1 volumenprocent og for kuldioxid fra nedbrydningen af affald på mindre end 1,5 volumenprocent målt inde i affaldet over en længere periode; eksempelvis en 2 års periode, hvor der måles under forskellige vejrforhold minimum hvert halve år (varm sommer og vinter med frossen jord, samt under faldende tryk og under 1000 millibar). Alternativt kan en egentlig undersøgelse af affaldet udføres og med statistisk sikkerhed vise, at det nedbrydelige materiale er omsat /17/.

Sikkerhed

Man bør være opmærksom på sikkerheden for folk, der er beskæftiget med etablering af kontrolforanstaltninger og udførelse af overvågning. Der skal derfor altid ligge en instruks for procedurer for arbejdssikkerhed.

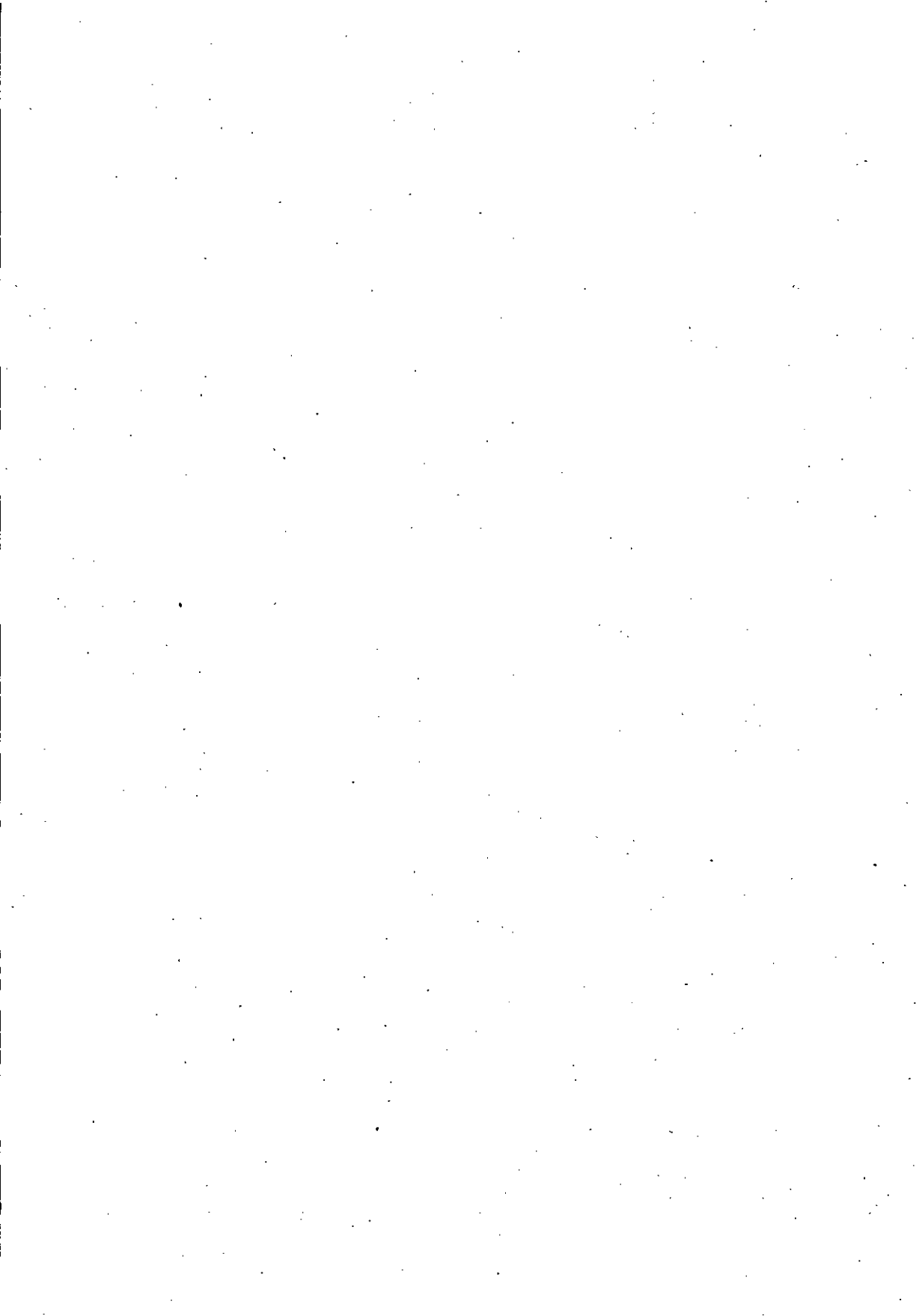
11. Referencer

- /1/ Vejledning om kortlægning af jordforurening og kilder hertil. Udkast til Vejledning, 1997, Miljøstyrelsen.
- /2/ Projektering. Projektlederkursus 2, 6. april 1997. Amternes Depotenhed.
- /3/ Vejledning om prøvetagning og analyse af jord. Udkast til Vejledning, 1997, Miljøstyrelsen.
- /4/ Vejledning om rådgivning af beboere i let forurenede områder. Udkast til Vejledning, 1997. Miljøstyrelsen.
- /5/ Kilder til industrikortlægning. Udredningsrapport U6. Lossepladsprojektet, 1989.
- /6/ Bekendtgørelse nr. 4 af 4. januar 1980 om udførelse af boringer efter grundvand. Miljøministeriet.
- /7/ Bygge- og Boligstyrelsen. Vejledning i måling af stoffer i indeluften fra forurening i jorden. 1994.
- /8/ Dansk Geoteknisk Forening. Vejledning i ingeniørgeologisk prøvebeskrivelse. DGF Bulletin 1. juli 1988.
- /9/ Toksikologiske kvalitetskriterier for jord og drikkevand. Projekt om jord og grundvand fra Miljøstyrelsen. Rapport nr. 12, 1995.
- /10/ Økotoxikologiske jordkvalitetskriterier. Projekt om jord og grundvand fra Miljøstyrelsen. Rapport nr. 13, 1995.
- /11/ B-værdier. Orientering fra Miljøstyrelsen. Orientering nr. 15, 1996.
- /12/ Risikovurdering af forurenede grunde. Miljøprojekt nr. 123. Miljøstyrelsen, 1990.
- /13/ Kemiske stoffers opførsel i jord og grundvand. Projekt om jord og grundvand nr. 20. Miljøstyrelsen, 1996.
- /14/ Radon og nybyggeri. Bygge- og Boligstyrelsen. 2. udgave 1993.
- /15/ Baggrundsværdier for organiske forbindelser i indeluften. Bygge- og Boligstyrelsen, 1994.
- /16/ Undersøgelse af lufttæthed i bygningskonstruktioner. Bygge- og Boligstyrelsen, 1993.
- /17/ Lossepladsgas. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen nr. 69, 1993
- /18/ Nielsen, G.D. et al. Flygtige organiske forbindelser i indeluft - Stoffer, koncentration og vurdering. Dansk Kemi 4, 1997.
- /19/ Begrænsning af luftforurening fra virksomheder. Vejledning fra Miljøstyrelsen. Vejledning nr. 6, 1990.

- /20/ Acceptkriterier for mikrobiologisk rensed jord. Vejledning fra Miljøstyrelsen. Vejledning nr. 8, 1992.
- /21/ B-værdier. Orientering fra Miljøstyrelsen. Orientering nr. 15, 1996.
- /22/ Generel branchevejledning for forurenede grunde. Vejledning fra Miljøstyrelsen, nr. 3, 1992.
- /23/ Branchevejledning for forurenede træimpregneringsgrunde. Vejledning fra Miljøstyrelsen, nr. 4, 1992.
- /24/ Branchevejledning for forurenede garverigrunde. Vejledning fra Miljøstyrelsen, nr. 5, 1992.
- /25/ Branchevejledning for forurenede tjære/asfaltgrunde. Vejledning fra Miljøstyrelsen, nr. 6, 1992.
- /26/ Boringskontrol på vandværker. Vejledning fra Miljøstyrelsen, nr. 2, 1997.
- /27/ Projektstyringshåndbog for jord- og grundvandsforureninger. Projekt om jord og grundvand fra Miljøstyrelsen nr. 5, 1995.
- /28/ Lov nr. 216 af 8. juni 1966 om licitation mv.
- /29/ Arbejdsministeriets bekendtgørelse nr. 1017 af 15/12 1993 om indretning af byggepladser og lignende arbejdssteder efter lov om arbejdsmiljø.
- /30/ AB92. Almindelige betingelser for arbejder og leverancer i bygge- og anlægsvirksomhed. Boligministeriet, 10 dec. 1992.
- /31/ Barrierer mod udvikling og anvendelse af nye afværgeteknologier. Projekt om jord og grundvand fra Miljøstyrelsen nr. 4, 1995
- /32/ Erfaringer med in-situ afværgeforanstaltninger. Projekt om jord og grundvand fra Miljøstyrelsen nr. 7, 1995.
- /33/ DS 415. Funderingsnormen. Dansk Ingeniørforening 1984.
- /34/ Forurenede og rensede jord på Sjælland og Lolland Falster. Vejledning i håndtering og bortskaffelse. Frb. og Kbh. Kommune, Kbh., Frederiksborg, Roskilde, Storstr. og Vestsj. Amter, 1997.
- /35/ Beckett, G.D, Huntley, D.. Characterization of Flow Parameters Controlling Soil Vapor Extraction. Groundwater March-April 1994.
- /36/ Hinchee, R.E., Ong. S.K., Miller, R. N., Downey, D. C., Frandt, R. Test Plan and Technical Protocol for a Field Treatability Test for Bioventing. US Air Force Center for Environmental Excellence, Brooks Air Force Base, Texas, USA.

- /37/ Bioremediation of Contaminated Soil. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen nr. 4; 1995.
- /38/ Forureningsbekæmpelse med mikroorganismer. Temarapport fra DMU, 1996.
- /39/ Electrokinetic Remediation of Heavy Metal Polluted Soil. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen nr. 67, 1994.
- /40/ Design, indkøring og drift af afværgepumpning. Projekt om jord og grundvand fra Miljøstyrelsen nr. 1, 1995.
- /41/ Udnyttelse og rensning af forurenede grundvand, Projekt om jord og grundvand fra Miljøstyrelsen nr. 2, 1995.
- /42/ DS 432. Norm for afløbsinstallationer, 2. udgave, 1994
- /43/ Airsparging fra horisontal boring. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen nr. 9, 1997.
- /44/ Gillham, R.W. In Situ Reactive Barriers for Plume Control. Diagnose and Remediation of DNAPL Sites. Waterloo DNAPL Course. ATV, Vingsted, 6.-8. maj 1996.
- /45/ Restforureninger under huse. Projekt om jord og grundvand fra Miljøstyrelsen nr. 22, 1996.
- /46/ L. Ramsay. Stopkriterier for in-situ oprensninger. Vand og jord 1995.
- /47/ Bekendtgørelse nr. 921 af 8. oktober 1996 om kvalitetskrav for vandområder og krav til udledning af visse farlige stoffer til vandløb, søer eller havet.
- /48/ Bekendtgørelse nr. 310 af 25. april 1994 om spildevandstilladelser mv. efter miljøbeskyttelseslovens kapitel 3 og 4.
- /49/ Bekendtgørelse nr. 75 af 30. januar 1992 om grænseværdier for udledning af visse farlige stoffer til vandløb, søer og havet (Liste 1-stoffer).
- /50/ Bekendtgørelse nr. 181 af 25. marts 1986 om grænseværdier for cadmium med processpildevand fra visse industrianlæg.
- /51/ Bekendtgørelse nr. 520 af 8. august 1986 om grænseværdier for kviksølv ved udledning af spildevand fra visse industrianlæg.
- /52/ Vejledning nr. 6 1974 fra Miljøstyrelsen. Vejledende bestemmelser for udledning af spildevand.
- /53/ Økotoxikologiske jordkvalitetskriterier. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen, No. 83, 1997.
- /54/ Bygge- og Boligstyrelsen. 1992. Diffusionsforsøg, betongulve.
- /55/ Bygge- og Boligstyrelsen: Modværdien i danske kroner af EU-udbudsdirektivernes tærskelværdier for perioden januar 1996 til 31. december 1997.

- /156/ Kjærgaard, M., Ringsted, J.P., Albrechtsen, H.J. og Bjerg, P.L. 1998. Naturlig nedbrydning af miljøfremmede stoffer i jord og grundvand. Teknologirapport udarbejdet af Geoteknisk Institut og Institut for Miljøteknologi (Danmarks Tekniske Universitet) for Miljøstyrelsen.
- /157/ Wiedemeier, T.H. et al. 1995. Technical Protocol for implementating Intrinsic Remediation with Long-Term Monitoring for Natural Attenuation of Fuel Contamination Dissolved in Groundwater. Air Force Centre for Environmental Excellence, Technology Transfer Division, Brooks Air Force Base, San Antonio, Texas.
- /158/ Wiedemeier, T.H. et al. 1996. Technical protocol for evaluating natural attenuation of chlorinated solvents in groundwater. Draft – Revision 1. Air Force Centre for Environmental Excellence, Technology Transfer Division, Brooks Air Force Base, San Antonio, Texas.



Registreringsblad

Udgiver: Miljø- og Energiministeriet. Miljøstyrelsen
Strandgade 29, 1401 København K
telefon 32660100 telefax 32660479 <http://www.mst.dk>

Serietitel, nr.: Vejledning fra Miljøstyrelsen, 6/1998

Udgivelsesår: 1998

Titel:
Oprydning på forurenede lokaliteter - Hovedbind

Undertitel:

Forfatter(e):

Udførende institution(er):
Geoteknisk Institut

Resumé:

Vejledningen beskriver håndteringen af en forurenede lokalitet fra undersøgelsesfasen, gennem risikovurderingen og til der etableres foranstaltninger mod forureningen. Der er angivet afdampnings-, jordkvalitets- og grundvandskvalitetskriterier, forskellige afværgemetoder og standarddata. Vejledningen anviser også om projektering, rapportering og drift/kontrol ved afhjælpende foranstaltninger.

Emneord:

jord; oprydning; grundvand; prøvetagning; metodik; rensning; risikovurdering; kontrol; kvalitetskriterier

Andre oplysninger:

Hertil hører "Oprydning på forurenede lokaliteter - Appendikser" (Vejledning fra Miljøstyrelsen, 7/1998), "Branchevejledning for forurenede træimpregneringsgrunde" (Vejledning fra Miljøstyrelsen, 8/1998), "Branchevejledning for forurenede garverigrunde" (Vejledning fra Miljøstyrelsen, 9/1998), "Branchevejledning for forurenede tjære/asfaltgrunde" (Vejledning fra Miljøstyrelsen, 10/1998) og "Branchevejledning for benzin- og olieforurenede grunde" (Vejledning fra Miljøstyrelsen, 11/1998).

Md./år for redaktionens afslutning: oktober 1998

Sideantal: 154

Format: A5

Oplag: 900

ISBN: 87-7909-069-9

ISSN: 0108-6375

Tryk: Notex - Tryk & Design a-s, Albertslund

Pris (inkl. moms): 165 kr.

Kan købes i: Miljøbutikken, Læderstræde 1-3, 1201 København K
telefon 33379292 telefax 33927690 e-post milbut@si.dk

Må citeres med kildeangivelse

Trykt på 100% genbrugspapir **Cyclus**

Vejledning fra Miljøstyrelsen (Environmental Guidelines)

1994

- Nr. 1 : STANDAT V 1.1
- Nr. 2 : Microbiological Plant Protection Products – Guidelines
- Nr. 3 : Tilsyn med landbrug
- Nr. 4 : Bortskaffelse, planlægning og registrering af affald
- Nr. 5 : Støj fra flyvepladser : 2 bd.
- Nr. 6 : Tilslutning af industrispildevand til kommunale spildevandsanlæg

1995

- Nr. 1 : Skydebaner
- Nr. 2 : Beregning og måling af støj fra skydebaner
- Nr. 3 : Tilsyn med virksomheder
- Nr. 4 : Udpegning af områder med særlige drikkevandsinteresser
- Nr. 5 : Rotter - 2. udgave
- Nr. 6 : Klassificering m.v. af kemiske stoffer og produkter
- Nr. 7 : Rotter og skibe
- Nr. 8 : Rotter og levnedsmiddelvirksomheder - 2. udgave

1996

- Nr. 1 : Normalregulativ for private vandforsyninger
- Nr. 2 : Supplement til vejledning om ekstern støj fra virksomheder

1997

- Nr. 1 : Støj og vibrationer fra jernbaner - 2. udgave
- Nr. 2 : Boringskontrol på vandværker
- Nr. 3 : Støj fra motorsportsbaner - 2. udgave
- Nr. 4 : Godkendelse af husdyrbrug - 2. udgave
- Nr. 5 : Anmeldeordning for anden virksomhed end listevirksomhed
- Nr. 6 : 10-års kontrol af gyllebeholdere
- Nr. 7 : Lokale miljøindikatorer - et redskab til måling og synliggørelse af miljøindsatsen
- Nr. 8 : Beregning af støjkonsekvensområder omkring forsvarrets øvelsesområder
- Nr. 9 : Affaldsdeponering
- Nr. 10 : Selvklassificering af farlige kemiske stoffer - lovpligtige oplysninger
- Nr. 11 : Selvklassificering af farlige kemiske stoffer - frivillige oplysninger
- Nr. 12 : Selvklassificering af carcinogene, mutagene eller reproduktionstoksiske stoffer
- Nr. 13 : Begrænsning af luftforurening fra virksomheder, der udsender svejserøg

1998

- Nr. 1 : Genanvendelse af transportemballager af plast
- Nr. 2 : Tilsyn med de ydre miljøforhold ved overfladebehandling af metaller
- Nr. 3 : Godkendelse af ferskvandsdambrug
- Nr. 4 : Håndtering af klinisk risikoaffald
- Nr. 5 : Biologisk bedømmelse af vandløbskvalitet
- Nr. 6 : Oprydning på forurenede lokaliteter - Hovedbind
- Nr. 7 : Oprydning på forurenede lokaliteter - Appendikser
- Nr. 8 : Branchevejledning for forurenede træimprægneringsgrunde
- Nr. 9 : Branchevejledning for forurenede garverigrunde
- Nr. 10 : Branchevejledning for forurenede tjære/asfaltgrunde
- Nr. 11 : Branchevejledning for benzin- og olieforurenede grunde

Oprydning på forurenede lokaliteter - Hovedbind

Vejledningen beskriver håndteringen af en forurenede lokalitet fra undersøgelsesfasen, gennem risikovurderingen og til der etableres foranstaltninger mod forureningen. Der er angivet afdampnings-, jordkvalitets- og grundvandskvalitetskriterier, forskellige afværgemetoder og standarddata. Vejledningen anviser også om projektering, rapportering og drift/kontrol ved afhjælpende foranstaltninger.

Pris kr. 165,- (inkl. 25% moms)

ISSN nr. 0108-6375

ISBN nr. 87-7909-069-9

Kan købes i Miljøbutikken

Telefon: 33 37 92 92 Fax: 33 92 76 90

e-post milbut@si.dk

Miljø- og Energiministeriet **Miljøstyrelsen**

Strandgade 29 · 1401 København K · Tlf 32 66 01 00