

Vejledning fra Miljøstyrelsen

Nr. 7 1998

Oprydning på forurenede lokaliteter - Appendikser

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 grovvarebranchen

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 levnedsmiddelvirkomheder
- Nr. 5 : Beregning af ekstern støj fra virksomheder
- Nr. 6 : Udarbejdelse af kommunale miljøhandlingsplaner
- Nr. 7 : Erhvervmæssigt dyrehold, husdyrgødning, ensilage m.v.
- Nr. 8 : Mikrobiologiske plantebeskyttelsesmidler
- Nr. 9 : Anvendelse af ISAG på virksomheder, der bortskaffer affald

Vejledning fra Miljøstyrelsen
Nr. 7 1998

Oprydning på forurenede lokaliteter - Appendikser

Indhold

1	Indledning 8	7	Rapportering 95
2	Strategi 9	7.1	Indledende undersøgelser 95
2.1	Faseopdeling af indsatsen 9	7.1.1	Disposition af rapport 95
2.2	Orienteringsfasen 12	7.1.2	Figurer og tabeller 97
2.3	Undersøgellesfasen 12	7.1.3	Appendiks og bilag 97
2.3.1	Formål 12	7.2	Supplerende undersøgelser 98
2.3.2	Indledende undersøgelser 13	8	Projektering 99
2.3.3	Supplerende undersøgelser 14	8.1	Overordnede forhold 99
2.3.4	Risikovurdering 15	8.2	Sikseprojekt 101
2.4	Afvergefasen 16	8.3	Detailprojekt 103
2.5	Drift- og kontrolfasen 16	8.4	Udbud og udbudsmateriale 104
2.6	Strategi for information 17	8.4.1	Udbud og kontrahering 104
3	Orienteringsfasen 18	8.4.2	Udbuds-/licitationsmateriale 105
3.1	Introduktion 18	8.5	Tilsyn 106
3.2	Tidligere og nuværende anvendelse 18	8.6	Arbejds miljø og ekstern miljø 107
3.3	Recepter samt jord- og grundvandsforhold 22	8.6.1	Arbejds miljø 107
3.4	Rapportering 23	8.6.2	Ekstern miljø 108
4	Undersøgelser 24	8.7	Projekt- og kvalitetsstyring 109
4.1	Indledning 24	8.8	Projektafslutning 110
4.2	Prøvetagning af jord og vand 24	9	Afverge 111
4.2.1	Placering af boringer 24	9.1	Oprydningsformål 111
4.2.2	Udførelse af boringer/gravninger 26	9.1.1	Afvergeforanstaltninger i forhold til arealanvendelse 112
4.2.3	Udtagning af jordprøver 27	9.1.2	Afvergeforanstaltninger for grundvand og recepter 112
4.2.4	Udtagning af vandprøver 27	9.2	Afvergemetoder over for jordforurening 112
4.2.5	Udførelse af prøvepumpinger 29	9.2.1	Overblik over afvergemetoder 112
4.3	Prøvetagning af luft 30	9.2.2	Afgravning 114
4.3.1	Portluft/miljøer af organiske og uorganiske dampe 30	9.2.3	Behandlingsmetoder for afgraved jord 115
4.3.2	Løsepladsgas 31	9.2.4	Vacuumekstraktion 116
4.3.3	Indeklima 34	9.2.5	Behandlingsmetoder for oppumpet luft 117
4.4	Analysemetoder 35	9.2.6	Bløvløst 117
4.4.1	Feltmetoder 35	9.2.7	Forceret udvaskning 119
4.4.2	Laboratorieanalyser 37	9.2.8	Immobilisering 120
4.5	Indsamling af data vedrørende bygninger 37	9.2.9	Biologisk rensning 121
4.6	Geologi, hydrogeologi og hydrologi 38	9.2.10	Andre in-situ jordrensemetoder 122
5	Risikovurdering 40	9.2.11	Indkøring af jordrensningsanlæg 123
5.1	Definitioner, fremgangsmåde og datakrav 40	9.3	Afvergemetoder over for grundvandsforurening 123
5.2	Anvendelse af jorden 42	9.3.1	Overblik over afvergemetoder 123
5.2.1	Definitioner 42	9.3.2	Afvergepumpning 124
5.2.2	Eksposering 44	9.3.3	Afledning og behandling af oppumpet grundvand 127
5.2.3	Acceptkriterier og principper for afverge 47	9.3.4	In-situ afvergemetoder til grundvandsforurening 129
5.2.4	Vurdering af jordforurening 49	9.4	Afvergemetoder over for portluftforurening 132
5.3	Afdampning beruende løsepladsgas 51	9.4.1	Byggeri på forurenede arealer 132
5.3.1	Udeluft 52	9.4.2	Byggetekniske foranstaltninger 133
5.3.2	Indeklima 55	9.5	Afvergemetoder over for løsepladsgas 134
5.3.3	Løsepladsgas 60	9.6	Resforurening under buse 135
5.4	Grundvand 62	10	Drift og kontrol 136
5.4.1	Generelt om risikovurdering i forhold til grundvandet 62	10.1	Indledning og formål 136
5.4.2	Metode til trinvis risikovurdering 68	10.2	Kontrol ved afgravning 137
5.5	Overfladercepter 81	10.2.1	Kontrol af afgraved jord 137
6	Kvalitetskriterier for jord, luft og grundvand 83	10.2.2	Kontrol af resforurening 139
6.1	Baggrund og formål 83	10.3	Kontrol ved in-situ oprensning af jordforurening 140
6.2	Kvalitetskriterier for jord 83	10.3.1	Driftkontrol 141
6.3	Afskræningskriterier for jord 87	10.3.2	Supplering, stikontrol/dokumentation for oprensning 142
6.4	Kriterier for tilført jord 88	10.4	Kontrol af grundvandsoprensning 144
6.5	Kvalitetskriterier for grundvand 89	10.4.1	Kontrol af afvergepumpning 144
6.6	Kvalitetskriterier for luft 91	10.4.2	Kontrol af in-situ afvergemetoder 146
6.7	Kvalitetskriterierets anvendelse og begrænsning 93	10.5	Kontrolforanstaltninger over for portluftforurening 148
		10.6	Kontrol af foranstaltninger for løsepladsgas 148
		11	Referencer 151

Appendiks liste

- Appendiks 3.1 Virksomhedstyper/branchers produktionsforhold 163
Appendiks 3.2 Checkliste ved besigtigelse 167

Særskilte udgivelser

- Appendiks 3.3 Branchevejledning for forurenede træmprægneringsgrunde, 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 omkringliggende 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

Appendiks 3.1

Virksomhedstyper/branchers produktionsforhold

Henvisninger til bearbejdet baggrundsmateriale

Virksomhedstype	Litteraturhenvisning
Tjære-/Asfaltfabrikker	Branchevejledning for forurenede tjære/asfaltgrunde (1992) /1/ Forurenede industrigrunde (1988) /2/ Appendiks 3.5
Autoværksteder	Erfaringsopsamling på amternes registreringsundersøgelser (1995) /3/ Branchebeskrivelse for autoværksteder (1997) /16/
Farverier	Erfaringsopsamling på amternes registreringsundersøgelser (1995) /3/
Galvaniseringsvirksomheder	Erfaringsopsamling på amternes registreringsundersøgelser (1995) /3/ Forurenede industrigrunde (1988) /2/
Garverier	Branchevejledning for forurenede garverigrunde (1992) /4/ Forurenede industrigrunde (1988) /2/ Branchebeskrivelse for garverier (1997) /17/ Appendiks 3.4
Gasværker	Forurenede gasværksgrunde /15/ Forurenede gasværksgrunde (1989) /5/ Forurenede industrigrunde (1988) /2/
Industrilakerer	Erfaringsopsamling på amternes registreringsundersøgelser (1995) /3/
Jern- og Metalstøberier	Historisk beskrivelse af Jern- og Metalstøberiernes mulige miljøbelastning (1992) /6/ Forurenede industrigrunde (1988) /2/ Branchebeskrivelse for jern- og metalstøberier (1997) /18/
Korn- og Foderstofvirksomheder	Historisk beskrivelse af Korn- og Foderstofvirksomheders mulige miljøbelastning (1992) /7/ Branchebeskrivelse for korn- og foderstofvirksomheder (1997) /13/
Lak- og Malingsfabrikker	Forurenede industrigrunde (1988) /2/

Virksomhedstype	Litteraturhenvisning
Maskinfabrikker	Erfaringsopsamling på amternes registreringsundersøgelser (1995) /3/ Historisk beskrivelse af Maskinbranchens mulige miljøbelastning (1992) /8/ Branchebeskrivelse for metalforarbejdende virksomheder (1997) /20/
Produkthandel, autoophug mv.	Branchebeskrivelse for produkthandel, autoophug og jern- og metalgenvindingsvirksomheder (1997) /21/
Plastvirksomheder	Historisk beskrivelse af Plastbranchens mulige miljøbelastning (1992) /9/
Renserier	Erfaringsopsamling på amternes registreringsundersøgelser (1995) /3/ Historisk beskrivelse af Renseribranchens mulige miljøbelastning (1992) /10/
Servicestationer	Appendiks 3.6
Tagpapvirksomheder	Branchevejledning for forurenede tjære/asfaltgrunde (1992) /1/ Forurenede industrigrunde (1988) /2/ Appendiks 3.5
Trykkerivirksomheder	Historisk beskrivelse af Trykkeribranchens mulige miljøbelastning (1992) /12/
Træ- og Møbelvirksomheder	Erfaringsopsamling på amternes registreringsundersøgelser (1995) /13/ Historisk beskrivelse af Træ- og Møbelbranchens mulige miljøbelastning (1992) /12/
Træimprægneringsvirksomheder	Branchevejledning for forurenede træimprægneringsgrunde (1992) /13/ Forurenede industrigrunde (1988) /2/ Branchebeskrivelse for træimprægneringsvirksomheder (1997) /22/ Appendiks 3.3
Varmeværker	Branchebeskrivelse for varmeværker (1997) /23/
Vulkaniseringsvirksomheder	Historisk beskrivelse af Vulkaniseringsanstalters mulige miljøbelastning (1992) /14/

Referencer

- /1/ Branchevejledning for forurenede tjære/asfaltgrunde
Vejledning fra Miljøstyrelsen nr. 6, 1992.
- /2/ Forurenede industrigrunde
Udredningsrapport U2
Lossepladsprojektet, 1988.
- /3/ Erfaringsopsamling på amternes registreringsundersøgelser
Projekt om jord og grundvand fra Miljøstyrelsen nr. 9,
1995.
- /4/ Branchevejledning for forurenede garverigrunde
Vejledning fra Miljøstyrelsen nr. 5, 1992.
- /5/ Forurenede gasværksgrunde
Udredningsrapport U4
Lossepladsprojektet, 1989.
- /6/ Historisk beskrivelse af Jern- og Metalstøberiers mulige
miljøbelastning - specielt med henblik på jord- og
grundvandsforurening. Vestsjællands Amtskommune.
Teknisk Forvaltning. 1992.
- /7/ Historisk beskrivelse af Korn- og Foderstofvirksomheders
mulige miljøbelastning - specielt med henblik på jord- og
grundvandsforurening. Vestsjællands Amtskommune.
Teknisk Forvaltning. 1992.
- /8/ Historisk beskrivelse af Maskinbranchens mulige miljø-
belastning - specielt med henblik på jord- og grund-
vandsforurening. Vestsjællands Amtskommune. Teknisk
Forvaltning. 1992.
- /9/ Historisk beskrivelse af Plastbranchens mulige
miljøbelastning - specielt med henblik på jord- og
grundvandsforurening. Vestsjællands Amtskommune.
Teknisk Forvaltning. 1992.
- /10/ Historisk beskrivelse af Renseribranchens mulige
miljøbelastning - specielt med henblik på jord- og
grundvandsforurening. Vestsjællands Amtskommune.
Teknisk Forvaltning. 1992.
- /11/ Historisk beskrivelse af Trykkeribranchens mulige
miljøbelastning - specielt med henblik på jord- og
grundvandsforurening. Vestsjællands Amtskommune.
Teknisk Forvaltning. 1992.
- /12/ Historisk beskrivelse af Træ- og Møbelbranchens mulige
miljøbelastning - specielt med henblik på jord- og
grundvandsforurening. Vestsjællands Amtskommune.
Teknisk Forvaltning. 1992.

- /13/ Branchevejledning for forurenede træimprægneringsgrunde. Vejledning fra Miljøstyrelsen nr. 4, 1992.
- /14/ Historisk beskrivelse af Vulkaniseringsanstalters mulige miljøbelastning - specielt med henblik på jord- og grundvandsforurening. Vestsjællands Amtskommune. Teknisk Forvaltning. 1992.
- /15/ Forurenede gasværksgrunde. Møde 9. oktober 1996. ATV-komiteen vedrørende grundvandsforurening.
- /16/ Branchebeskrivelse for autoværksteder. Amternes Depotenhed. Teknik & Administration, Nr. 4, 1997.
- /17/ Branchebeskrivelse for garverier. Amternes Depotenhed. Teknik & Administration, Nr. 5, 1997.
- /18/ Branchebeskrivelse for jern- og metalstøberier.. Amternes Depotenhed. Teknik & Administration, Nr. 6, 1997.
- /19/ Branchebeskrivelse for korn- og foderstofvirksomheder. Amternes Depotenhed. Teknik & Administration, Nr. 7, 1997.
- /20/ Branchebeskrivelse for metalforarbejdende virksomheder. Amternes Depotenhed. Teknik & Administration, Nr. 8, 1997.
- /21/ Branchebeskrivelse for produkthandel, autoophug og jern- og metalgenvindingsvirksomheder. Amternes Depotenhed. Teknik & Administration, Nr. 9, 1997.
- /22/ Branchebeskrivelse for træimprægneringsvirksomheder. Amternes Depotenhed. Teknik & Administration, Nr. 10, 1997.
- /23/ Branchebeskrivelse for varmeværker. Amternes Depotenhed. Teknik & Administration, Nr. 11, 1997.

Appendiks 3.2

Checkliste ved besigtigelse

Anvend situationsplan i stor målestok (fx 1:200)

Husk at tage fotos af lokaliteten.

Installation/aktivitet	Observationer
Situationsplan	Passer målestok og nordpil?
Nuværende arealanvendelse Tidligere arealanvendelse	Bygninger, aktiviteter, vaskeplads, oplag m.m. Evt. senere tilbygninger
Arealanvendelse på nabogrunde	Bygninger, aktiviteter, oplag m.m.
Udluftningsstuds	Antal, placering
Tanke/dæksler	Placering Nr. på tank Kote til bund af tank Volumen/diameter Spild ved påfyldningsstuds Produkt Mængde af produkt i tank
Olie/benzinudskillere	Tilstand, placering
Kloak og dræn	Placering, tegn på forurening
Pumpeøer/andre installationer	Placering, tegn på forurening Se efter betonfundamenter eller anden slags fliser i belægninger (ved enkelt stander)
Tegn på forurening i øvrigt	Misfarvning Lugt Skader på vegetation
Bygninger	Konstruktion/tilstand Kælder Fundering Vaskehal Smøregrav m.m.
Belægninger	Typer Tegn på opbrydning/ny asfalt Beton under asfalt Opbrydning ved feltarbejde nødvendig?
Adgangsforhold	Halvtage og skure Porte og hegn Oplag Træer, krat m.m. Lufledninger
Topografi	Skøn for strømningsretning i terrænnære magasiner Terrænregulering
Nærliggende recipienter	Oliefilm
Oplysninger i øvrigt	Interview med grundejer m.m.

Appendiks 4.1

Retningslinier for udførelse af borearbejde

Indledning

Dette appendiks beskriver den praktiske udførelse af boringer, der udføres i forbindelse med forureningsundersøgelser. Udover borearbejdet omtales også filtersætning og afpropning af boringer. Der behandles følgende punkter:

- Udførelse
- Journalføring
- Pejle-/filterarrangement
- Borehulsafrøpning
- Indmåling og nivellement

Jordprøvetagning er omtalt i appendiks 4.2 og vandprøvetagning i appendiks 4.3. Det er tilstræbt at udforme det følgende som et sæt minimumskrav, der bør være opfyldt ved et borearbejdes udførelse. Appendikset kan derfor indgå som basisbetingelser ved tilbudsgivning på borearbejder. Supplerende krav må formuleres i relation til den enkelte undersøgelses formål og karakter.

I bekendtgørelse nr. 4 af 4. januar 1980 om udførelse af boringer efter grundvand /3/ er de almindeligt gældende regler vedrørende udførelse, sløjfning, indretning og indberetning af boringer m.v. angivet. Ifølge bekendtgørelsen om udformning af boringer efter grundvand, skal boringer med dette formål indberettes til GEUS inden 3 måneder efter udførelsen.

Lokaliseringsboringer (korte undersøgelsesboringer)

Betegnelsen lokaliseringsboringer er benyttet for boringer, der udføres med det formål at indkredse og beskrive en forurening af de øvre jordlag og terrænnære grundvandsmagasiner. Disse boringer anvendes ofte i de indledende faser i et undersøgelsesforløb.

Ved meget korte boringer kan der håndbores (1-2 m). Hertil kan benyttes et pælebor, eller spadebor (Hollandsk boregrej) /1/. Ellers udføres korte undersøgelsesboringer normalt som tør rotationsboringer med snegl eller kop som boreredskab. Hvis de geologiske forhold tillader det, kan boringerne udføres uden anvendelse af borerør (foringsrør), idet denne metode kan give tilstrækkeligt gode niveau-specifikke jordprøver ved korte boringer (indtil ca. 3 m og over grundvandsspejl).

Dimension af borehul er i princippet valgfri. Valget af dimension skal harmonere med en eventuel ønsket filterdimension med tilhørende gruskastning. Normalt nedsættes Ø 63 mm filterrør (50 mm) i 6" borerør mens der i 4" borerør normalt kun kan placeres Ø 25 mm pejlerør. Hvis der filtersættes i et egentligt grundvandsmagasin, bør der altid afproppes med bentonit over filtersætningen, typisk ud for et eventuelt lavpermeabelt lag. Et eksempel på en filtersætning fremgår af figur 1.

Korte lokaliseringsboringer kan tilbagefyldes med opboret materiale, hvis borerørerne ikke er over 3-4 m dybe, eller ikke gennemskærer flere grundvandsmagasiner.

Undersøgelsesboringer

Til forskel fra de korte lokaliseringsboringer bør der altid anvendes borerør (foringsrør) ved undersøgelsesboringer. Dette skyldes at borerørerne er dybere, og man normalt ønsker at opnå en tilfredsstillende prøvetagning, enten af jord eller vand eller begge dele. Anvendelse af borerør vil sikre mod krydskontaminering mellem forskellige lag. Samtidig er anvendelse af borerør en nødvendighed ved boring under grundvandsspejl.

Der anvendes normalt tør rotationsboringer. Men i friktionsjord (sand/grus) under grundvandsspejl vil man ofte benytte slagboret teknik i form af sandspand /1/. Ved benyttelse af sandspand tilsættes normalt vand. Man skal være opmærksom herpå ved efterfølgende vandprøvetagning, hvor det er ekstra vigtigt at forpumpe boringen for at kunne udtage repræsentative prøver.

I det omfang jordprøver ikke ønskes eller en forringet kvalitet og/eller kvantitet i de geologiske informationer kan accepteres, kan anden boreteknik komme på tale. Der kan fx være tale om rammeboringer (Botesam) eller borerør med hul snegl. Dybe undersøgelsesboringer bør ikke uden særlige forholdsregler placeres i de mest forurenede områder (hot spots) af et depot /2/.

Et primært formål med undersøgelsesboringer er at sikre muligheden for udtagelse af vandprøver i en lang periode i veldefinerede dybder gennem et filter. Boringernes dimension må derfor vælges under hensyntagen til den ønskede filtersætning. Filterdimensionen vælges efter boringens formål. Typiske samhørende dimensioner og maksimale pumpeydelser fremgår af tabel 1.

Tabel 1*Oversigt over anbefalede filterrørslimensioner.*

Formål	Minimum-filterrørsl- diameter/ mm
pejling eller prøvetagning med suge- pumpe el.lign.	25 (21,5 mm indvendigt)
prøvetagning med mindste dykpumpe (max. ydelse ca. 2 m ³ /t)	63 (52 mm indvendigt)
pumpning med mindre dykpumper (max. ydelse ca. 15 m ³ /t)	110 (99,4 mm indvendigt)
pumpning med større dykpumper (max. ydelse ca. 15-40 m ³ /t)	160 (149 mm indvendigt)
pumpning med større dykpumpe (max. ydelse ca. 40-80 m ³ /t)	225 (203 mm indvendigt)
pumpning med største dykpumpe (max. ydelse ca. 40-80 m ³ /t)	315 (285 mm indvendigt)

Sammenhængen mellem ovennævnte maksimale ydelser og minimums- dimensioner skal opfattes som retningsgivende. Der er for ovennævnte værdier anvendt dimensioner for normalt benyttede dykpumper (som type GRUNDFOS). Der skal gøres opmærksom på, at der findes pumpetyper med andre dimensioner, ligesom vandets løftehøjde spiller en rolle for pumpens ydelse.

I tabel 2 er givet vejledende sammenhænge mellem borerørsl- dimension og filterdimension. De anbefalede filterdimensioner bør ikke overskrides, da gruskastning og afpropning i så fald bliver utilstrækkelig.

Boringerne skal beskyttes i terrænniveau med et betonrør med dæksel, eller ved udførelse af tørbrønd. Boringer til dybereliggende grundvandsmagasiner forsynes med aflåselig hætte eller dæksel.

Tabel 2*Overview over anbefalede filterrørslængder.*

Borediameter	Filterrørslængde/ diameter/ mm
4" = 100 mm	25, (50)
6" = 150 mm	63, (90)
8" = 200 mm	110, (125)
10" = 250 mm	160, (140)
12" = 300 mm	200, (160, 225)
16" = 400 mm	250, (315)

Filterboringer

Betegnelsen anvendes om boringer, hvis udførelse svarer til vandforsyningsboringer. Boringernes primære formål er at pumpe grundvand fra et grundvandsmagasin, hvorimod jordprøver fra boringerne kun benyttes til geologisk bedømmelse eller analyseres, hvis der registreres forurening under borearbejdet. Boringerne i denne udførelse benyttes primært til grundvandskontrol og eventuelt afværgpumpning. Filterboringer, bortset fra afværgeboringer, bør ikke placeres i de mest forurenede områder (hot spots) af et depot /2/.

Ved udførelse af kontrolboringer, uden for det forurenede område er boremetoden i princippet valgfri således, at også skylleboremetoder og trykluftboringer, fx odexboring kan være aktuelle, og fordelagtige i faste bjergarter, så som kalkaflejringer o.l. /1/. Ved udførelse af skylleboringer, hvor borehullet tilføres boremudder, bør det undersøges, hvilke kemikalier boremudderet indeholder. Det er endvidere særlig vigtigt, at der foretages en omhyggelig renpumpning inden vandprøvetagning. Skylleboremetoder bør kun tages i anvendelse uden for selve det forurenede område.

Boredimensionen vælges under hensyn til den planlagte filterdimension. For denne type boringer vælges normalt en relativt stor filterdimension som fx 160 mm, 200 mm eller 250 mm. Se i øvrigt tabel 2.

Boringerne skal som minimum beskyttes med et betonrør. Det kan være aktuelt at etablere en egentlig tørbrønd eller alternativt en isoleret overdækning på terræn. Filterboringer til det primære grundvandsmagasin skal indberettes til GEUS. I tabel 3 er givet en oversigt over anbefalede boremetoder.

Tabel 3

Oversigt over anbefalede boremetoder

	Lokalise- ringsboringer	Undersøgelses- boringer	Filter- boringer
Tør rotationsboring	x	x	x
Slagboring		x	x
El-logboring	x	x	
Hul snegleboring	x	x	
Rammeboring (botesam)	x		
Trykluftboring			x
Skylleboring			x

Journalføring

Under borearbejdet føres borejournal med angivelse af:

- Lokaltet, boringsnr. og dato
- Boremetode
- Foreløbig jordartsbedømmelse
- Registrerede forureningstegn (misfarvning, lugt)
- Laggrænser
- Prøvedybde
- Boreddybde
- Filtersætning
- Afpropning
- Vandspejlsobservationer

Filtersætningen bør beskrives ved en målsat skitse. Vandspejlsobservationer foretaget under borearbejdet bør angives i forhold til et fast målepunkt, der senere kan genfindes.

Til pejle- og filterrør benyttes normalt PEH-rør eller PVC-rør med gevind skåret, så rørene sættes sammen uden brug af olie.

Filterstrækningen udføres af opslidsede rør, der gruskastes. Under filterstrækningen kan hensigtsmæssigt anbringes en stump forerør (blindrør) til opsamling af finkornet materiale - en slambox.

Filterarrangementet skal være lukket i bunden med en bundprop af PVC eller træ (ikke trykimprægneret).

Af hensyn til muligheden for afpropning omkring forerøret (blindrør) skal også borer, der går ned i kalk eller andre hårde bjergarter, filtersættes. Filterstrækningen skal etableres ud for de vandførende lag (grundvandsmagasiner). En filterstrækning bør kun repræsentere ét grundvandsmagasin.

Filterstrækningen kan omfatte hele grundvandsmagasinet eller dele heraf. Ved at benytte korte filterstrækninger opnås ringe fortynding og mere dybdespecifikke prøver. Til gengæld vil filtre i flere niveauer og dermed flere prøver til analyse normalt være påkrævede. I lokaliseringsboringer, hvor der ikke er truffet egentlige vandførende lag sættes 1-2 meter filter fra bunden af boringen.

Ved filterstrækning med frit grundvandsspejl, bør oversiden af filtret være over vandspejlet, således at eventuel olie eller lignende, som flyder på vandspejlet kan registreres, og der tages højde for fluktuationer. Filterstrækningen skal gruskastes med renvasket kvartssand. Gruskastningen udføres under omhyggelig kontrol, så alle hulrum mellem filter og boreringsvæg er udfyldte. Denne kontrol skal sikre, at gruskastningens overside udgør et sikkert fundament for den nødvendige afpropning mellem blindrør og boreringsvæg over filteret.

Ved filtersætning skal man vælge filtermateriale, som passer både til slidestørrelsen på filterrørene og til formationens kornstørrelse. Gruskastningen kan eventuelt foregå under vandcirkulation. Herved sikres den bedst mulige pakning af filtergruset. Gruskastningen bør mindst være ført 0,5 meter over filterstrækningen for at undgå tilstopning af filteret med bentonit. Af samme grund kan man med fordel vælge filtersand af en mindre kornstørrelse i de øverste 0,5 m. Straks efter at boringen er færdigetablet skal den renpumpes, så boringen får en optimal effekt.

Det kan under visse omstændigheder være nødvendigt at tilsætte vand under såvel borearbejdet som filtersætning. Vandtilsætningen kan være afgørende for kvaliteten af såvel borearbejde som filtersætning og forsegling. Der er en betingelse, at det vand, som benyttes ved borearbejdet og filtersætningen er uforurenat vandværksvand.

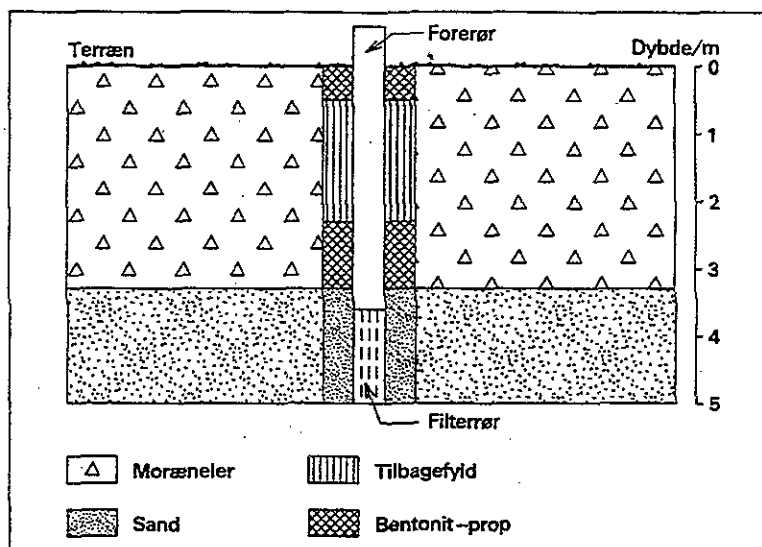
Afpropning

Formålet med afpropning af boringen er at undgå en utilsigtet forureningsspredning som følge af boringen. Gennembores forurenede jordlag underlejret af lerlag, er det vigtigt at foretage en afpropning med bentonit ved lerlaget. Der må i øvrigt altid regnes med naturlige barrierer (fx lagdelinger i formationen), som ødelægges ved borearbejdet. Disse retableres bedst ved afpropning langs hele den ikke filtersatte strækning. Til afpropning anvendes bentonit, det være sig bentonitpulver eller granulat. Afpropning med "lerkugler" alene er ikke tilstrækkeligt.

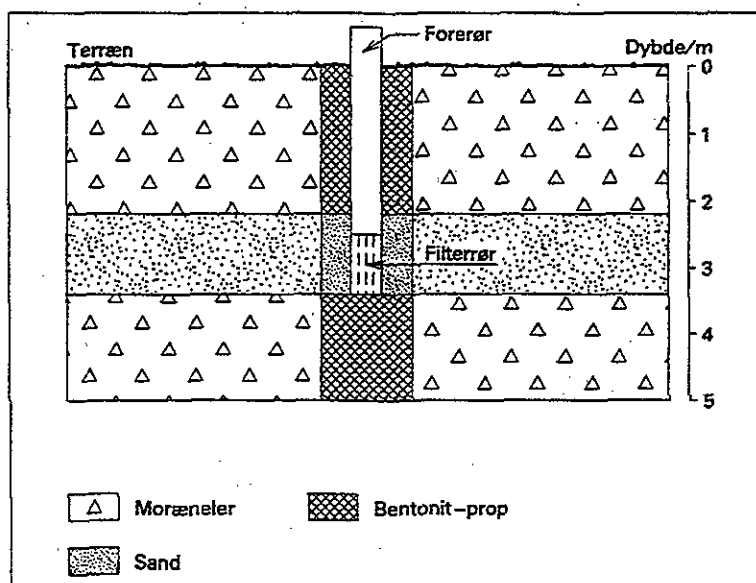
Granulat skal altid hældes ned i vand. Hvis granulat anvendes over grundvandsspejl, skal der derfor tilføres vand til mellemrummet mellem forerør (blindrør) og borevæg. Alternativt benyttes bentonitpulver, der i et blandekar røres til en grødagtig konsistens "bentonitvælling".

Ved afpropning i terrænniveau kan bentoniten hældes fra terræn. Ved afpropning i større dybder og under grundvandsspejlet skal flydende bentonit nedføres gennem et rør (pejlerør), eller nedpumpes med specialpumpe. Alternativt kan i de fleste tilfælde benyttes bentonit-granulat eventuelt i form af ekspanderende bentonit. Granulat har den fordel, at afpropningens placering og tykkelse lettere lader sig måle under udførelsen. Til gengæld opnås en bedre kontakt mellem borehul og forerør (blindrør) ved anvendelse af flydende bentonit /2/.

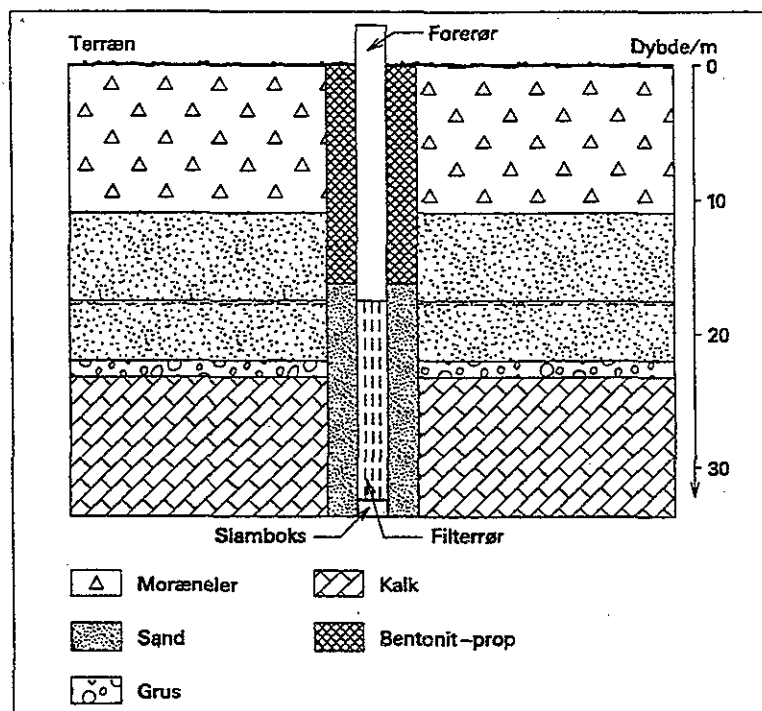
Afpropningens placering afhænger af de geologiske/hydrogeologiske forhold. På efterfølgende figurer er vist 4 hovedtyper af geologiske forhold med angivelse af afpropningens korrekte placering. Ved korte undersøgelsesboringer (figur 1) kan det accepteres, at opboret materiale fyldes tilbage i hullet (man bør dog som minimum altid have 1 m afpropning). Årsagen til at dette specielt gælder for korte boringer er, at der er boret i øvre jordlag og terrænnære grundvandsmagasiner. Er disse i forvejen forurenede, tilfører det opborede materiale ikke nogen ny forurening. Hvis de øvre jordlag er uforurenede, vil også det opborede materiale, som fyldes tilbage i borehullet være uforurenat.



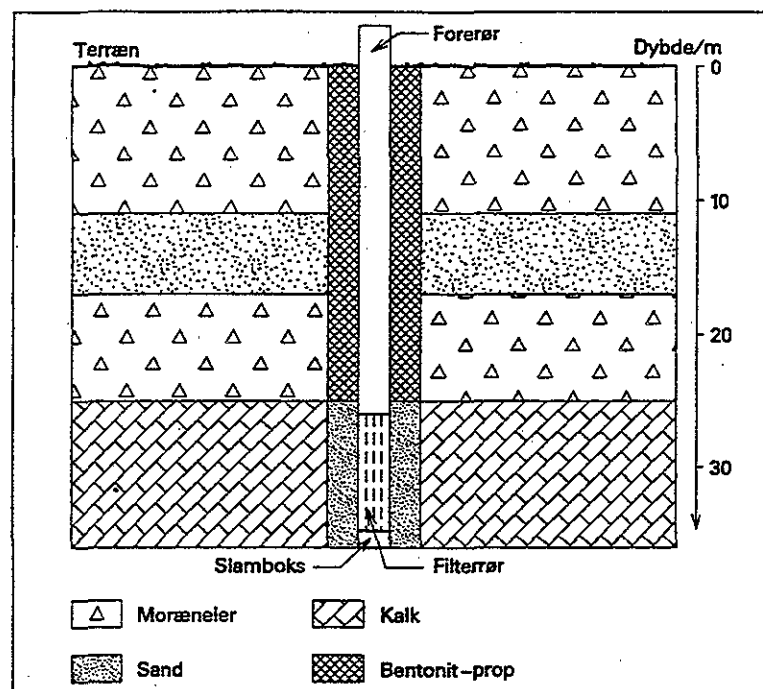
Figur 1
Minimumsafpropning af lokaliseringsboring, filtersat i terrænnært magasin.



Figur 2
Afpropning af dyb boring filtersat i terrænnært magasin



Figur 3
 Afpropning af dyb undersøgelsesboring/filterboring ført til dybtliggende primært magasin (overliggende gruslag i hydraulisk kontakt med kalken).



Figur 4

Afropning af dyb undersøgelsesboring/filterboring ført til dybiliggende primært magasin (terrænnært magasin og primært magasin er adskilt).

Bortskaffelse af opboret materiale

I forbindelse med udførelsen af boringer på forurenede lokaliteter er det nødvendigt at overveje, hvorledes det opborede materiale kan deponeres. Det er ofte uanset forureningsgrad uacceptabelt at lade materialet henligge på den undersøgte lokalitet.

Da bortskaffelsen af forurenede jord kan være bekostelig, bør det under borearbejdet tilstræbes at foretage en adskillelse af uforurenede jord fra jord, som vurderes at være forurenede. Den opborede jord fra de enkelte boringer kan med fordel holdes adskilt med henblik på senere at kunne skille forurenede og uforurenede jord fra hinanden. Hvis der er tvivl om hvorvidt jorden er forurenede, bør den betragtes som forurenede, og håndteres derefter.

Uforurenet jord kan deponeres på en fyldplads. Forurenet jord må imidlertid afleveres til behandling på et centralt behandlingsanlæg. Den endelige afgørelse vedrørende deponering må derfor afvente resultaterne af jordanalyserne.

Indmåling og nivellement

Alle borerer bør indmåles og alle filtersatte borerer tillige nivelleres. Borererne indmåles i forhold til bebyggelse eller i et koordinatsystem. Det kan undtagelsesvis være aktuelt at indniveilere lokaliseringsboringer i et relativt kotesystem. I så tilfælde benyttes et relativt fixpunkt, der senere kan genfindes. Det relative fixpunkt gives koten +180, således at der ikke kan opstå tvivl om, hvorvidt der er tale om en relativ eller absolut kote. Ved nivellement fastsættes koten til terræn med 0,1 meters nøjagtighed og til pejlepunkt med 0,01 meters nøjagtighed (bør altid om muligt være til højest punkt på overkant af forerør (blindrør) for at undgå misforståelser). Målepunktet kan med fordel markeres, så det kan erkendes, hvis røret senere afkortes.

Sløjfning af borerer

Alle udførte borerer skal sløjffes forsvarligt, når de er ikke skal benyttes mere. Retningslinierne i Miljøministeriets bekendtgørelse nr. 4 af 1980-01-04 (§ 15) skal følges ved sløjfning og afpropning af udtjente borerer /3/. Det er borerens ejer der har ansvaret for at sløjfningen foretages.

Referencer

- /1/ Hvam, T. Markundersøgelsesmetoder. DGF-bulletin 5, september 1990.
- /2/ Baumann, J. Kvalitetsboringer. Geologisk Nyt 4/1996.
- /3/ Bekendtgørelse nr. 4 af 4. januar 1980 om udførelse af borerer efter grundvand. Miljøministeriet.

Appendiks 4.2

Udtagning af jordprøver ved borearbejde

Prøvetagningsintervaller

Til geologisk bestemmelse udtages typisk jordprøver for hver halve meter, men mindst en prøve for hvert jordlag. Ved undersøgelser af de øverste jordlag (0-0,5 m) vil udtagelsen af terrænnære prøver være påkrævet.

Det er normalt tilstrækkeligt at udtage jordprøver for hver halve meter til geologisk karakterisering og PID-måling. Ud fra karakteriseringen og PID-målingen udvælges ofte prøver til kemiske analyser. Beskrivelse af geologisk karakterisering fremgår af appendiks 4.9.

Der er dog tilfælde, hvor det er hensigtsmæssigt at udtage prøver med mindre intervaller. Ved forurening der bindes hårdt i jorden, som for eksempel tungmetaller, bør der udtages prøver med mindre intervaller omkring det niveau, hvor forureningen forventes. Ved olieforurening kan det være aktuelt at forøge prøvetætheden omkring grundvandsspejlet.

Prøvetagningsmetoder

Jordprøven tages ved almindelige omrørte prøver fra borekop eller snegl. For at hindre krydskontaminering skal de yderste få cm jord renses af med en ren ske/spatel, hvorefter jordprøven udtages med en ske/spatel/rørprøvetager, som tømmes direkte i prøvebeholderen. Der kan udtages intakte jordprøver med rørprøvetager i tilfælde af, at man ønsker bedst muligt prøvemateriale under omtrentlig fysiske intakte forhold, eller at afdampning af evt. flygtig forurening er uønsket. Prøven udtages efter oprensning i bunden af borehullet med en rørprøvetager, som kendes fra geoteknikken /2/.

Prøvetagningsmængde

Der anvendes typisk 50 g jord til kemisk analyse, mens der til geologisk karakterisering anvendes ca. 200-300 g. Laboratoriet udtager delprøver af den modtagne prøve, svarende til den mængde, der skal analyseres.

Der stilles ikke krav til emballage af jordprøver udtaget til geologisk bestemmelse. Anvendelse af eksempelvis plastikposer er almindelig. Prøver udtaget til kemiske analyser skal emballeres således, at prøverne ændrer sig mindst muligt under transport- og ventetid. Jordprøver til analyse for flygtige stoffer nødvendiggør udtagelse i tætsluttende emballage. Af tabel 1 fremgår hvilke emballagetyper, der bør anvendes. Det skal her tilstræbes, at emballagen fyldes helt op for at undgå luftrum over prøverne. Det gøres for at minimere tabet af flygtige stoffer fra jordprøverne /1/. Det er mest hensigtsmæssigt, at analyselaboratoriet leverer prøveglas, når det drejer sig om analyse af letflygtige stoffer.

Tabel 1

Emballage og opbevaring /3/.

Stoftyper	Emballage	Transport og opbevaring	Holdbarhed
<i>Flygtige/nedbrydelige stoffer</i> Olieprodukter + styren, dog ikke tung olie Chlorerede opløsningsmidler Vandblandbare opløsningsmidler	Membranglas Redcap/durangelas med teflonlåg Rustfrit stålør med teflonlåg	Køligt ved 4°C	Max. 24 timer
<i>Nedbrydelige/ustabile stoffer</i> Phenoler Kviksølv Chrom(VI) Cyanider	Glas med tæt låg fx membran eller redcap/durangelas Syltetøjsglas	Køligt og mørkt ved 4°C	24-48 timer
<i>Stabile stoffer</i> Tungmetaller, Pb, Cr, Cu, Ni, As, Cd, Zn Phthalater Tung olie Gl. tjære/asfalt PAH DDT	Syltetøjsglas Nylonposer	Ingen specielle krav, dog bedst mørkt og køligt	1 måned

Af tabel 1 er vist forskellig emballering, opbevaring og holdbarhed for forskellige stofgrupper. Prøverne skal afleveres hurtigst muligt til laboratoriet. Indtil afleveringen skal prøverne om muligt opbevares mørkt og ved en temperatur på ca 4°C. (Prøverne bør ikke fryses, da dette kan medføre tab af forbindelser med lavere frysepunkt end vand). Glassene skal holdes lukkede.

Skal der foretages måling med photoionisationsdetektor (PID) på prøverne, udtaget et ekstra sæt prøver. Prøverne kan emballeres i diffusionshæmmende rilsanposer. Retningslinier for måling med PID-detektor, fremgår af appendiks 4.7. Vedrørende deponering af de udtagne jordprøver gælder samme forhold som for det øvrige opborede materiale.

Referencer

- /1/ Jordprøvetagning på forurenede grunde, strategier, metoder og håndtering. Lossepladsprojektet. Udredningsrapport U8, april 1991.
- /2/ Tage Hvam. Markundersøgelsesmetoder - mekaniske. DGF-bulletin 5, september 1990.
- /3/ Vejledning om prøvetagning og analyse af jord. Udkast til Vejledning, 1997, Miljøstyrelsen.

Appendiks 4.3

Udtagning af vandprøver

Formål

Formålet med prøvetagningen er at opnå en vandprøve fra boringen, der er repræsentativ for den filtersatte del af 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, sandsynligvis med Ø 63 mm eller Ø 25 mm pejlerør. Filtersætning af boringer afhænger af de hydrogeologiske forhold og boringens specifikke formål, jf. appendiks 4.1.

Renpumpning

Man bør skelne mellem renpumpning og forpumpning. Straks efter at borearbejdet er færdiggjort, bør boringer renpumpes med henblik på, at boringen får en god virkningsgrad. Renpumpningen kan for filterboringer evt. udføres ved trinvis prøvepumpning, jf. afsnit 4.2.3 og /1/.

I prøvetagningen indgår tre faser:

- Forpumpning
- Prøvetagning
- Prøveopbevaring

Forpumpning

Grundvandet i filtersatte undersøgelsesboringer er i kontakt med luften. Dette bevirker, at bl.a. temperatur, ilt- og kuldioxidindhold i boringen og umiddelbart omkring boringen er 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 forpumpningen anvende enten dykkede pumper eller sugepumper. Pumperne kan opdeles i følgende typer:

- Sugepumper
 - Centrifugal sugepumper
 - Peristaltiske pumper (slangepumper)
 - Vacuumpumper
- Dykpumper
 - Centrifugal pumper (fx Grundfos-dykpumper)
 - Fortrængningspumper, fx: Sugepumper
 - membranpumper
 - stempelpumper
 - tandhjuls-pumper
 - lamelpumper

Vacuumpumper og peristaltiske pumper kan anvendes ved filterrørsdiameter under 125 mm og en maksimal dybde til vandspejlet på 6-7 m under terræn (m u.t.). Vandet suges normalt op gennem 10-15 mm polyethylen (PE). Prøvetagningsslangen bør ved vacuumpumpning normalt benyttes som engangsudstyr for ikke at overføre forurening boringerne imellem (krydskontaminering).

Membranpumper kan bruges i lavtydende boringer ved filterrørsdiameter på under Ø 125 mm. Der anvendes normalt 10-15 mm PE eller teflonslange ved prøvetagningen. Hvis der benyttes membranpumpe anvendes ofte teflonslanger, som ikke er engangsslanger. I disse tilfælde skal slangen gennemskylles grundigt med rent vand, når der skiftes boring.

Dykpumper af centrifugaltypen benyttes ved rørdiameter på 63 mm og derover. Der kan ved de mindste dykpumper anvendes fra 12 mm PE (PEL) slanger op til 2" slanger ved pumpning fra de store dykpumper /2/.

Dykpumper må for hver boring renses ordentligt før brug. Dette gøres bedst ved at pumpe rent vand igennem pumpen samt rengøre ydersiden, normalt også med rent vand, dog afhængig af forureningstype og grad. Afhængig af størrelsen bør slangen normalt benyttes som engangsudstyr. Det anbefales at benytte PE-slanger (PEL-slanger) /2/.

Forpumpningen kan for højtydende boringer udføres på følgende måde:

- Ved forpumpning bør man lade vandet passere en lednings-evnemåler. Når ledningsevnen stabiliserer sig og bliver konstant er det formationsvandet og ikke vand fra filterrør og gruskastning (annulusvand). Der skal dog som minimum pumpes en vandmængde, der svarer til 10 gange vandmængden i filter og forerør (blindrør).

For lavt ydende boringer kan forpumpningen udføres på følgende måde:

- Hvis boringen tørpumpes, før pumpningen er afsluttet, tørpumpes boringen i stedet for 1-4 gange.
- Under pumpningen varieres pumpeindtaget mellem top og bund af vandsøjlen. Det sikrer især, at eventuelle urenheder på vandoverfladen og i bund af filterrøret fjernes og at vand ud for eventuelle blindrørstrækninger udskiftes.

Prøvetagning

Prøvetagningen har til formål at hente en vandprøve op fra magasinet via boringen. Prøvetagningen bør udføres i direkte forlængelse af forpumpningen. 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.

Når vacuumpumpe og peristaltikpumpe benyttes til vandprøvetagning, installeres prøvetagningsflasken mellem boringen og pumpen, således at prøvetagningsvandet ikke kommer i kontakt med pumpen. Ved trykluftpumpe og membranpumpe presses vandprøven direkte op i prøveflasken gennem slangen. Ved dykpumpe pumpes vandet direkte igennem pumpen og til prøveflasken via slangen.

For hvert nyt parti prøvetagningsslanger kan man med fordel som fast rutine få analyseret et stykke af slangen med henblik på at kontrollere, hvorvidt slangen afgiver uønskede stoffer (samt hvilke stoffer, der i givet fald afgives).

Niveauspecifikke vandprøver kan fx udtages med:

- El-logboringer
- Botesamboringer
- MPS
- I filterstrækninger separeret med pucker og afproppede blindrørsstrækninger.
- I lange filtre med dannelse af vandskel med flere pumper, evt. styret ved hjælp af "heat-puls flowmeters".

Vandprøver kan desuden udtages i forbindelse med udførelse af rammeboringer og CPT-forsøg ("cone penetration test") mv.

Forringelse af prøvekvalitet

Ved udtagningen af prøven i prøveflasker skal man undgå, at prøverne sprøjter ned i flaskerne, idet der herved kan forekomme en betydelig stripning af flygtige stoffer fra prøverne.

Der kan forekomme sorption af forurenede stoffer fra vandet i slangerne. Disse påvirkninger kan minimeres, ved at prøverne har kortest mulig opholdstid i slangerne, samt ved at anvende teflon-slanger, hvor sorption helt skal undgås. Der er i appendiks 4.11 givet eksempler på blanketter til brug ved udtagning af vandprøver.

Emballering og opbevaring af jordprøver

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 afleveres på analyselaboratoriet samme dag, som de er udtaget. Det bør aftales med laboratoriet, hvorvidt prøveflaskerne skal fyldes helt op, og om der skal foretages konservering eller filtrering i felten.

Referencer

- /1/ Bekendtgørelse nr. 4 af 4. januar 1990 om udførelse af boringer efter grundvand. Miljøministeriet.
- /2/ Grundvandsprøvetagning og feltmåling. Udredningsrapport U3, april 1989. Lossepladsprojektet.

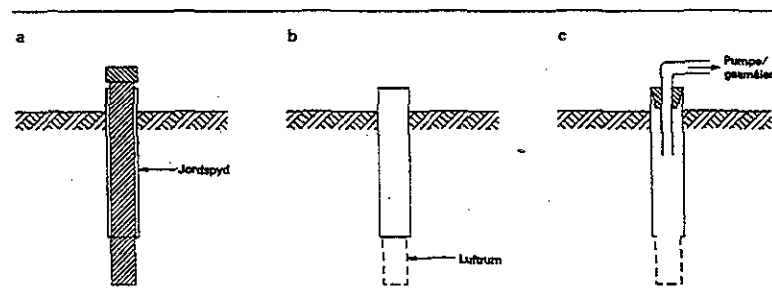
Appendiks 4.4

Udførelse af poreluftmålinger

Poreluftmålinger er målinger på luften i jorden. De udføres ved at der fra et hult jordspyd, enten nedrammet eller presset ned i jorden, oppumpes et lille volumen luft, som derefter analyseres.

Måleprincippet er skitseret i figur 1. Nedramningen udføres enten manuelt med fx en mukkert eller kobberhammer eller maskinelt med fx en slaghammer, om nødvendigt forbores. Alternativt presses spyddet hydraulisk ned i jorden. Efter nedramningen trækkes spyddet en anelse op. Det derved dannede hulrum gør det muligt at pumpe luft op fra jorden.

Måledybden er fastlagt ved dybden af luftindtaget, der oftest svarer til nedramningsdybden. Typiske måledybder er 0,5 - 5,0 meter under terræn. Når der skal foretages en vurdering af afgang til udeluften bør målingerne tages tæt på jordoverfladen, i toppen af forurenningen, dog ikke tættere på jordoverfladen end 0,5 m u.t.



- Jordspyd rammes ned, fx ved hjælp af massiv inderstang, til den ønskede dybde.
- Spyddet trækkes lidt op, ca. 10 cm.
- Målesystem monteres ved toppen af spyd, og poreluft kan pumpes op.

Figur 1

Princip for udførelse af poreluftmålinger

Ved prøvetagning til brug for indeklimavurderinger bør prøven udtages umiddelbart under gulvniveau.

Ved prøvetagning i tætte jorde repræsenterer målingen kun et meget lille jordvolumen, hvorfor målingen ikke kan påvise tilstedeværelsen af en eventuel dybereliggende forurening.

Prøvetagningsudstyr

Alt prøvetagningsudstyr, som er i direkte kontakt med poreluftprøverne skal være fremstillet af et materiale, som hverken optager eller afgiver kemiske stoffer til poreluftprøven i et omfang, der kan detekteres i prøverne.

Jordspyd

Som jordspyd kan anvendes alt fra sorte vandrør til specialfremstillede rør i rustfri stål. Spyddene skal kunne tåle nedramningen og de skal være af et materiale, der enten kan rengøres eller være så billige, at de kan smides væk efter brug.

Slanger

De anvendte slanger bør være af teflon eller polyethylen (PEL).

Pumper

Til oppumpning af luftprøven anvendes en vacuumpumpe. Hvis prøveopsamlingen udføres *efter* pumpen, fx i en tedlarpose, anvendes en oliefri membranpumpe.

Trykmålinger

Pumpen tilsluttes et manometer til måling af modtrykket under oppumpningen. Hvis modtrykket er stort, er der risiko for lækage langs siderne af jordspyddet.

Prøvetagning - forpumpning

Som indledning til prøvetagningen udføres en forpumpning, hvor der oppumpes ca. 5 gange volumen af hulrum i jorden, slanger mv.

Prøvetagning

Selve poreluftprøven kan udtages på flere måder, der bl.a. afhænger af analyseparametrene i den valgte analysemetode, fx:

- Udtagning med en sprøjte via en sonde i slangen. Prøven injiceres umiddelbart herefter direkte i en transportabel gaschromatograf.
- Opsamling i tedlarpose, som derefter enten kan analyseres i felten med en transportabel gaschromatograf eller transporteres til analyse på laboratorium. Dette forudsætter dog en kort transporttid, da poseerne ikke er helt tætte.
- Opsamling i væske eller på adsorptionsrør, fx kulrør, som derefter sendes til analyse på laboratorium.

Under prøvetagningen bør fejlkilder som fx indtrængning af atmosfærisk luft som følge af utætheder, herunder lækage langs spyddet undgås.

Flowmåling

Ved opsamling i væske eller rør skal endvidere registreres den opsamlede luftmængde. Hertil kan fx anvendes et gasur eller et flowmeter kombineret med registrering af opsamlingstiden. Anvendelsen af et flowmeter forudsætter konstant flow. Både gasur og flowmeter skal være placeret efter pumpen.

Opsamling på kulrør

Ved prøveopsamling på kulrør skal disse være lodrette under prøvetagningen for at undgå at der er dannes luftkanaler i rørene. Endvidere kan der ved for kraftig gennemstrømning (oppumpning) forekomme desorption af de mest letflygtige komponenter. Dette registreres dog normalt ved, at der ved analysen også påvises indhold af stofferne i rørets kontrolzone. Typisk sker opsamlingen ved en pumpeydelse på 250 - 1000 ml/min.

Ved opsamling på kulrør er prøvetagningstiden en del længere end for de øvrige metoder, men til gengæld opnås lavere detektionsgrænser.

Kontamination

Risikoen for prøvekontaminering består i afsmitning fra spyd, slanger, sprøjter, poser og pumper. For at undgå krydskontaminering via spyd medbringes tilstrækkelig med spyd, således at genbrug i løbet af en arbejdsdag undgås. Efter brug vaskes spyddene enten med trykluftsspuling eller damp.

Sprøjterne renses ved varmebehandling i min. 1 time ved 150° C. Rensningen kontrolleres efterfølgende ved injektion af "ren luft" i gaschromatografen med en af sprøjterne. Slangor og pumper renses ved længere tids gennempumpning af "ren luft", mens tedlarposer, ved svage forureninger, kan renses ved gentagne tømninger. Rensning af slanger, pumper og poser kontrolleres ved efterfølgende opsamling og analyse af "ren luft".

Appendiks 4.5

Orientering om lossepladsgas

Dette appendiks indeholder en kortfattet introduktion til lossepladsgasproblematikken. For yderligere oplysninger henvises til arbejdsrapport nr. 69 fra Miljøstyrelsen /1/.

Lossepladsgas

Når organisk affald omsættes gennem kemiske processer dannes gas. Ved omsætningen dannes hovedsagelig methan og kuldioxid. Derudover dannes forskellige andre uorganiske gasser og organiske dampe. De udviklede gasser kaldes under et for lossepladsgas. For detaljer vedrørende omsætningsprocesser henvises til Miljøprojekt nr. 84 /2/. Produktionen af methan vil afhænge af de aktuelle forhold, fx vil omsætningen i en 10 m dyb losseplads under de mest gunstige nedbrydningsforhold stort set være afsluttet efter 15-30 år. Under ugunstige forhold kan omsætningen foregå over mere end 100 år.

Hastigheden for gasomsætningen afhænger naturligvis af, hvor let eller svært omsætteligt affaldet er. På en losseplads vil der typisk være delområder uden organisk holdigt affald eller med overvejende letomsætteligt affald, hvor gasproduktionen allerede er ophørt. I appendiks 5.1 er opstillet en simpel empirisk model til overslagsmæssig vurdering af gasproduktionsraten.

Methan og kuldioxid

Lossepladsgas består hovedsagelig af luftarterne methan og kuldioxid, der begge er lugtfri. Derudover kan den i nogle tilfælde indeholde mindre mængder af andre stoffer, der kan lugtes.

De to hovedluftarter i lossepladsgassen er karakteriseret ved at være:

CH₄ Methan

- Farveløs
- Lugtfri
- Lette end atmosfærisk luft
- Mindre opløselig i vand
- Ugiftig
- Brændbar og eksplosiv

CO₂ Kuldioxid

- Farveløs
- Lugtfri
- Tungere end atmosfærisk luft
- Meget opløselig i vand
- Indeholdt i udåndingsluft
- Kvælende ved høje koncentrationer
- Planteskadende ved høje koncentrationer

Sætninger

Ved nedbrydningen bliver affaldets volumen mindre, og jorden sætter sig. Dette kan medføre revne- og sprækkedannelser i eventuelle bygningers fundamenter og afløbssystemer.

Gastransport

Ved gasdannelsen kan skabes overtryk, hvorved lossepladsgassen presses op og ud af pladsen, hvor den vil blive fortyndet med atmosfærisk luft. Udsivningen varierer bl. a. med de meteorologiske forhold, især med skiftende trykforhold. Gastransporten af gassen kan ske både ved diffusion og ved konvektion.

Hvor det gasproducerende område er dækket af asfalt og bygninger, eller hvor overfladen på anden måde forsegles (fx ved længerevarende nedbørsperiode eller ved kraftig frost), vil dette modvirke, at gassen kan sive op. Der vil derfor kunne opstå gaslommer, hvorfra gassen via sprækker og revner i gulve og fundamenter kan sive ind i bygninger, eller sive ud til siden via naturlige sand- og gruslag eller via ledningsgrave.

Risiko

Methan kan antændes i koncentrationer mellem 5 og 15 vol % af atmosfærisk luft. Dette kaldes henholdsvis den nedre og øvre eksplosionsgrænse. Gasblandinger, der indeholder methan over den nedre eksplosionsgrænse, vil udgøre en eksplosionsrisiko ved opblanding med atmosfærisk luft. Hvis methan samler sig i kloaksystemer, hulrum under huse o. lign. kan der være eksplosionsfare. Kuldioxid kan udgøre en risiko, idet den i koncentrationer mellem 4 og 7 vol % kan medføre bevidstløshed, og højere koncentrationer kan være livstruende. Lossepladsgas kan endvidere forårsage misvækst i haver eller på frie græsplæner enten på grund af iltmangel i rodzonen eller ved direkte giftvirkning.

Referencer

- /1/ Lossepladsgas. Arbejdsrapport nr. 69. Miljøstyrelsen, 1993
- /2/ Alternativ lossepladsteknologi. En litteraturgennemgang. Miljøprojekt nr. 84. Miljøstyrelsen, 1987.

Appendiks 4.6

Poreluftmåling af lossepladsgas

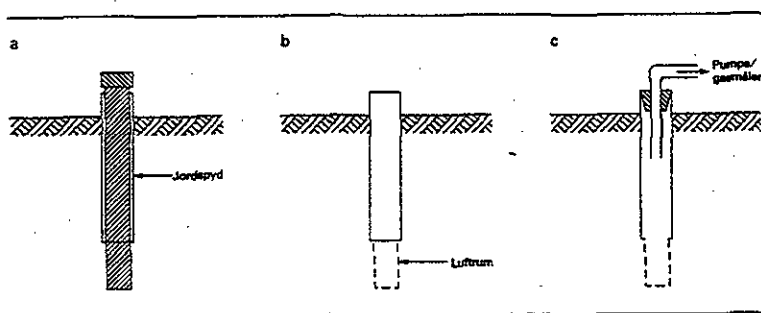
Poreluftmålinger er målinger af luften i jorden eller affaldet. Luften oppumpes fra midlertidige jordspyd eller fra stationære målepunkter. Jordspyddene nedrammes manuelt eller maskinelt, om nødvendigt forbores.

Måledybden er fastlagt ved jordspyddets nedramningsdybde eller målepunktets luftindtag. Typiske måledybder ligger i intervallet 0,5-5 m under terræn, afhængig af fyldens placering og undersøgelsens formål. Skal afdampning til udeluften undersøges bør målingerne tages overfladenært, i ca. 0,5-1,0 m u.t. Ved prøvetagning til brug for indeklimavurderinger ved eksisterende byggeri, skal prøverne udtages umiddelbart under gulv.

Ved poreluftmålinger af lossepladsgas er der ikke (som ved poreluftmåling af organiske og uorganiske dampe) specielle krav til materialevalg af spyd, slanger og fittings.

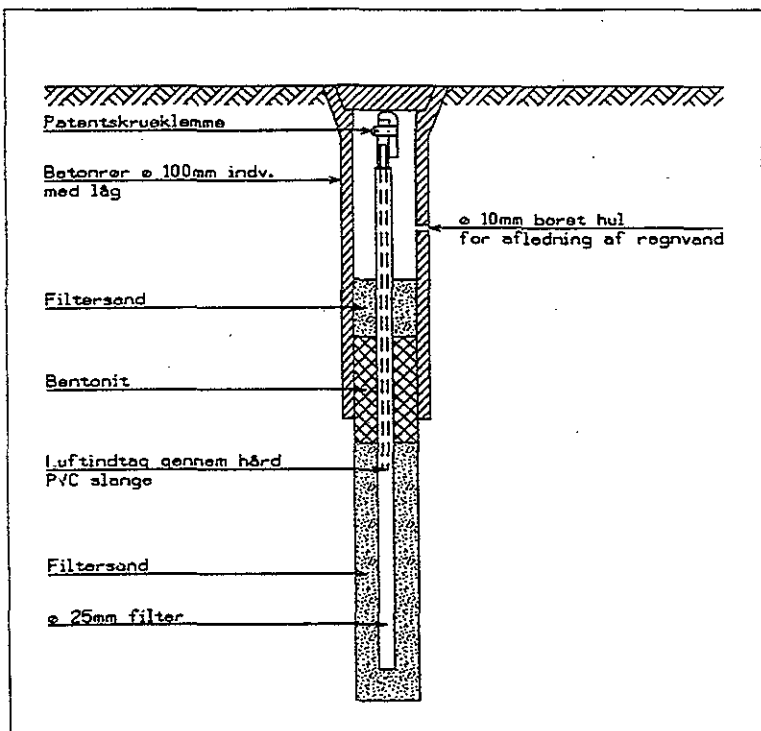
Målepunkter

Princip for nedramning af et jordspyd er vist i figur 1, mens et forslag til indretning af et stationært målepunkt er vist i figur 2.



Figur 1

Princip for nedramning af et jordspyd.



Figur 2
Forslag til indretning af et stationært målepunkt.

Gasmålinger

Ved gasmålingerne måles indholdet af methan, kuldioxid og ilt med et direkte visende transportabelt måleinstrument. Det anbefales, at methan og kuldioxid bestemmes ved hjælp af infrarød absorption, mens iltkoncentrationen bestemmes med en elektrokemisk celle. For beskrivelse af andre instrumenttyper henvises til arbejdsrapport nr. 69 fra Miljøstyrelsen /1/.

Logges gaskoncentrationen kontinuert, skal kontinuert oppumpning af poreluft undgås, da en sådan kan gribe forstyrrende ind i gasproduktionen i affaldscellen. Dette kan fx ske ved at udstyret indrettes til intervalvis at pumpe udeluft og poreluft. Gasmålingen registreres på en datalogger, når der pumpes poreluft.

Trykmåling

Såfremt der konstateres lossepladsgas i et målepunkt, måles trykket af poreluften. Ved trykmålingerne måles eventuelt overtryk, som lossepladsgasindholdet kan have skabt. Til trykmålinger kan anvendes et væskefyldt urørs manometer.

Meteorologiske forhold

Ved monitorering af lossepladsgas bør gaskoncentrationen sættes i relation til de meteorologiske forhold. Data over observerede lufttryk (registrering hver 3. time), registrerede daglige nedbørsmængder samt registrerede jordtemperaturer fra den/ de nærmeste målestationer i forhold til lokaliteten kan eventuelt indhentes fra Dansk Meteorologisk Institut (DMI).

Referencer

- /1/ Lossepladsgas. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen. Nr. 69, 1993.

Appendiks 4.7

Analysemetoder /1/

	Feltmetode	Screeningsmetode	Specifik metode
TUNGMETALLER			
Arsen	EDXRF	EDXRF/ICP	AAS-grafovsn
Bly	EDXRF	EDXRF/ICP	AAS-flamme
Cadmium	-	ICP	AAS-grafovsn
Chrom	EDXRF	EDXRF/ICP	AAS-flamme
Kobber	EDXRF	EDXRF/ICP	AAS-flamme
Kviksølv	-	ICP	AAS-coldvapour
Molybdæn	-	EDXRF/ICP	AAS-grafovsn
Nikkel	EDXRF	EDXRF/ICP	AAS-grafovsn
Zink	EDXRF	EDXRF/ICP	AAS-flamme
CYANDIDER	Farve, lugt	-	SM-4500-CN syrelydsg
OLIEKOMPONENTER			
Benzen	PID/FID felt-GC Immunoassay Isomerisation testor	GC/FID-pentan	GC/MS-pentan
Toluen			GC/MS-pentan
Xylen			GC/MS-pentan
Naphthalen			GC/MS-pentan
Styren			GC/MS-pentan
Benzin			-
Terpene, min			-
Dieselolie	Fluorescensmålinger	-	-
KULTJERE			
Total PAH'er	Immunoassay	(evt. indikatorer med GC/FID-pentan)	GC/MS-toluen
Benzo(a)pyren	-	-	GC/MS-toluen
ANDRE AROMATER			
Phenoler	PID/FID	(evt. indikatorer med GC/FID-pentan)	GC/MS-dichlormethan*
Chlorphenoler	PID/FID		GC/MS-dichlormethan*
Pentachlorophenol	PID/FID/Immunoassay		GC/MS-dichlormethan*
Nitrophenoler	PID/FID		GC/MS-dichlormethan*
VANDLOSLSELIGE			
Acetone	Testor-luge/PID/FID	GC/FID-vandig ekstrakt	GC/MS-vandig ekstrakt
Diethylether	PID/FID-testor		
Isopropanol	PID/FID-testor		
Methylisobutyl - æter	PID/FID-testor		
DETERGENTER - ANIONISKE			
DOT	-	DS 237	-
PHTHALATER			
DEHP	-	(evt. indikatorer med GC/FID-pentan)	GC/MS-dichlormethan*
CHLOREREDE OPLØSNINGSMIDLER			
Vinylchlorid	PID/FID testor felt-GC	-	GC/MS-xylen
Chloroform		GC/FID-pentan	GC/ECO-pentan
1,1-dichlorethen		-	GC/MS-xylen
1,2-dichlorethen		-	GC/MS-xylen
Dichlormethan		-	GC/MS-xylen
Trichlorethen		GC/FID-pentan	GC/ECO-pentan
Tetrachlormethan		GC/FID-pentan	GC/ECO-pentan
1,1,1-trichlorethen		GC/FID-pentan	GC/ECO-pentan
Tetrachloroetylen		GC/FID-pentan	GC/ECO-pentan
		-	-

* Dichlormethan er uønsket som ekstraktionsmiddel og skal erstattes.

Referencer

/1/ Vejledning om prøvetagning og analyse af jord. Udkast til Vejledning, 1997, Miljøstyrelsen.

Appendiks 4.8

Geologisk bedømmelse

Under borearbejdet udtages jordprøver normalt for hver halve meter og fra lag, der evt. optræder her imellem. Samtidig noterer boreformanden sine iagttagelser vedrørende boringens forløb og udfører en foreløbig beskrivelse af de opborede aflejringer samt en registrering af laggrænser. Under hensyntagen til disse oplysninger samt forureningstypen i det konkrete tilfælde sker den egentlige geologiske bedømmelse af jordprøverne. Her klassificeres prøverne på basis af en jordartsbeskrivelse (lithologi), geologisk alder og dannelsesmiljø. Den geologiske prøvebedømmelse støttes af og suppleres med oplysninger fra eksisterende boreoplysninger fra området, den geologiske litteratur samt topografiske/geologiske kort. Bedømmelsens hoveddisposition fremgår af tabel. 1.

Tabel 1

Prøvebeskrivelsens hoveddisposition. Prøvematerialets kvalitet og formålet med prøvebestemmelsen er afgørende for detaljeringsgraden og dermed omfang af bedømmelsen.

1. Lithologi	1.1 Hovedbetegnelse
	1.2 Hærtningsgrad
	1.3 Kornstørrelse og sorteringsgrad
	1.4 Bikomponenter
	1.5 Strukturer
	1.6 Farve
	1.7 Mineralogi
	1.8 Kalkindhold
	1.9 Trivialbetegnelse/lithostratigrafisk betegnelse
2. Dannelsesmiljø	
3. Alder	

Geologibedømmelsen kan bl.a. omfatte:

- Hovedbetegnelse, der skrives med store typer i boreprofilen, angiver prøvens dominerende komponent, fx GRUS eller SAND. Prøvens indhold af bikomponenter skrives med små typer i boreprofilen, fx leret og-/eller siltet mm.
- Hærdningsgraden bruges til fx at inddele kalkaflejringerne i kalk og kalksten, hvor sidstnævnte er kendetegnet ved at være så hård, at prøven kun kan rides ved hjælp af en kniv. I hærdede bjergarter vil grundvandsbevægelsen ske i sprækker. Det skal bemærkes, at sprækker i kalksten kun registreres ved geologibedømmelsen, hvis der foreligger blok- eller kerneprøver.
- Hovedkomponenten og bikomponentindholdet betinger, sammen med eventuelle sprækkeforekomster, prøvens permeabilitetsegenskaber, der er af betydning for vandbevægelsen i aflejringerne.
- Fyldtegn eller fyldlag, fx tegl eller slagger m.m.
- Prøvens farve vil i mange tilfælde afspejle aflejringerens iltningsforhold (redoxforhold), der kan have betydning for forureningens mobilitet. Set i sammenhæng med de omgivende aflejringer kan farven/redoxforholdene tillige ofte give indtryk af forureningstype- og grad.
- På baggrund af ovennævnte beskrivelse samt baggrundsoplysningerne afsluttes klassificeringen af jordprøverne med en bedømmelse af prøvernes geologiske alder og dannelsesmiljø. Prøvebedømmelserne opstilles i boreprofiler, der viser lagfordelingen i borerne.

Tilsammen giver profilerne mulighed for at sammenstille de geologiske oplysninger i en geologisk model, der er i overensstemmelse med og relateret til undersøgelsesområdets geologiske omgivelser.

Inden for undersøgelsesområdet giver boreprofilerne oplysninger om de geologiske og hydrogeologiske forhold til støtte for fx pumpeforsøg m.m. Profilerne kan tillige give væsentlige oplysninger om geokemiske og spredningsmæssige forhold i relation til forurening.

Appendiks 4.9

Prøvepumpning

Udførelse af prøvepumpning

Der findes to normale prøvepumpningsstrategier, prøvepumpning med trinvis varieret kapacitet hhv. med konstant kapacitet. Disse kan kombineres, idet sidste trin kan forlænges vilkårligt.

Der udføres observationer af vandstanden i et antal borer forud for, under og efter pumpeperioden. Undervejs observeres pumpeydelsen. Ved prøvepumpninger med en varighed over ca. én dag måles også barometertryk, samt eventuelt vandspejl i nærliggende recipienter.

Observationerne forløber typisk efter en logaritmisk tidsskala, dvs. med kort tidsinterval i forbindelse med opstart og efter afslutning af pumpningen. Der vil ofte blive anvendt automatisk dataopsamling med tryktransducere i borerne. Der bør som hovedregel følges nedenstående pejlehyppighed i pumpeboring og observationsboringer efter start/stop af pumpning:

0-10 min.	hvert min.
10.-20. min.	hvert 2. min.
20.-40. min.	hvert 5. min.
40.-60. min.	hvert 10. min.
60.-90. min.	hvert kvarter
90.-180. min.	hver halve time
180.-600. min.	hver time
10.-24. time	hver 4. time
1-3 døgn	hver 6. time
herefter	2 gange pr. døgn

Tolkning af prøvepumpningsdata

Dette afsnit vedrører tolkning af prøvepumpningsdata. De observerede sænkninger/stigninger behandles som funktion af tid og afstand og tolkes ved sammenligning af teoretiske typemodeller, hvorved der fås værdier for magasinets hydrauliske egenskaber; transmissivitet (pumpeboringen), magasincoeffcient (observationsboring) og lækageforhold (observationsboring). Herudover fås informationer om magasinets randbetingelser (positive grænser (fx vandløb) eller negative grænser (fx lavtpermeable lerbarriere)). herudover kan der opnås informationer om magasinets anisotropi.

Der benyttes følgende metoder:

- Lineær afbildning, m.h.p. vurdering af vandspejlsvariationer som ikke skyldes pumpeforsøget (som fx barometereffekt),
- Enkelt logaritmisk afbildning, m.h.p. tolkning af magasinets transmissivitet og magasinkoefficient.
- Dobbelt logaritmisk afbildning, m.h.p. tolkning af magasinets transmissivitet, magasinkoefficient samt lækageforhold.

Lineære afbildninger

Først plottes alle boringers vandspejlsobservationer lineært med samme tidsskala. Disse plots giver information om korrelationer mellem magasinets trykniveau og fx variationer af lufttryk, variationer i nærliggende kystvande og/eller variationer i nærliggende vandindvindinger. På basis af de lineære plot, kan der korrigeres for disse påvirkninger. Det er dog sjældent muligt at foretage ideelt kvantitative korrektioner, og korrektionerne vil i realiteten være semikvantitative. Desuden kan observationsboringerne opdeles i tre grupper:

- Boringer, der klart er påvirket af pumpeforsøget
- Boringer, der delvist er påvirket
- Boringer, der ikke er påvirket

Forudsætninger

De teoretiske metodeforudsætninger kan kort opregnes således:

- Magasinet er homogent og isotropt.
- Magasinet har en uendelig udbredelse.
- Pumpeboringens radius er uendelig lille.
- Boringen er ført igennem hele magasinets vertikale udbredelse.
- Vandindstrømningen sker over hele magasinets tykkelse.
- Afgivelse af vand fra magasinet sker momentant og i overensstemmelse med afsenkningen.
- De hydrauliske parametre er ens i hele magasinet og varierer ikke med tiden.

samt specifikt for magasiner med lækage:

- Lækage finder sted gennem mindre permeable over- og underliggende lag.
- Lækagen er proportional med afsenkningen i det aktuelle magasin.
- Den hydrauliske gradient i de over- og underliggende lag ændres momentant og i overensstemmelse med sækningen i det aktuelle magasin.

Tolkning af prøvepumpninger af artesiske/spændte magasiner uden lækage og magasiner med frit vandspejl (under forudsætning af at der er små sænkninger i forhold til mægtigheden af det vandførende lag) er baseret på Theis' formel:

$$h_0 - h(r, t) = \frac{Q}{4\pi T} \int_0^\infty \frac{1}{y} e^{-y} dy \quad (1)$$

$$= \frac{Q}{4\pi T} \cdot W(u) \quad (2)$$

$$\text{hvor } u = \frac{r^2 S}{4\pi T} \frac{1}{t}$$

$h(r, t)$	=	trykniveauet i afstanden r til tiden t (m)
h_0	=	initial trykniveau (m)
r	=	afstand til pumpeboring (m)
t	=	tiden siden pumpestart (sek)
Q	=	pumpeydelsen (m^3/sek)
T	=	transmissiviteten (m^2/sek)
S	=	magasinkoefficient (dim. løs)
$W(u)$	=	boringsfunktion for "ikke lækage"-magasiner

Theis formel har her den forudsætning, at formationerne over og under magasinet er impermeable.

Ved spændte/artesiske magasiner med lækage anvendes følgende analytiske løsning

$$h_0 - h(r, t) = \frac{Q}{4\pi \cdot T} W(u, r/B) \quad (3)$$

hvor

r/B	=	lækagefaktoren
$W(u, r/B)$	=	boringsfunktionen for spændte/artesiske lækagemagasiner (Walton funktion).

Ved længerevarende pumpninger i frie magasiner med forsinket vandafgivelse skal tolkningen foretages når effekten af den forsinkede vandafgivelse ophører, hvorefter sænkningen igen følger en Theis-kurve.

Der benyttes to forskellige metoder til tolkning af prøvepumpningsdata. Den ene er en enkeltlogaritmisk retlinet tilpasning metode, mens den anden er en kurvetilpasning på et dobbeltlogaritmisk plot.

Enkeltlogaritmisk tolkning

Den enkeltlogaritmiske metode bygger på, at integralet $W(u)$ kan udtrykkes ved en uendelig serie. For små værdier af u kan (1) approksimeres ved udtrykket:

$$h-h_0 = \frac{2,3 \cdot Q}{4\pi \cdot T} \log \frac{2,25 \cdot T \cdot t}{r^2 \cdot S} \quad (4)$$

Forsøgsdata plottes med sænkninger/stigninger på y-aksen og tiden på en logaritmisk x-akse. En ret linie indlægges gennem data og Δs (sænkningen/stigningen) aflæses for et tidsinterval svarende til en faktor 10 (fx 10 min og 100 min). T og S beregnes således:

$$T = \frac{0,183 \cdot Q}{\Delta s} \quad (5)$$

$$S = \frac{2,25 \cdot T \cdot t_0}{r^2} \quad (6)$$

hvor t_0 er tiden (sek) svarende til skæringspunktet mellem den rette linie gennem data og linien for nul sænkning/stigning.

For magasiner uden lækage plottes forsøgsdata dobbelt logaritmisk med sænkninger/stigninger på y-aksen og tiden på x-aksen. Herefter superponeres et ligeledes dobbeltlogaritmisk plot af $W(u)$ mod u til det bedste sammenfald, under forudsætning at akserne holdes parallelle. De parvise værdier fra sænkings/stigningsdata og tiden (s, t) og ($W(u), 1/u$) kaldes matchpunktet som aflæses. Transmissiviteten T og permeabiliteten k kan herefter beregnes:

$$T = \frac{Q}{4\pi s} \quad (\text{hvis } (W(u), u) = (1, 1)) \quad (7)$$

$$k = T/m \quad (8)$$

$$S = \frac{4 \cdot T \cdot t}{r^2} \quad (9)$$

hvor

s = sænkning/stigning (m)

m = magasinets mægtighed (m)

Dobbelt logaritmisk afbildning og kurvetilpasning bruges tilsvarende ved magasin er med lækage. I dette tilfælde tolkes sænkning/stigning-tid mod Walton's lækagetypekurver. Ved denne tolkning kan de over-/underliggende lags permeabilitet p' (m/sek) desuden beskrives ved udtrykket:

$$p' = \frac{(\pi/B)^2 \cdot T \cdot m'}{r^2} \quad (10)$$

hvor m' er de over-/underliggende lags mægtighed (m).

Begrænsninger ved tolkningen

Tolkning af prøvepumpninger kræver en vurdering af, i hvilken udstrækning de aktuelle forhold er i overensstemmelse med de tidligere beskrevne teoretiske forudsætninger. Største afvigelser mellem aktuelle forhold og teorien er:

- Pumpeboringens radius er ikke uendelig lille.
- Pumpeboringen er sjældent ført igennem hele magasinets vertikale udbredelse.
- Magasinet har en endelig udbredelse.
- Magasinet er sjældent homogent og isotropt.
- Opsprækkede magasiner kan udvise dobbelt porøsitet og permeabiliteten kan være trykafhængig.
- Lækagestrømningen sker ikke momentant i overensstemmelse med afsænkningen i det aktuelle magasin.

I prækvartære aflejringer kan specielt d) og e) hindre en korrekt bestemmelse af permeabiliteten. Med henblik på de opstillede begrænsninger, kan der enten foretages en korrektion, a) - c), såfremt det vurderes relevant, eller der kan tages hensyn til begrænsningerne ved tolkningerne. En visuel bedømmelse af boreprøver sammenholdt med områdets geologi, er desuden en grundliggende del af vurderingen af magasinets hydrauliske parametre. På denne måde kan der opnås et rimeligt estimat for transmissiviteten og permeabiliteten.

Datakorrektioner

Man skal være opmærksom på, at der ofte ved tolkningen skal tages højde for datakorrektioner for at få brugbare resultater. I spændte/ artesiske magasiner skal der normalt korrigeres for lufttrykændringer (barometereffekt), idet dette influerer på vandstanden i borerne. Herudover er der fænomener som andre årsager til grundvandsfluktuationer (tidevandseffekt, andre oppumpninger m.v.) borehulseeffekt, partiel filtersætning i vandførende lag, aftagende mægtighed, forsinket vandafgivelse m.v. Der er derfor en række fejlfortolkningsmuligheder ved prøvepumpningstests, hvorfor det er vigtigt at føre sig kritisk frem ved benyttelse af modellerne.

Nøjagtighed af tolkningen

Prøvepumpningsdata kan tolkes både vha. semilogaritmisk og dobbeltlogaritmisk afbildning af data. Tolkninger udført vha. dobbeltlogaritmisk afbildning bør betragtes som de mest nøjagtige estimater for transmissiviteten, og der lægges normalt størst vægt på data fra stigningen. Tolkninger baseret på enkeltlogaritmisk afbildning bør betragtes som et rimeligt estimat for transmissiviteten.

Trinvis prøvepumpning

For den trinvis prøvepumpning gælder, at sænkningen opfattes som sammensat efter følgende:

$$s = BQ + CQ^2$$

hvor B traditionelt opfattes som formationstab og C som indstrømningstab (filter-tab). Ved analogi til rørhydraulik kan udledes, at høje C-værdier kan forventes at optræde når vandets strømningshastighed (partikelhastighed) er høj, dvs. hvor store vandmængder passerer små tværsnit. Dette kan være udtryk for en dårlig udførelse af boringen. Metoder til at finde B og C fremgår af /1/. Når tolkningerne er foretaget, kan man i princippet beregne de fremtidige sænkninger ved vilkårlige oppumpninger, evt. som hjælp til dimensionering af afværgeanlæg.

Rapportering bør omfatte:

- Prøvepumpningens udførelse
- Prøvepumpningens resultater

eventuelt med følgende bilag:

- Prøvepumpningens resultater i lineær afbildning
- Prøvepumpningens resultater i enkeltlogaritmisk afbildning
- Prøvepumpningens resultater i t/r^2 afbildning

Referencer

Der findes store mængder anvendelig litteratur vedrørende prøvepumpninger bl.a. en vejledning fra Miljøstyrelsen /1/, hvor der findes yderligere henvisninger.

- /1/ Vandforsyningsplanlægning 1. Del Vejledning fra Miljøstyrelsen Nr. 1, 1979.

Appendiks 4.10

Standardformularer

På de kommende sider følger standardformularer.

LOKALISERING OG PEJLING

GRUNDVANDSUNDERSØGELSE FOR:																												
1. Boring-nr.: _____ Lb-nr.: _____ Udført af: _____ Udført år: _____ Ejer: _____ Adresse: _____ Telefon: _____																												
2. Skitse af boringens (brøndens) beliggenhed:				BRØND/BORING: Terrankote: _____ m Målepunkt kote: _____ m Dybde til bund u.MP.: _____ m Bund af boring kote: _____ m Forerør diameter: _____ mm Filterrør diameter:: _____ mm Filterinter-val kote: _____ m- _____ m																								
1. Skitse af boringens afslutning:				Forerør diameter: _____ mm Filterrør diameter:: _____ mm Filterinter-val kote: _____ m- _____ m																								
Adgangsmulighed for pejling: _____ _____																												
<table border="1" style="width: 100%; border-collapse: collapse;"> <tr> <td rowspan="3" style="width: 15%; padding: 5px; vertical-align: top;">Pejledata:</td> <td style="width: 15%; padding: 5px;">Dato</td> <td style="width: 10%;"></td> <td style="width: 10%;"></td> <td style="width: 10%;"></td> <td style="width: 10%;"></td> <td style="width: 10%;"></td> <td style="width: 10%;"></td> </tr> <tr> <td style="padding: 5px;">Vandspejl m.u.MP</td> <td></td> <td></td> <td></td> <td></td> <td></td> <td></td> </tr> <tr> <td style="padding: 5px;">Vandspejlskote m</td> <td></td> <td></td> <td></td> <td></td> <td></td> <td></td> </tr> </table>							Pejledata:	Dato							Vandspejl m.u.MP							Vandspejlskote m						
Pejledata:	Dato																											
	Vandspejl m.u.MP																											
	Vandspejlskote m																											
Lokaliseret af: _____ Dato: _____																												

[illegible]

UDTAGNING AF JORDPRØVER

Lokalitet: _____	Dato: _____	Boring nr.: _____
Borefirma: _____	Provetager: _____	
Boremethode: _____	Boredia- meter _____	VSP: _____

JORDARTSBESKRIVELSE				LUGT - FARVE	
Lag Bore- dybde	Beskrivelse	Prøve	Filter bund rer	Beskrivelse	Prøve
2				2	
4				4	
6				6	
8				8	
1.0				1.0	
2				2	
4				4	
6				6	
8				8	
2.0				2.0	
2				2	
4				4	
6				6	
8				8	
3.0				3.0	
2				2	
4				4	
6				6	
8				8	
4.0				4.0	
2				2	
4				4	
6				6	
8				8	
5.0				5.0	
2				2	
4				4	
6				6	
8				8	
6.0				6.0	

UDTAGNING AF VANDPRØVER

Prøvetagningslokalitet: _____						
Boringensdimension: _____			Filterdimension: _____			
Prøvetagningsmetode: _____			Udtaget af: _____			
Boring nr.	Dato	Bund- pejling m u.p.	Vand- spejl m u.p.	Vand- søjle liter	Ren- pump. liter	Bemærkninger

UDTAGNING AF LUFTPRØVER

PRØVEUDTAGNINGSTED:

PRØVEUDTAGER:

DATO: _____

[illegible]

[illegible]

VANDANALYSER - rekvisition til laboratorier

[illegible]

Appendiks 5.1

Gasproduktion

- en empirisk model til overslagsmæssige betragtninger

I dette appendiks beskrives en model til vurdering af gasproduktionsraten som funktion af tiden. Der er udviklet mange forskellige modeller, hvoraf ingen er i stand til at tage højde for alle de faktorer, der påvirker gasproduktionen. Da kendskabet til de indgående parametre endvidere ofte er mangelfulde, foreslås en simpel 1. ordens henfaldsmodel anvendt. Modellens hovedanvendelse er derfor til overslagsmæssige betragtninger.

Beregningsformler

Gasproduktionsraten er givet ved /1/:

Ligning 1

$$\frac{dP}{dt} = P_{\text{tot}} \cdot k \cdot e^{-kt} \quad (1)$$

hvor:	dP/dt	=	den årlige gasproduktion	(Nm ³ /t · år)
	P_{tot}	=	den totale gasproduktion	(Nm ³ /t)
	k	=	nedbrydningskonstanten	(år ⁻¹)
	t	=	tiden	(år)

Nedbrydningskonstanten er givet ved følgende udtryk:

Ligning 2

$$k = \frac{\ln 2}{t_{1/2}} \quad (2)$$

hvor: $t_{1/2}$ = halveringstiden (år)

Datagrundlag

Som udgangspunkt for beregningen anvendes data vedrørende

- Den totale gasproduktion
- Halveringstiden

Den totale gasproduktion

Under de mest ideelle betingelser ligger den totale gasproduktion ifølge litteraturen i intervallet 320-430 Nm³ pr. ton affald. I praksis vil den totale gasproduktion dog være væsentligt mindre. I danske lossepladser er målt værdier på 180-210 Nm³/t for den totale gasproduktion. Denne værdi understøttes af svenske og tyske beregninger.

Halveringstiden

Erfaringstal for halveringstiden er listet i tabel 1.

Tabel 1

Halveringstider for affaldstyper.

Halveringstid, t _{1/2}	År
Dagrenovation /2/	1
Slam /2/	2
Erhvervsaffald /2/	5
Storskrald /2/	10
Bygge- og anlægsaffald /2/	15
Let omsætteligt affald /3/	1-1,5
Moderat omsætteligt affald /3/	15-25

Er der i den aktuelle undersøgelse målt for sammenhørende værdier af vandindhold og affaldstemperatur kan halveringstider findes som funktion heraf /1/.

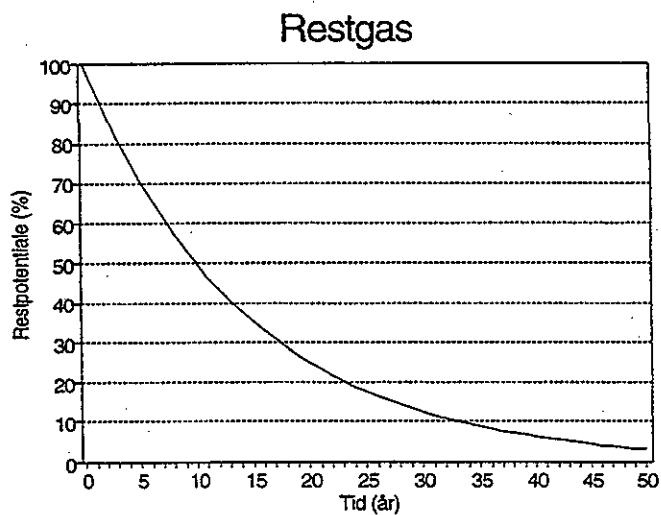
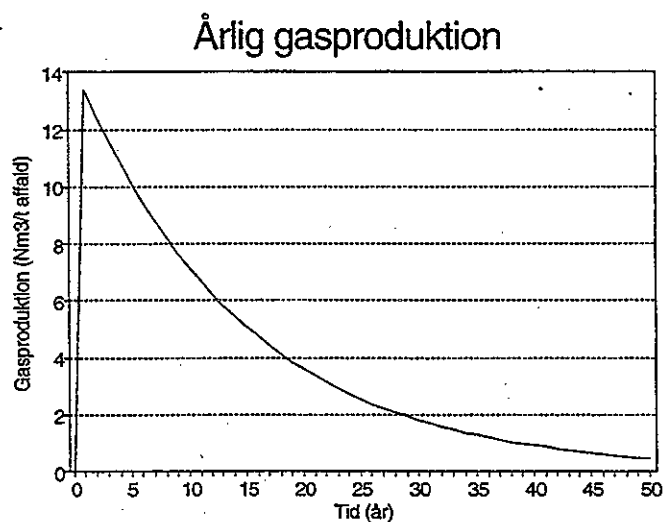
Eksempel

Ud fra beregningsformlerne (ligning 1 og 2) kan der optegnes grafer over den årlige gasproduktion og restgaspotentialet. I figur 1 ses gasproduktionen og restgaspotentialet som funktion af tiden, efter at deponeringen har fundet sted, for en affaldscelle med en total gasproduktion (P_{tot}) på 200 Nm³/t og en halveringstid t_{1/2} på 10 år.

Den årlige gasproduktion dP/dt efter 10 år beregnes således:

$$k = \frac{\ln 2}{t_{1/2}} = \frac{\ln 2}{10} = 0,07$$

$$\begin{aligned} dP/dt &= P_{\text{tot}} \cdot k \cdot e^{-kt} \\ &= 200 \cdot 0,07 \cdot e^{-0,07 \cdot 10} \\ &= 6,95 \text{ Nm}^3/\text{t} \end{aligned}$$



Figur 1
 Årlig gasproduktion og restgaspotentiale som funktion af tiden efter deponering i en losseplads med affaldshalveringstid på 10 år.

Referencer

- /1/ Lossepladsgas - Transport og Produktion
Erling Vincentz Fisher
Eksamensprojekt foråret 1992
Danmarks Tekniske Højskole.
- /2/ Gas i lossepladser
ATV-møde, marts 1993.
- /3/ Noter om: Kontrollerede lossepladser
Thomas H. Christensen mfl.
Teknisk forlag, 1982.

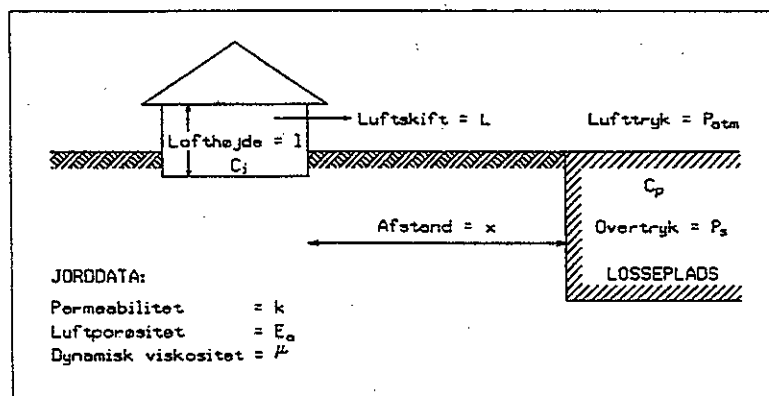
Appendiks 5.2

Konvektionsmodel for gasindtrængning i omkringliggende bygninger

I dette appendiks beskrives en model for transport af lossepladsgas ind i bygninger, der er placeret uden for det gasproducerende område af lossepladsen. Modellen, der regner på konvektionsbidraget, bygger på en "Worst-case" situation, hvor hele den transporterede gasmængde indføres i bygningen [1]. Denne konvektionsmodel er således mere simpel end den model for konvektionsbidraget, som er beskrevet i appendiks 5.3 vedrørende bidraget til indeklimaet.

Beregningsforudsætninger og -formler

En losseplads med poreluftkoncentration C_p er beliggende i en afstand x fra en bygning, som vist i figur 1. Det antages, at gastransporten udelukkende finder sted i den øvre umættede zone. I lossepladsen er der et overtryk på P_s i forhold til trykket ved bygningen. Atmosfæretrykket er P_{atm} .



Figur 1

Skematisk præsentering af model for transport af lossepladsgas til omkringliggende bygninger.

Udbreddelsen af lossepladsen antages i modellen at være meget større end afstanden til bygningen. For ligevægtssituationen gælder

Ligning 1

$$\alpha = \frac{C_i}{C_p} = \frac{k \cdot P_s}{\mu \cdot x \cdot l \cdot L} \quad (1)$$

hvor: α = forholdet mellem indeluftkoncentrationen i bygningen og poreluftkoncentrationen i lossepladsen

k = luftpermeabiliteten (m^2)

P_s = overtrykket i lossepladsen (Pa)

μ = dynamisk viskositet ($\text{kg/m} \cdot \text{s}$)

x = afstanden (m)

l = lofthøjden (m)

L = luftskiftet (s^{-1})

Tiden for etablering af henholdsvis trykgradient τ_{sp} (ligning 2) og ligevægtskoncentration τ_{ssc} (ligning 3) er givet ved

Ligning 2

$$\tau_{\text{sp}} = \frac{\mu \cdot E_a \cdot x^2}{k \cdot P_{\text{atm}}} \quad (2)$$

Ligning 3

$$\tau_{\text{ssc}} = \frac{\mu \cdot E_a \cdot x^2}{k \cdot P_s} \quad (3)$$

hvor: E_a = luftporøsiteten (ubenævnt)

P_{atm} = atmosfæretrykket (Pa)

Datagrundlag

Det fremgår af beregningsformlerne (ligning 1-3), hvilke data der er nødvendige. Erfaringstal for inputdata er listet i tabel 1. For byggetekniske data henvises til tabel 1 i appendiks 5.3.

Tabel 1*Erfaringstal for data i transportmodellen.*

Luftpermeabilitet, k	m²
• Moræneler ¹⁾	10 ⁻¹³
• Fint sand	10 ⁻¹²
• Groft sand	2 · 10 ⁻¹¹
Overtryk i pladsen, P_s	Pa
• Typisk målte værdier	0 - 2.000
Dynamisk viskositet, μ	kg/m·s
• Luft	1,8 · 10 ⁻⁵
• Methan	1,1 · 10 ⁻⁵
• Kuldioxid	1,5 · 10 ⁻⁵
Luftporøsitet, E_a	ubenævnt
• Lermuld	0,1
• Sandmuld	0,1
• Ler	0,1
• Sand	0,3

¹⁾ Skønnet værdi. Se også tabel 2 og 3 i appendiks 5.8.

Referencer

- /1/ Little, J.C., Daisey, J.M. and Nazaroff, W.W:
 Transport of Subsurface Contaminants into Buildings.
 An Exposure Pathway for Volatile Organics.
 Environmental Science and Technology.
 Vol. 26. No. 11, 1992, p. 2058 - 2066.

Appendiks 5.3

Afdampning af flygtige stoffer fra jord

1 Baggrund

Ved en jord- eller grundvandsforurening med flygtige stoffer vil disse stoffer kunne afdampe, hvilket medfører en risiko for indånding af skadelige dampe både på friarealer og i indeklimaet.

Afdampningen fra jorden vil ofte være ét ud af flere bidrag udendørs såvel som indendørs. Der tænkes her på luftforureninger stammende fra trafik, nærliggende industri, afgang fra byggematerialer m.m., rygning, hobbyaktiviteter m.v.

Beregningsprincipper

I dette appendiks gives en beskrivelse af principperne for beregning af det resulterende bidrag til indeklima- og udeluftkoncentrationen fra flygtige organiske forureningskomponenter i jord.

Datagrundlag

Som udgangspunkt for beregningerne anvendes data vedrørende:

- art og koncentration af forureningen, herunder fysisk-kemiske data for de specifikke forureningskomponenter
- dybden til forureningen samt dens placering i forhold til grundvandsspejlet
- jordlagenes beskaffenhed
- bygningsparametre
- temperatur- og trykforhold
- vindhastigheder m.v.

Bygningsparametre omfatter følgende data:

- konstruktioner mod jord. Trægulv eller betongulv. Hvis det er betongulv skal miljøklasse, armeringsforhold, gulvets alder m.m. bestemmes
- bygningens ventilationsforhold
- rummenes loftshøjder.

Modeller til beregning af frigivelse og transport af dampformige komponenter i jord er relativt nye, og ikke alle formeludtryk er lige godt eksperimentelt underbyggende. Der foregår til stadighed - også her i Danmark - arbejde for at skaffe forbedret viden om de mekanismer, der styrer fordampningen af flygtige stoffer fra jord, men endnu er modeller til beregning af indeklimate og udeluftbidrag fra forurenede jord behæftet med en relativt stor usikkerhed.

Den her beskrevne principielle beregningsmodel omfatter tre dele:

Fasefordeling

- Fasefordeling i jord, dvs. de enkelte forureningskomponenters fordeling mellem poreluft, porevand, en fase adsorberet til jordmatricen og evt. en fri forureningsfase. Ved hjælp heraf kan koncentrationen af forureningskomponenter i poreluften beregnes ud fra den totale koncentration af forureningskomponenter i jorden.

Diffusion

- Diffusion op gennem jorden og gulvkonstruktionen: Herved beregnes afdampningen op gennem jorden ud fra koncentrationen af forureningskomponenter i poreluften i den forurenede zone og dybden til denne. Det diffusive bidrag til koncentrationen af forureningskomponenter i indeklimaet og udeluften beregnes efterfølgende ud fra denne afdampning.

Konvektion

- Konvektion gennem gulvkonstruktionen: På baggrund af den beregnede diffusive transport til underside af bygningen, beregnes det konvektive bidrag til indeklimaet.

2 Beregningsprincipper og -forudsætninger

2.1 Fasefordeling

Forurening i umættet zone

Såfremt forureningen befinder sig i den umættede zone, og jorden derfor indeholder både jordpartikler, porevand og poreluft, kan poreluftkoncentrationen beregnes, når fasefordelingen af stoffet mellem disse tre faser - og en evt. fri forureningsfase - kendes.

Denne beregning kan for eksempel ske ved anvendelse af en model, der blandt andet er beskrevet i Mackay & Paterson, 1981 /5/.

I sin enkleste udgave forudsætter modellen, at der er ligevægt mellem indholdet af en forureningskomponent i de forskellige faser, samt at der er stationære forhold. Endvidere forudsætter modellen, at forureningskomponenter i den dampformige fase opfører sig som en ideal gas, og i den vandige fase som en ideal fortyndet opløsning. Der findes også udgaver af modellen, der kan tage højde for, at der ikke er indtruffet ligevægt, og at der sker en omsætning og/eller transport af stof. I det følgende er det modellen i den enkleste form, der ligger til grund for beskrivelsen.

Princippet i beregningen er, at man ud fra mætningskoncentrationerne i luft og vand samt fordelingsforholdet imellem vand og jordpartikler beregner jordens maksimale kapacitet for forureningskomponenter. Det antages nu, at fordelingsforholdet mellem de tre faser vil være det samme som ved mætning, også ved andre koncentrationforhold - og at ligevægten er etableret. På basis heraf kan poreluftkoncentrationen, ved en given total koncentration, beregnes.

Forurening i grundvandszonen

Hvis forureningen findes i grundvandet, kan koncentrationen i poreluften lige over grundvandsspejlet findes - igen ved at forudsætte ligevægt mellem de to faser - ud fra forholdet mellem forureningskomponentens partialtryk i luft og opløseligheden i vand (Henry's lov). Det skal her bemærkes, at diffusion i vandfasen er flere størrelsesordener mindre end i luftfasen, og at diffusionen i vandfasen derfor principielt kan blive begrænsende for afdampningen fra grundvandsspejlet til poreluften i den umættede zone. Dette tages der ikke højde for i beregningerne.

Forurening med blandinger

Ved forurening med produkter bestående af flere komponenter (for eksempel olie og tjære) vil enkeltkomponenterne kunne påvirke hinanden, fx ved at kunne opløses i hinanden eller evt. reagere kemisk. Dette påvirker både damptrykket, opløseligheden og adsorptionen af den enkelte komponent. For blandinger af neutrale komponenter (for eksempel olie) vil denne afvigelse dog være lille i forhold til de øvrige usikkerheder ved beregningerne.

Hvis der indgår organiske syrer i blanding (som for eksempel fenol i tjære), vil afvigelsen, specielt for den organiske syre, være af en betydende størrelse (for fenol i tjære vil den resulterende dampkoncentration typisk være en faktor 10 mindre bare på grund af blandingen). Dette kan der i princippet tages højde for i beregningerne ved at medtage aktivitetskoefficienter i ligevægtsudtrykkene i den aktuelle blanding for de enkelte komponenter.

Ved beregninger på blandinger skal der i alle tilfælde tages højde for blandingsforholdet ved at inddrage molbrøken for den enkelte komponent og i de enkelte faser i beregningerne.

2.2 Gasformig transport gennem jorden

Diffusiv transport

I den her beskrevne model for afdampning ses alene på diffusiv transport i jordens poreluft. Ved jordforureninger er der sjældent tale om en gasproduktion som giver overtryk, bortset fra for eksempel forureningskomponenter placeret på en egentlig losseplads, og man kan derfor i sådanne tilfælde se bort fra konvektiv transport gennem jordlagene.

En forureningskomponents diffusion vil udover de stofspecifikke parametre afhænge af jordtypen samt jordens porøsitet og vandindhold. Jorden kan endvidere være opbygget af flere lag med forskellige egenskaber.

Konvektiv transport

Variationer i barometerstanden kan medføre en vis pumpeeffekt og dermed en egentlig luftstrømning i de allerøverste jordlag. Ventilation i bygninger beliggende i nærheden af jordforureningen kan ligeledes medføre konvektive luftstrømme i jorden, der influerer på damptransporten, ligesom større temperaturforskelle vil kunne gøre det.

Genopløsning af dampe

I forbindelse med en forureningskomponents diffusion gennem jordlagene vil der kunne ske en genopløsning i nedsivende regnvand og en sorption på jordpartiklerne. Betragtet under stationære forhold og i gennemsnit vil genopløsningen i regnvand for jordlag på op til et par meters tykkelse være 1-2 størrelsesordener mindre end den diffusive opadrettede flux, og således ingen betydning have. Ved større nedsivende vandmængder over et kortere tidsrum vil genopløsningen kunne spille en rolle.

Sorption af dampe

Sorption på jordpartiklerne vil bl.a. afhænge af jordens vandindhold, idet sorptionen i en fugtig jord vil være op til to størrelsesordener mindre end i tør jord.

Biologisk nedbrydning

Biologisk nedbrydning kan formentlig specielt i sommermånedene medføre en reduktion i dampkoncentrationen i visse forureningskomponenter i de øverste jordlag og dermed af afdampningen.

Temperaturafhængighed

Omvendt vil de fleste forureningskomponenters partialtryk udvise en væsentlig temperaturafhængighed, således at afdampningen stiger i sommerperioden.

Evapotransport

Endelig vil der i varme somre på bevoksede arealer kunne ske en opadrettet vandtransport i jorden på grund af evapotranspirationen, hvilket principielt kan fremme transport af stof til jordoverfladen.

Konvektiv transport gennem jordlagene forårsaget af trykforskelle af den ene eller anden art er ikke medtaget i den her beskrevne enkle model, ligesom der ses bort fra diffusion i porevandet, genopløsning/sorption af dampe, nedbrydning, temperaturafhængighed og evapotranspiration.

2.3 Diffusivt bidrag til udeluftkoncentrationen

Det diffusive bidrag til koncentrationen i udeluften kan beregnes ud fra fluxen til jordoverfladen på baggrund af for eksempel følgende antagelse:

- der sker en opblanding i luften af den afdampede forureningskomponent inden for en vis højde over terræn. Denne højde afhænger af vindhastigheden, og af i hvilket punkt koncentrationen ønskes beregnet. Det forudsættes her, at den højeste koncentration forekommer for enden af det forurenede område, nedstrøms vindretningen.

2.4 Diffusivt bidrag til indeklimakoncentrationen

Det diffusive bidrag til koncentrationen i indeklimaet kan beregnes ud fra fluxen til undersiden af bygningen på baggrund af følgende antagelse:

- der sker en diffusion af forureningskomponenter til underside af bygningen og videre gennem gulvkonstruktionen,
- den diffusive flux af forureningskomponenter gennem gulvkonstruktionen opblandes i indeklimaet i rummet nærmest jorden.

2.5 Konvektivt bidrag til indeklimakoncentrationen

Det konvektive bidrag til koncentrationen i indeklimaet kan beregnes ud fra den beregnede diffusive transport til underside af bygningen under følgende antagelser:

- der regnes kun på betondæk som gulvtype,
- på baggrund af betonens armeringsforhold, tykkelse og miljøklasse kan revneafstand og revnevidder estimeres,
- på basis af de estimerede revneafstande og -vidder samt undertryk i huset kan det konvektive indeklimabidrag udregnes.
- den konvektive flux af forureningskomponenter gennem betondækket opblandes i indeklimaet i rummet nærmest jorden.

3 Beregningsformler

I det følgende gennemgås de formler, der anvendes i beregningsmodellen i sin enkleste form, dvs. under alle de tidligere nævnte forenklede antagelser. Gennemgangen har til formål at give en enkelt beskrivelse af gangen i beregningerne og principperne bag disse. I en konkret sag bør det nøje overvejes, hvilke forenklede antagelser, det er muligt at foretage.

3.1 Fasefordeling i jord

Jordens totale volumen kan betragtes som summen af jordfasernes volumener, se ligning 1.

Ligning 1

$$V_L + V_v + V_s = 1$$

hvor: V_L = den relative volumenandel af luft i jorden

V_v = den relative volumenandel af vand i jorden

V_s = den relative volumenandel af jordpartikler i jorden.

Her er $V_L + V_v$ lig med total-porøsiteten.

Det maksimale indhold af forureningskomponenter i én kubikmeter (1 m^3) jord fordelt på jordens tre faser kan beregnes som følger, se ligning 2-10:

I jordens luftfase (poreluft):

Ligning 2

$$M_{L,\max} = V_L \cdot C_{L,\max} \text{ (mg/m}^3\text{)}$$

hvor: $M_{L,\max}$ = den maksimale mængde af forureningskomponenter i poreluft (mg/m³ jordvolumen)

$C_{L,\max}$ = mættet dampkoncentration af forureningskomponenten (mg/m³ poreluft).

$C_{L,\max}$ kan beregnes ud fra forureningskomponentens partialtryk via loven om ideale gasser:

Ligning 3

$$C_{L,\max} = \frac{p \cdot m \cdot 10^3}{R \cdot T} \text{ (mg/m}^3\text{)}$$

hvor: p = forureningskomponentens partialtryk (N/m²)

m = forureningskomponentens molvægt (g/mol)

R = gaskonstanten (J/mol · K)

T = temperaturen i K.

Som standard benyttes $T = 298 \text{ K (25}^\circ \text{C)}$.

I jordens vandfase (porevand):

Ligning 4

$$M_{V,\max} = V_V \cdot S \text{ (mg/m}^3\text{)}$$

hvor: $M_{V,\max}$ = den maksimale mængde af forureningskomponenten i porevand (mg/m³ jordvolumen)

S = forureningskomponentens opløselighed i vand (mg/m³ porevand).

Forholdet mellem forureningskomponentens partialtryk og koncentrationen i vandfasen er ved ligevægt lig Henry's lov konstanten, H :

Ligning 5

$$H = \frac{p}{S} \text{ (N} \cdot \text{m/mg)} \text{ eller } S = \frac{p}{H} \text{ (mg/m}^3\text{)}$$

Anvendelsen af Henry's lov konstanten forudsætter, at forureningskomponenten på dampform opfører sig som en ideal gas, og på opløst form som en ideal fortyndet opløsning. De anvendte partialtryk og opløseligheder skal være registreret ved samme temperatur.

På jordens partikelfase:

Ligning 6

$$M_{j,\max} = V_j \cdot d \cdot J_{\max} \cdot 10^3 \text{ (mg/m}^3\text{)}$$

hvor: $M_{j,\max}$ = den maksimale mængde af forureningskomponenten, som er adsorberet til jordpartiklernes organiske fraktion (mg/m³ jordvolumen)
 d = jordens kornrumvægt (kg/l)
 $J_{\max}$ = den mængde af forureningskomponenten, som adsorberer til jordpartiklernes organiske fraktion ved ligevægt med mættet opløsning i vand (mg/kg)

$J_{\max}$ kan udtrykkes ved S som følger:

Ligning 7

$$J_{\max} = K_d \cdot S \cdot 10^3 \text{ (mg/kg)}$$

hvor: K_d = forureningskomponentens fordelingsforhold jord/vand (l/kg).

Hvis man antager, at adsorptionen kun sker til jordens indhold af organisk stof, hvilket kan være en rimelig tilnærmelse for organiske komponenter, kan K_d beregnes ud fra forureningskomponentens fordelingsforhold mellem organisk kulstof og vand og jordens indhold af organisk kulstof.

Ligning 8

$$K_d = K_{oc} \cdot f_{oc} \text{ (l/kg)}$$

hvor: K_{oc} = forureningskomponentens fordelingsforhold mellem organisk kulstof og vand (l/kg)
 f_{oc} = jordens indhold af organisk kulstof (relativ vægtandel).

$M_{j,\max}$ kan således skrives:

Ligning 9

$$M_{j,\max} = V_j \cdot d \cdot K_{oc} \cdot f_{oc} \cdot S \text{ (mg/m}^3\text{)}$$

Forureningskomponenternes fordelingsforhold mellem organisk kulstof og vand kan estimeres ud fra oktanol/vand-forholdet K_{ow} for de fleste typer forureningskomponenter, dvs. aromater, PAH'er, alifatiske hydrocarboner og chlorerede opløsningsmidler, jf. formel 10a. For phenoler, som er svage organiske syrer, indgår desuden pH i estimeringen, formel 10b /6/.

Ligning 10a

For forureningskomponenter med $\log K_{ow}$ -værdier mindre end 5 og jorde med f_{oc} større end 0,1 % benyttes følgende formel :

$$\log K_{oc} = 1,04 \cdot \log K_{ow} - 0,84$$

For organiske syrer (for eksempel klorfenoler) kan K_D beregnes ud fra:

Ligning 10b

$$K_D = f_{oc} \cdot k_{ow}^{0,82} \cdot (1,05 \cdot \Phi_n + 0,026 \cdot (1 - \Phi_n))$$

hvor: Φ_n = neutrale syrefraktion (ubenævnt).

Den neutrale syrefraktion kan beregnes ud fra:

$$\Phi_n = \frac{1}{1 + 10^{pH - pK_a}}$$

hvor pK_a = forureningskomponentens syredissocieringskonstant.

Formlen gælder hvis:

$$pH - pK_a < 1,5 \text{ og } f_{oc} > 0,001$$

Jordens maksimale kapacitet for forureningskomponenter (lige før der forekommer fri forureningsfase), er da:

$$M_{L,max} + M_{V,max} + M_{I,max}$$

Ud fra den tidligere nævnte antagelse om, at den relative fordeling på de tre faser i jorden er uafhængig af total koncentrationen i jorden, kan fordelingen af forureningskomponenten i jordens tre faser beregnes.

For jordens luftfase gælder følgende:

Ligning 11

$$f_L = \frac{M_{L,max}}{M_{L,max} + M_{V,max} + M_{I,max}} = \frac{M_L}{M_L + M_V + M_I}$$

hvor: f_L = den relative andel af forureningskomponenten i poreluft i forhold til total indholdet (ubenævnt).

M_L, M_V, M_I = den aktuelle mængde af forureningskomponenter på hver af de tre faser (mg/m^3 jord).

Ud fra ligning 2, 4 og 9 samt ligning 3 og 5 kan f_L omskrives således:

Ligning 12

$$\begin{aligned}
 f_L &= \frac{V_L \cdot C_{L,\max}}{V_L \cdot C_{L,\max} + V_V \cdot S + V_J \cdot d \cdot K_{oc} \cdot f_{oc} \cdot S} \\
 &= \frac{V_L \cdot \frac{p \cdot m \cdot 10^3}{R \cdot T}}{V_L \cdot \frac{p \cdot m \cdot 10^3}{R \cdot T} + V_V \cdot \frac{p}{H} + V_J \cdot \frac{d \cdot K_{oc} \cdot f_{oc} \cdot p}{H}} \\
 &= \frac{V_L \cdot \frac{m \cdot 10^3}{R \cdot T}}{V_L \cdot \frac{m \cdot 10^3}{R \cdot T} + V_V \cdot \frac{1}{H} + V_J \cdot \frac{d \cdot K_{oc} \cdot f_{oc}}{H}}
 \end{aligned}$$

Ud fra en given totalkoncentration i jorden C_T (mg/kg jordvolumen) kan mængden af forureningskomponenten i luften M_L nu findes:

Ligning 13

$$M_L = f_L \cdot C_T \cdot \rho \cdot 10^3 \text{ (mg/m}^3 \text{ jordvolumen)}$$

hvor: ρ = jordens volumenvægt (kg/l)

Koncentrationen af forureningskomponenten i poreluften, C_L , beregnes nu ud fra koncentrationen af forureningskomponenten i jorden, C_T , se ligning 14.

Ligning 14

$$C_L = \frac{M_L}{V_L} = \frac{f_L \cdot C_T \cdot \rho \cdot 10^3}{V_L} \text{ (mg/m}^3 \text{ poreluft)}$$

Husk, at C_L ikke kan overstige $C_{L,\max}$.

Hvis der er fri fase i jorden, altså mættede forhold, beregnes $C_L = C_{L,\max}$ lettest direkte ud fra partialtrykket, se ligning 3.

3.2 Diffusion op gennem jorden

Under stationære forhold kan gastransporten fra forurennet jord til jordoverfladen via diffusion i poreluften beskrives via Fick's lov:

Ligning 15

$$J = + N \cdot D_L \frac{C_o - C_L}{X}$$

hvor: J = flux (afdampning) ($\text{mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$)

N = materialekonstant (ubenævnt)

D_L = forureningskomponentens diffusionskoefficient i luft (m^2/s)

X = dybden svarende til koncentrationen C_L (m)

C_o = baggrundskoncentrationen på stedet (mg/m^3), kan sættes til 0, hvis den er meget mindre end C_L .

Ligning 16

Diffusionskoefficienten i luft kan for en del stoffer findes i Lugg /9/ eller estimeres ud fra følgende formel /6/:

$$D_2 = D_1 \sqrt{\frac{m_1}{m_2}}$$

hvor:

D_1 og D_2 = forureningskomponenternes diffusionskoefficienter i luft (m^2/s)

m_1 og m_2 = forureningskomponenternes molvægte (g/mol)

Hvis gasfasetransporten sker gennem flere forskellige jordlag, vil fluxen være:

Ligning 17

$$J = \frac{(N_1 \cdot N_2 \dots N_n) \cdot D_L \cdot (C_o - C_L)}{N_2 \cdot N_3 \dots N_n \cdot X_1 + N_1 \cdot N_3 \dots N_n \cdot X_2 + N_1 \dots N_{n-1} \cdot X_n}$$

hvor: N_1 til N_n er materialekonstanterne for de forskellige lag og X_1 til X_n er tykkelser af de forskellige lag.

Et muligt udtryk for N for jord er fx Millington /8/.

Ligning 18

$$N = (V_L^{3.33} / (V_L + V_v)^2)$$

hvor $V_L + V_v$ er totalporøsiteten.

Ved at indsætte ligning 14 og 17 i ligning 15 og ved at forudsætte, at C_o kan sættes lig 0, opnås et udtryk for fluxen op gennem jorden som funktion af jordkoncentrationen:

Ligning 19

$$\begin{aligned} J &= V_L^{3.33} \cdot D_L \cdot f_L \cdot C_T \cdot \rho \cdot 10^3 / (X \cdot (V_L + V_v)^2 \cdot V_L) \\ &= V_L^{2.33} \cdot D_L \cdot f_L \cdot C_T \cdot \rho \cdot 10^3 / (X \cdot (V_L + V_v)^2) \end{aligned}$$

3.3 Diffusivt bidrag til forureningskoncentration i udeluften

Opblandingen af fluxen J i udeluften vil medføre et udeluftkoncentrationsbidrag, C_u (mg/m^3).

Forudsættes det, at den højeste værdi for C_u forekommer for enden af det forurenede område, nedstrøms vindretningen, kan C_u beregnes ud fra følgende antagelse:

Massestrømhastigheden, Q_1 , vinkelret op gennem det forurenede areal er lig massestrømhastigheden, Q_2 , gennem et lodret tværsnit vinkelret på vindretningen for enden af det forurenede område, idet der ses bort fra diffusionen i luften over det forurenede område. Dette er en ikke urimelig antagelse inden for de relativt korte afstande, der her er tale om.

Herved fås følgende:

Ligning 20

$$\begin{aligned} Q_1 &= Q_2 \text{ (mg/s)} \Rightarrow \\ A_1 \cdot J &= A_2 \cdot v \cdot C_u \Rightarrow \\ l \cdot b \cdot J &= b \cdot h \cdot v \cdot C_u \end{aligned}$$

eller

$$C_u = \frac{J \cdot l}{v \cdot h} \text{ (mg/m}^3\text{)}$$

- hvor:
- C_u = diffusive forureningsbidrag til udeluften (mg/m^3)
 - Q_1 = massestrømhastighed op gennem det forurenede areal (mg/s)
 - Q_2 = massestrømhastighed gennem et lodret tværsnit vinkelret på vindretningen (mg/s)
 - v = vindhastigheden (m/s)
 - A_1 = areal af det forurenede område (m^2)
 - A_2 = areal af lodret tværsnit vinkelret på vindretningen (m^2)
 - l = længde af det forurenede område i vindretningen (m)
 - b = bredde af det forurenede område vinkelret på vindretningen (m)
 - h = opblandingshøjde i atmosfæren for enden af det forurenede område, nedstrøms vindretningen (m).

For at C_u kan sammenlignes med afdampningskriteriet for et stof, skal vindhastigheden, v , i princippet være lig den hastighed, der kan måles på det pågældende sted angivet som 1% fraktilen.

Erfaringsmæssigt vil opblandingshøjden, h , ved sådanne lave vindhastigheder, v (≤ 2 m/s) kunne sættes til 0,08 gange længden af det forurenede område, 1. Indsættes dette i ligningen 20, fås:

Ligning 21

$$C_u = \frac{J \cdot 1}{v \cdot 0,08 \cdot 1} = \frac{J}{v \cdot 0,08} \text{ m/s}$$

(J bestemmes ved ligning 19).

eller

Ligning 22

$$J = C_u \cdot v \cdot 0,08 \text{ (mg/m}^2 \cdot \text{s)}$$

Som vindhastighed benyttes 0,1 m/s svarende til vindstille forhold. Dog benyttes en vindhastighed på 1 m/s for stoffer, hvor acceptkriterier er fastlagt på basis af langtidseffekter, herunder kræftfremkaldende stoffer.

3.4 Diffusivt bidrag til forureningskoncentrationen i indeklimaet

Opblandingen af fluxen J i indeluften vil medføre et indeklimabidrag, C_i (mg/m³).

Massestrømhastigheden, Q_i , vinkelret op gennem det forurenede areal ind i huset er lig massestrømhastigheden, Q_e , genereret gennem luftskiftet i huset. Herved fås følgende:

Ligning 23

$$Q_i = Q_e \text{ (mg/s)} \Rightarrow A_1 \cdot J = A_2 \cdot L_h \cdot L_i \cdot C_i$$

Idet det konservativt antages at $A_1 = A_2$ (der er forurennet under hele rummet) fås følgende:

$$C_i = \frac{J}{L_b \cdot L_s} \text{ (mg/m}^3\text{)}$$

- hvor: C_i = diffusive forureningsbidrag til indeklimaet (mg/m³)
 Q_1 = massestrøms hastighed op gennem det forurenede areal (mg/s)
 Q_2 = massestrøms hastighed genereret gennem luftskiftet (mg/s)
 A_1 = areal af det forurenede område (m²)
 A_2 = areal af bygning (m²)
 L_b = loftshøjde af bygning (m)
 L_s = luftskifte i bygning (s⁻¹)

3.5 Konvektivt og diffusivt bidrag gennem armeret betondæk til forureningskoncentrationen i indeklimaet

Konvektionen af forureningskomponenter kan foregå gennem revner i betondæk samt gennem utætte fuger og utætheder ved rørgennemføringer m.v. Beregningerne af svindrevner og -længder hidhørende fra udtørringssvind kan udføres efter formler og angivelser i den danske norm for betonkonstruktioner DS411 /3/ og i Beton-Bogen /4/.

Beregning af lufttransporten gennem revner er udført efter Baker, Sharples & Ward /7/.

3.5.1 Beregning af revnelængder og -vidder

Revneparameteren a_w kan beregnes ud fra følgende udtryk:

$$a_w = \frac{A_{\text{act}}}{\sum d_w}$$

- hvor a_w = revneparameteren (mm)
 A_{act} = det aktive trækpåvirkede betonareal (mm²)
 d_w = armeringsstængernes revnebestemmende diameter (mm)

Det aktive trækpåvirkede betonareal A_{act} kan beregnes som:

Ligning 26

$$A_{\text{act}} = h_b \cdot b_b$$

hvor h_b = betondækkets tykkelse (mm)
 b_b = den betragtede bredde af betondækket (mm)

Ligning 27

$$d_w = k \cdot d_s$$

hvor d_s = armeringens nominelle diameter (mm)
 k = konstant der afhænger af armeringen,
 jf. nedenstående tabel

Armering	k
Kamstål & tentorstål	1,0
Glat armering	0,5

Revneparameteren bliver derfor

Ligning 28

$$a_w = h_b \cdot \frac{b_b}{(b_b - \Delta b) / \Delta b \cdot d_w} = \frac{h_b \cdot \Delta b}{(1 - \Delta b / b_b) \cdot d_w}$$

hvor Δb = afstanden mellem armeringsjernene (mm).

For $b \gg \Delta b$ haves

Ligning 29

$$a_w = \frac{h_b \cdot \Delta b}{d_w}$$

Den fri svindtøjning ε_s kan vurderes ud fra følgende empiriske formel for middelværdien

Ligning 30

$$\varepsilon_s = \varepsilon_c \cdot k_b \cdot k_d \cdot k_t$$

hvor

ε_s = svindtøjning (%)
 ε_c = basissvindet (%)
 k_b = koefficient som tager hensyn til indflydelse fra beton sammensætningen (ubenævnt)
 k_d = koefficient som tager hensyn til indflydelse fra dimensionen (ubenævnt)
 k_t = koefficient som tager hensyn til indflydelse fra svindtiden (ubenævnt)

Basissvindet kan beregnes som

Ligning 31

$$\varepsilon_c = \frac{0,089 \cdot (100 - RF)}{167 - RF}$$

hvor RF = relative luftfugtighed (%)

k_p beregnes udfra betonsammensætningen

Ligning 32

$$k_p = 0,007 \cdot CM \cdot (v/c + 0,333) \cdot v/c$$

hvor CM = cementindholdt (kg/m^3)

v/c = vand/cement-tallet (ubenævnt)

Den ækvivalente radius r og k_a beregnes af følgende formler:

Ligning 33

$$r = \frac{2 \cdot b_b \cdot h_b}{b_b} = 2 \cdot h_b$$

hvor r = ækvivalente radius af konstruktionen (mm)

Ligning 34

$$k_d = \frac{0,25 \cdot (852 + r)}{132 + r}$$

Tidens indflydelse:

Ligning 35

$$k_t = \frac{t_s^\alpha}{t_s^\alpha + t_0}$$

hvor t_s = svindtiden (døgn)

t_0 , α og β er hjælpeparametre (ubenævnte)

Ligning 36

$$t_0 = 9 \cdot (\sqrt{10})^{\alpha - \beta}$$

$$\alpha = 0,75 + 0,125 \cdot \beta$$

$$\beta = \frac{\ln(0,02 \cdot r)}{\ln 2}$$

3.5.2 Beregning af spændingen i armeringen

Beregningen foretages jf. Beton-Bogen /4/.

Armeringsforholdet ϕ er

Ligning 37

$$\phi = \frac{A_s}{A_b} = \frac{((b_b - \Delta b)/\Delta b) \cdot \pi \cdot \left(\frac{d}{2}\right)^2}{h_b \cdot b_b} = \frac{\pi \cdot d^2}{4 \cdot h_b \cdot \Delta b} \text{ for } b_b \gg \Delta b$$

hvor

- ϕ = armeringsforholdet (ubenævnt)
- A_s = tværsnitsarealet af armering (mm^2)
- A_b = tværsnitsarealet af beton (mm^2).

Elasticitetstallet n er

Ligning 38

$$n = \frac{E_s}{E_b}$$

hvor

- n = elasticitetstallet (ubenævnt)
- E_s = elasticitetskoefficienterne for stål (MPa)
- E_b = elasticitetskoefficienterne for beton (MPa).

Armeringens trykspænding

Ligning 39

$$\sigma_s = \frac{\epsilon_s \cdot E_s}{(1 + n \cdot \phi) \cdot 100}$$

Ifølge betonnormen DS 411 /3/ kan revnevidden beregnes af formelen:

Ligning 40

$$w = 5 \cdot 10^{-5} \sigma_s \cdot \sqrt{a_w}$$

hvor

- w = revnevidden (mm)
- σ_s = armeringsspændingen (MPa)
- a_w = revneparameteren (mm)

3.5.3 Beregning af revneafstand

Jævnfør Beton-Bogen /4/, kan den mindste revneafstand beregnes som:

Ligning 41

$$l_m = \frac{a_w}{\pi}$$

hvor l_m = den mindste revneafstand (mm).

Den gennemsnitlige revneafstand beregnes som

Ligning 42

$$l_w = 1,5 \cdot l_m$$

hvor l_w = den gennemsnitlige revneafstand (mm).

Formlen gælder for $a_w < 2000$.

Ligning 43

Den totale revnelængde beregnes som:

$$l_{\text{tot}} = \left(\frac{l_b \cdot 1000}{l_w} - 1 \right) \cdot l_l + \left(\frac{l_l \cdot 1000}{l_w} - 1 \right) \cdot l_b$$

hvor

l_{tot} = total revnelængde (m)

l_l = gulvets længde (m)

l_b = gulvets bredde (m)

3.5.4 Beregning af lufttransport gennem revne

Den efterfølgende beregning af lufttransporten gennem revner er udført efter Baker, Sharples & Ward [7].

Volumenstrømmen gennem betondækket udregnes ud fra "Cubic Law"

Ligning 44

$$Q_b = \frac{l_{\text{tot}} \cdot w^3}{12 \cdot \mu} \cdot \frac{\Delta P \cdot 10^{-6}}{h_b}$$

hvor

Q_b = Volumenstrøm gennem betondæk (m^3/s)

l_{tot} = total revnelængde (m)

w = revnevidden (mm)

ΔP = trykforskellen over betondækket (Pa)

h_b = tykkelsen af betondækket (mm)

μ = dynamisk viskositet af luften i poresystemet ($\text{kg}/(\text{m} \cdot \text{s})$)

Volumenstrømmen q pr. m^2 gulvareal bliver

$$q = \frac{Q_b}{A_g} = \frac{l_{\text{tot}} \cdot w^3}{12 \cdot \mu} \cdot \frac{\Delta P \cdot 10^{-6}}{h_b \cdot A_g}$$

hvor A_g = areal af gulvflade (m^2) = $l_1 \cdot l_2$

Massebalance omkring gulv:

Diffusion gennem jorden er lig med summen af diffusion og konvektion gennem betonen:

$$N_1 \cdot D_L \frac{C_L - C_P}{x_1} = N_b \cdot D_L \frac{C_P - C_K}{x_b} + q \cdot C_P$$

hvor

- N_1 = materialekonstant for jordlaget under betondækket og x_1 er tykkelsen.
- N_b = betondækkets materialekonstant og x_b er tykkelsen.
- C_L = koncentrationen af forureningskomponenten i poreluften ved forureningen (mg/m^3).
- C_P = poreluftkoncentrationen under betondækket (mg/m^3).
- C_K = Summen af konvektive og diffusive bidrag til indeklimakoncentrationen (mg/m^3).
- q = volumenstrømmen (konvektion gennem gulvets revner) pr. m^2 gulvareal.
- D_L = forureningskomponentens diffusionskonstant i luft (m^2/s).

Massebalance i hus:

Fluxen ud af huset er lig med summen af konvektion og diffusion gennem betongulvet.

$$C_K \cdot L_h \cdot L_s = N_b \cdot D_L \frac{C_P - C_K}{x_b} + q \cdot C_P$$

hvor

- L_h = loftshøjden i bygning (m)
- L_s = luftskifte i bygning (pr. time)

Ligning 46 og 47 giver (to ligninger med to ubekendte):

Ligning 48

$$C_K = \frac{\left(\frac{N_b D_L}{x_b} + q \right) C_L}{L_h L_s + \frac{N_b x_1 L_h L_s}{x_b N_1} + \frac{N_b D_L}{x_b} + \frac{q x_1 L_h L_s}{N_1 D_L}}$$

Såfremt poreluftkoncentrationen C_p måles under gulv, kan forureningsbidraget C_K til indeklimaet beregnes ved hjælp af følgende formel:

Ligning 49

$$C_K = \frac{C_p \cdot \left(\frac{N_b \cdot D_L}{x_b} + q \right)}{L_h \cdot L_s + \frac{N_b \cdot D_L}{x_b}}$$

hvor C_K = forureningsbidrag beregnet ud fra målt poreluftkoncentration (mg/m^3).

Hvis der er flere forskellige jordlag under betondækket, kan en samlet materialekonstant og ækvivalent tykkelse beregnes for alle jordlagene:

Ligning 50

$$N_j = N_1$$

Ligning 51

$$x_j = x_1 + x_2 \cdot \frac{N_1}{N_2} + \dots + x_n \cdot \frac{N_1}{N_n}$$

hvor

N_j = alle jordlagenes ækvivalente materialekonstant

x_j = alle jordlagenes ækvivalente tykkelse

4 Data vedrørende jordtyper, betonparametre og bygningsparametre

I tabel 1 til 3 er angivet værdier for relevante parametre for forskellige jordtyper, betonparametre og bygningsparametre.

For jordparametre er der angivet fire forskellige jordtyper: to muldjordtyper repræsenterende pløjelaget på marker (sandmuld og lermuld), og to jordtyper repræsenterende jord under pløjelag/rodzone. Det angivne vandindhold svarer til tør jord, defineret som en naturlig afdrænet jord, d.v.s. ved markkapacitet. Hvis der er bevoksning på de øvre jordlag (fx ved de to muldjordtyper), vil

vandindholdet dog kunne komme helt ned til, hvad der svarer til det for planter utilgængelige vandindhold. I tabel 1 er for hver parameter angivet et interval i den øverste linje og en typisk værdi i den nederste.

Tabel 1
Data vedrørende jordtyper.

	Lermuld	Sand- muld	Ler	Sand
Porøsitet $V_i + V_v$, % (volumenbasis)	35-45 40	40-45 45	35-45 40	35-50 45
Vandindhold V_v , % (volumenbasis)	25-35 30	15-35 35	20-40 30	5-35 15
Kornrumvægt, d , kg/l	2,6-2,7 2,65	2,5-2,6 2,6	2,7-2,8 2,7	2,6-2,7 2,65
Volumenvægt, ρ , kg/l	1,4-1,8 1,7	1,4-1,7 1,6	1,5-1,8 1,8	1,4-1,7 1,7
Indhold af organisk kulstof, f_{∞} , %, (vægtbasis)	1	2	0,1	0,1

I sprækket moræneler er der en sekundær porøsitet fra sprækkerne, hvilket giver en højere materialekonstant afhængig af vandindholdet i matricen og sprækkerne.

For betonparametre til beregning af det diffusive og konvektive bidrag til indeklimaet er der angivet standardværdier for et armeret betondæk som beskrevet i Bygge- og Boligstyrelsens "Diffusionsforsøg, betongulve" /1/ og Radonvejledningen /2/.

Tabel 2*Data vedrørende betondæk.*

Materialekonstant, N, ubenævnt	0,002
Afstand mellem armeringsjern, Δb , mm	50
Armeringens diameter, d_s , mm	3
Relativ fugtighed, RF, %	60
Cementindhold, CM, kg/m ³	220
Vand/cement-forhold, V/C, ubenævnt	0,67
Svindtid, t_s , døgn	7300
Elasticitetskoefficient for stål, E_s , MPa	210.000
Elasticitetskoefficient for beton, E_b , MPa	20.000

For øvrige bygningsparametre kan følgende standardværdier benyttes.

Tabel 3*Data vedrørende bygningen.*

Trykforskel over betondæk, ΔP , Pa	5
Luftskifte, L_s , s ⁻¹	$8,3 \cdot 10^{-5}$

Et luftskifte på $8,3 \cdot 10^{-5} \text{ s}^{-1}$ svarer til $0,3 \text{ time}^{-1}$.

I risikovurderingen for indeklima, afsnit 5.3.2, er nævnt en fortyndingsfaktor på 100. Med følgende standardværdier:

Luftskifte, L_s =	$8,3 \cdot 10^{-5} \text{ s}^{-1}$
Luftshøjde, L_h =	2,3 m
Betontykkelse, h_b =	0,08 m
Trykforskel over betondæk, ΔP =	5 Pa

kan sæt af revnevidder og -længder beregnes for et gulv på 100 m^2 , så fortyndingsfaktoren bliver 100, jf. ligning 45 og 49.

Tabel 4

Revnevidde og revnelængde.

Revnevidde (mm)	Revnelængde (m)
0,1	640
0,2	70
0,5	4,7
1,0	0,6

Tabel 5

Symbolliste.

Symbol	Betydning	Enhed
α	Hjæpeparameter	ubenævnt
α_w	Revneparameter	mm
β	Hjæpeparameter	ubenævnt
ε_c	Basissvind	%
ε_s	Svindtøjning	%
μ	Dynamisk viskositet af luft	kg/(m · s)
ρ	Jordens volumenvægt	kg/l
σ_s	Armeringsspændingen	MPa
Φ_s	Neutrale syrefraction	ubenævnt
φ	Armeringsforholdet	ubenævnt
A	Areal	m ²
A_{act}	Aktive trækpåvirkede betonareal	mm ²
a_w	Revneparameter	mm
b	Bredde af det forurenede areal	m
b_b	Betragtet bredde af betondæk	mm
Δb	Afstand mellem armeringsjern	mm
C_i	Diffusivt forureningsbidrag til indeklimaet	mg/m ³
C_L	Poreluftkoncentration ved kilden	mg/m ³
$C_{L,\text{max}}$	Mættet dampkoncentration	mg/m ³
C_K	Konvektivt og diffusivt forureningsbidrag	mg/m ³
C'_K	Forureningsbidrag beregnet ud fra målt poreluftkoncentration	mg/m ³
CM	Cementindholdet	kg/m ³
C_o	Baggrundskoncentration	mg/m ³
C_p	Poreluftkoncentration under betondæk	mg/m ³

Symbol	Betydning	Enhed
C_p	Målt poreluftkoncentration	mg/m ³
C_T	Totalkoncentration i jorden	mg/kg
C_u	Diffusive forureningsbidrag til udeluften	mg/m ³
d	Kornrumvægt	kg/l
d_s	Armeringens diameter	mm
d_w	Armeringens revnebestemmende diameter	mm
D_L	Diffusionskoefficient	m ² /s
E_b	Elasticitetskoefficient for beton	MPa
E_s	Elasticitetskoefficient for stål	MPa
f_L	Relativ andel af forureningskomponenten i poreluft i forhold til total indeholdet	ubenævnt
f_{oc}	Indhold af organisk kulstof	relativ vægtandel
h	Opblandingshøjde i atmosfæren	m
h_b	Betondækket tykkelse	mm
J	Flux (afdampning)	mg/(m ² · s)
J_{max}	Mængde som adsorberer til jordpartiklernes organiske fraktion ved ligevægt med mættet opløsning i vand	mg/kg
k	Konstant afhængig af armering	ubenævnt
k_b	Koefficient som tager hensyn til indflydelse fra betonsammensætningen	ubenævnt
K_D	Fordelingsforhold mellem jord og vand	l/kg
k_d	Koefficient som tager hensyn til indflydelse fra dimensioneringen	ubenævnt
k_t	Koefficient som tager hensyn til indflydelse fra svindtiden	ubenævnt
K_{oc}	Fordelingsforhold mellem organisk kulstof og vand	l/kg
K_{ow}	Fordelingsforhold mellem oktanol og vand	ubenævnt
l	Længde af det forurenede areal	m
l_b	Gulvets bredde	m
L_h	Loftshøjde af bygning	m
l_l	Gulvets længde	m

Symbol	Betydning	Enhed
l_m	Mindste revneafstand i betonnen	mm
L_s	Luftskifte i bygning	s^{-1}
l_{tot}	Total revnelængde i betonnen	m
l_w	Gennemsnitlige revneafstand i betonnen	mm
m	Molvægt	g/mol
M_j	Aktuel mængde som er adsorberet til jordpartikler	mg/m ³ jord
$M_{j,max}$	Maksimal mængde som er adsorberet til jordpartikler	mg/m ³ jord
M_L	Aktuel mængde i poreluft	mg/m ³ jord
$M_{L,max}$	Maksimal mængde i poreluft	mg/m ³ jord
M_v	Aktuel mængde i porevand	mg/m ³ jord
$M_{v,max}$	Maksimal mængde i porevand	mg/m ³ jord
n	Elasticitetstallet	ubenævnt
N_o	Materialekonstant for lag nr. n	Ubenævnt
N_j	Ækvivalent materialekonstant	Ubenævnt
ΔP	Trykforskel over betondæk	Pa
p	Partialtryk	N/m ²
pK_s	Syredissocieringskonstant	ubenævnt
Q	Massestrøms hastigheder	mg/s
Q_o	Volumenstrøm gennem betondæk	m ³ /s
q	Volumenstrøm gennem betondæk pr. m ²	m/s
r	Ækvivalent radius af konstruktionen	mm
R	Gaskonstanten	J/(mol · K)
RF	Relativ fugtighed	%
S	Opløselighed	mg/m ³
T	Temperatur	K
t_o	Hjælpeparameter	ubenævnt
t_s	Svindtiden	døgn
v	Vindhastigheden	m/s
v/c	Vand/cement-tallet	ubenævnt
V_j	Relativ volumenandel af jordpartikler i jorden	%
V_L	Relativ volumenandel af luft i jorden	%
V_v	Relativ volumenandel af vand i jorden	%
w	Revnevidden i betonnen	mm

Symbol	Betydning	Enhed
X_n	Tykkelsen af diffusionshæmmende lag nr. n	m
x_j	Ækvivalent tykkelse	m

Referencer

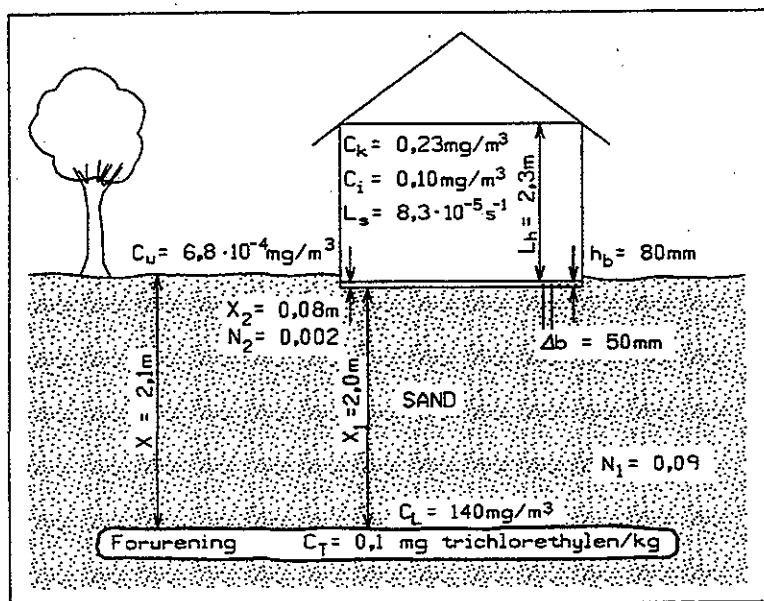
- /1/ Bygge- og Boligstyrelsen, 1992: "Diffusionsforsøg, betongulve".
- /2/ Bygge- og Boligstyrelsen, 1993: "Radon og Nybyggeri"
- /3/ "Dansk Ingeniørforenings norm for betonkonstruktioner", 1984. Dansk Standard DS411.
- /4/ Herholdt, A.D., Justesen, C.F.P., Nepper Christensen, P. og Nielsen, A. 1985: "Beton-Bogen".
- /5/ Mackay, D. og Paterson, S.: "Calculating Fugacity", Environmental Science and Technology, Vol. 15, No 9, 1981.
- /6/ Miljøstyrelsen. Projekt om jord og grundvand nr. 20, 1996: "Kemiske stoffers opførsel i jord og grundvand"
- /7/ Baker, P.H., Sharples, S. & Ward I.C.: "Air Flow Through Cracks". Building and Environment, vol. 22, no. 4, 1987.
- /8/ Millington, R.J.: "Gas Diffusion in Porous Media", Science, 130, 1959.
- /9/ Lugg, G.A.: "Diffusion Coefficients of Some Organic and Other Vapor in Air, Analytical Chemistry, 40, 1968.

Appendiks 5.4

Eksempel på beregning afdampning af flygtige stoffer fra jord

1 Baggrund

I det følgende eksempel, jf. figur 1, beregnes en trichlorethylenforurenings bidrag til indeklimate- og udeluftkoncentrationen. Nummerering af ligningerne er den samme som i appendiks 5.3.



Figur 1

Eksempel på beregning af udeluft- og indeklimatebidrag.

I følgende 2 tabeller er vist standardværdier, tænkte undersøgelsesværdier og kemiske konstanter brugt ved beregningen.

Tabel 1
Standard- og undersøgelsesværdier

	Standard-værdi	Undersøgel- sesværdi
Relativ volumenandel af luft, V_L	0,30	
Relativ volumenandel af vand, V_v	0,15	
Relativ volumenandel af jord, V_j	0,55	
Temperaturen, T	298 K = 25° C	
Jordens korrumvægt, d	2,65 kg/l	
Jordens koncentration af trichloret- hylen, C_T		0,1 mg/kg
Jordens volumenvægt, ρ	1,7 kg/l	
Jordens indhold af organisk stof, f_{∞}	0,002	
Tykkelse af sandlag, udendørs, X		2,1 m
Tykkelse af sandlag, under gulv, X_1		2,0 m
Tykkelse af betondæk, X_2		0,08 m
Materialekonstant for beton, N_2	0,002	
Loftshøjde af bygning, L_b		2,3 m
Luftskifte i bygning, L_s	$8,3 \cdot 10^{-5} \text{ s}^{-1}$	
Gulvets bredde, l_b		10 m
Gulvets længde, l_l		10 m
Trykforskel over betondæk, ΔP	5 Pa	
Betondækkets tykkelse, h_b		80 mm
Afstand mellem armeringsjern, Δb	50 mm	
Armeringens diameter, d_i	3 mm	
Relativ fugtighed, RF	60 %	
Cementindhold, CM	220 kg/m ³	
Vand/cement-forhold, V/C	0,67	
Svindtid, t_s	7300 døgn	
Dynamisk viskositet af luft, μ	$1,8 \cdot 10^{-5}$ (kg/m) · s	

De kemiske konstanter er tabelleret i appendiks 5.5.

Tabel 2
Kemiske konstanter.

Trichlorethylens partialtryk, p	9.900 N/m ²
Trichlorethylens molvægt, m	131,39 g/mol
Gaskonstanten, R	8,314 J/(mol · K)
Trichlorethylens opløselighed, S	1.400.000 mg/m ³
Trichlorethylens diffusionskoefficient, D_L	$8,8 \cdot 10^{-6}$ m ² /s
Trichlorethylens oktanol-vand forhold, K_{ow}	$10^{2,53}$ l/kg

2 Beregninger

2.1 Fasefordeling i jord

Jordens totale volumen kan betragtes som summen af jordfasernes volumener, se ligning 1.

Ligning 1

$$V_L + V_v + V_j = 1$$

hvor: V_L = den relative volumenandel af luft i jorden (0,30)
 V_v = den relative volumenandel af vand i jorden (0,15)
 V_j = den relative volumenandel af jordpartikler i jorden (0,55).

Det maksimale indhold af trichlorethylen i én kubikmeter (1 m³) jord fordelt på jordens tre faser kan beregnes som følger, se ligning 2-10:

I jordens luftfase (poreluft):

Ligning 2

$$M_{L,max} = V_L \cdot C_{L,max} = 0,30 \cdot 525.000 \text{ mg/m}^3 = 158.000 \text{ mg/m}^3$$

hvor: $M_{L,max}$ = den maksimale mængde af trichlorethylen i poreluft (mg/m³ jordvolumen)
 $C_{L,max}$ = mættet dampkoncentration af forureningskomponenten (mg/m³ poreluft).

$C_{L,max}$ kan beregnes ud fra trichlorethylens partialtryk via loven om ideale gasser:

Ligning 3

$$C_{L,max} = \frac{p \cdot m \cdot 10^3}{R \cdot T} = \frac{9900 \text{ N/m}^2 \cdot 131,39 \text{ g/mol} \cdot 10^3}{8,314 \text{ J/(mol} \cdot \text{K)} \cdot 298 \text{ K}} = 525.000 \text{ mg/m}^3$$

hvor: p = trichlorethylens partialtryk (9.900 N/m²)
 m = trichlorethylens molvægt (131,39 g/mol)
 R = gaskonstanten (8,314 J/(mol · K))
 T = temperaturen (298 K = 25° C)

I jordens vandfase (porevand):

Ligning 4

$$M_{v,max} = V_v \cdot S = 0,15 \cdot 1.400.000 \text{ mg/m}^3 = 210.000 \text{ mg/m}^3$$

hvor: $M_{v,max}$ = den maksimale mængde af trichlorethylen i porevand (mg/m³ jordvolumen)
 S = trichlorethylens opløselighed i vand (1.400.000 mg/m³ porevand).

På jordens partialfase:

Ligning 9

$$M_{j,max} = V_j \cdot d \cdot K_{oc} \cdot f_{oc} \cdot S \text{ (mg/m}^3\text{)} \\ = 0,55 \cdot 2,65 \text{ kg/l} \cdot 10^{1,79} \text{ l/kg} \cdot 0,002 \cdot 1.400.000 \text{ mg/m}^3 = 252.000 \text{ mg/m}^3$$

hvor: $M_{j,max}$ = den maksimale mængde af trichlorethylen, som er adsorberet til jordpartiklernes organiske fraktion (mg/m³ jordvolumen)
 d = jordens kornrumvægt (2,65 kg/l)
 K_{oc} = trichlorethylens fordelingsforhold mellem organisk kulstof og vand (l/kg)
 f_{oc} = jordens indhold af organisk kulstof (0,002)

Trichlorethylens fordelingsforhold organisk kulstof/vand kan estimeres ud fra oktanol/vand-forholdet K_{ow} , (ligning 10a).

Ligning 10a

$$\log K_{oc} = 1,04 \cdot \log K_{ow} - 0,84 = 1,04 \cdot 2,53 - 0,84 = 1,79$$

Jordens maksimale kapacitet for trichlorethylen (lige før der forekommer fri forureningsfase), er da:

$$M_{L,max} + M_{v,max} + M_{j,max} \\ = 158.000 \text{ mg/m}^3 + 210.000 \text{ mg/m}^3 + 252.000 \text{ mg/m}^3 \\ = 620.000 \text{ mg/m}^3$$

Ud fra den tidligere nævnte antagelse om, at den relative fordeling på de tre faser i jorden er uafhængig af total koncentration i jorden, kan fordelingen af trichlorethylen i jordens tre faser beregnes.

For jordens luftfase gælder følgende:

Ligning 11

$$f_L = \frac{M_{L,max}}{M_{L,max} + M_{V,max} + M_{J,max}} = \frac{M_L}{M_L + M_V + M_J} = \frac{158.000}{620.000} = 0,25$$

hvor: f_L = den relative andel af trichlorethylen i poreluft i forhold til total indholdet i jord (beregnet pr. m^3 jord).

M_L, M_V, M_J = den aktuelle mængde af trichlorethylen på hver af de tre faser (mg/m^3 jord).

Med en totalkoncentration i jorden C_T (0,1 mg trichlorethylen/kg jordvolumen) kan mængden af trichlorethylen i luften M_L nu findes:

Ligning 13

$$M_L = f_L \cdot C_T \cdot \rho \cdot 10^3 = 0,25 \cdot 0,1 \text{ mg/kg} \cdot 1,7 \text{ kg/l} \cdot 10^3 = 43,3 \text{ mg/m}^3 \text{ jordvolumen}$$

hvor: C_T = trichlorethylens koncentration i jord (0,1 mg/kg)
 ρ = jordens volumenvægt (1,7 kg/l)

Koncentrationen af trichlorethylen i poreluften, C_L , beregnes nu ud fra koncentrationen af trichlorethylen i jorden, C_T , se ligning 14.

Ligning 14

$$C_L = \frac{M_L}{V_L} = \frac{43,3 \text{ mg/m}^3 \text{ jordvolumen}}{0,3} = 140 \text{ mg/m}^3 \text{ poreluft}$$

C_L overstiger ikke $C_{L,max}$, der er således ikke fri fase. Hvis fri C_L overstiger $C_{L,max}$ er der fri fase og $C_{L,max}$ bruges i det videre beregninger.

Da den beregende poreluftkoncentration under bygningen er større end 100 gange afdampningskriteriet ($0,001 \text{ mg/m}^3$) og på friarealet er større end 10 gange afdampningskriteriet kan der udføres porelufts-målinger. Såfremt et dækkende antal porelufts-målinger viser at poreluftkoncentrationen er under $0,1 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ under bygningen eller under $0,01 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ på friarealet kan området frikendes.

Såfremt de målte poreluftkoncentrationer er større end henholdsvis 10 og 100 gange afdampningskriteriet, beregnes det diffusive bidrag til udeluften, jf. afsnit 2.2 og det diffusive og konvektive bidrag til indeklimaet, jf. afsnit 2.3 og 2.4.

2.2 Diffusivt bidrag til forureningskoncentrationen i udeluften

Ligning 15

$$J = -N \cdot D_L \frac{C_0 - C_L}{X} = -0,09 \cdot 8,8 \cdot 10^{-6} \text{ m}^2/\text{s} \cdot \frac{0 \text{ mg/m}^3 - 140 \text{ mg/m}^3}{2,1 \text{ m}}$$

$$J = 5,4 \cdot 10^{-5} \text{ mg}/(\text{m} \cdot \text{s})$$

hvor: J = flux (afdampning) ($\text{mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$)
 N = materialekonstant (ubenævnt)
 D_L = trichlorethylens diffusionskoefficient i luft
 ($8,8 \cdot 10^{-6} \text{ m}^2/\text{s}$)
 X = dybden svarende til koncentrationen C_L (2,1 m)
 C_0 = baggrundskoncentrationen på stedet (mg/m^3),
 sættes til 0, da den er meget mindre end C_L .

Materialekonstanten N , for sand beregnes som:

Ligning 18

$$N = V_L^{3,33} / (V_L + V_v)^2 = 0,30^{3,33} / (0,30 + 0,15)^2 = 0,09$$

Ligning 21

$$C_a = \frac{J}{v \cdot 0,08} = \frac{5,4 \cdot 10^{-5} \text{ mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})}{1 \text{ m/s} \cdot 0,08} = 6,8 \cdot 10^{-4} \text{ mg/m}^3$$

hvor: C_a = diffusive trichlorethylenbidrag til udeluften
 (mg/m^3)
 v = vindhastigheden (1 m/s).

Det diffusive bidrag til udeklimaet er således $0,00068 \text{ mg}/\text{m}^3$, hvilket er under afdampningskriteriet på $0,001 \text{ mg}/\text{m}^3$.

2.3 Diffusivt bidrag til forureningskoncentration i indeklimaet

Ligning 17

$$J = \frac{-(N_1 \cdot N_2) \cdot D_L \cdot (C_o - C_L)}{N_2 \cdot X_1 + N_1 \cdot X_2}$$

$$J = \frac{-(0,09 \cdot 0,002) \cdot 8,8 \cdot 10^{-6} \text{ m}^2/\text{s} \cdot (0 \text{ mg/m}^3 - 140 \text{ mg/m}^3)}{0,002 \cdot 2,0 \text{ m} + 0,09 \cdot 0,08 \text{ m}}$$

$$J = 1,98 \cdot 10^{-5} \text{ mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$$

hvor: J = flux (afdampning) ($\text{mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$)
 N_1 = materialekonstant for sand (0,09)
 N_2 = materialekonstant for beton (0,002)
 D_L = trichlorethylens diffusionskoefficient i luft ($8,8 \cdot 10^{-6} \text{ m}^2/\text{s}$)
 X_1 = tykkelsen af sandlag (2,0 m)
 X_2 = tykkelsen af beton (0,08 m)
 C_o = baggrundskoncentrationen på stedet (mg/m^3), sættes til 0, da den er meget mindre end C_L .

Ligning 18

$$N_1 = V_L^{3,33} / (V_L + V_v)^2 = 0,3^{3,33} / (0,3 + 0,15)^2 = 0,09,$$
$$N_2 = 0,002 \text{ svarende til beton i passiv miljøklasse.}$$

Ligning 24

$$C_i = \frac{J}{L_h \cdot L_s} = \frac{1,98 \cdot 10^{-5}}{2,3 \text{ m} \cdot 8,3 \cdot 10^{-5} \text{ s}^{-1}} = 0,10 \text{ mg/m}^3$$

hvor: C_i = diffusive trichlorethylenbidrag til indeklimaet (mg/m^3)
 L_h = loftshøjde af bygning (2,3 m)
 L_s = luftskifte i bygning ($8,3 \cdot 10^{-5} \text{ s}^{-1}$)

Det diffusive bidrag til indeklimaet er således $0,10 \text{ mg}/\text{m}^3$.

2.4 Konvektivt bidrag gennem betondæk til forureningskoncentrationen i indeklimaet

2.4.1 Beregning af revnelængder og -vidder

Gulvet er 8 cm tykt armeret beton i passiv miljøklasse, med 20 armeringsjern á 3 mm tensorstål pr. 1000 mm, svarende til et betondæk som følger Radonvejledningen /3/.

Ligning 27

$$d_w = k \cdot d_s = 1 \cdot 3 \text{ mm} = 3 \text{ mm}$$

hvor d_w = armeringsstængernes revnebestemmende diameter
 d_s = armeringens nominelle diameter (3 mm)
 k = 1 pga. armeringen er tentorstål

Ligning 29

$$a_w = \frac{h_b \cdot \Delta b}{d_w} = \frac{80 \text{ mm} \cdot 50 \text{ mm}}{3 \text{ mm}} = 1333 \text{ mm}$$

hvor a_w = revneparameteren (mm)
 h_b = betondækkets tykkelse (80 mm)
 Δb = afstanden mellem armeringsjernene (50 mm)

Den fri svindtøjning ε_s kan beregnes som

Ligning 30

$$\varepsilon_s = \varepsilon_c \cdot k_b \cdot k_d \cdot k_t = 0,0333\% \cdot 1,035 \cdot 0,866 \cdot 0,989 = 0,0295 \%$$

hvor ε_s = svindtøjning (%)
 ε_c = basissvindet (%), se ligning 30
 k_b = koefficient som tager hensyn til indflydelse fra betonsammensætningen (ubenævnt), se ligning 31
 k_d = koefficient som tager hensyn til indflydelse fra geometrien (ubenævnt), se ligning 33
 k_t = koefficient som tager hensyn til indflydelse fra svindtiden (ubenævnt), se ligning 34

Basissvindet kan beregnes som

Ligning 31

$$\varepsilon_c = \frac{0,089 \cdot (100 - \text{RF})}{167 - \text{RF}} = \frac{0,089 \cdot (100 - 60)}{167 - 60} = 0,0333 \%$$

hvor RF = relative luftfugtighed (60 %)

k_b beregnes udfra betonsammensætningen

Ligning 32

$$k_b = 0,007 \cdot \text{CM} \cdot (v/c + 0,333) \cdot v/c$$
$$k_b = 0,007 \cdot 220 \cdot (0,67 + 0,333) \cdot 0,67 = 1,035$$

hvor CM = cementindholdt (220 kg/m³)
v/c = vand/cement-tallet (0,67)

Den ækvivalente radius r og k_d beregnes af følgende formler:

Ligning 33

$$r = 2 \cdot h_b = 2 \cdot 80 \text{ mm} = 160 \text{ mm}$$

hvor r = ækvivalente radius af konstruktionen (mm)

Ligning 34

$$k_d = \frac{0,25 \cdot (852 + r)}{132 + r} = 0,866$$

Tidens indflydelse:

Ligning 35

$$k_t = \frac{t_s^\alpha}{t_s^\alpha + t_0} = \frac{7300^{0,96}}{7300^{0,96} + 57,4} = 0,989$$

hvor t_s = svindtiden (7300 døgn)
 t_0 , α og β er hjælpeparametre (ubenævnte)

Ligning 36

$$t_0 = 9 \cdot (\sqrt{10})^{\alpha \cdot \beta} = 9 \cdot (\sqrt{10})^{0,96 \cdot 1,68} = 57,4$$

$$\alpha = 0,75 + 0,125 \cdot \beta = 0,75 + 0,125 \cdot 1,68 = 0,96$$

$$\beta = \frac{\ln(0,02 \cdot r)}{\ln 2} = \frac{\ln(0,02 \cdot 160)}{\ln 2} = 1,68$$

2.4.2 Beregning af spændingen i armeringen

Beregningen foretages ifølge Beton-Bogen /1/.

Armeringsforholdet φ er

Ligning 37

$$\varphi = \frac{A_s}{A_b} = \frac{\pi \cdot d_a^2}{4 \cdot h_b \cdot b} = \frac{\pi \cdot (3 \text{ mm})^2}{4 \cdot 80 \text{ mm} \cdot 50 \text{ mm}} = 0,00177$$

hvor φ = armeringsforholdet (ubenævnt)
 A_s = tværsnitsarealet af armering (28,27 mm²)
 A_b = tværsnitsarealet af beton (16.000 mm²).

Elasticitetsstallet n er

Ligning 38

$$n = \frac{E_s}{E_b} = \frac{210.000 \text{ MPa}}{20.000 \text{ MPa}} = 10,5$$

hvor n = elasticitetstallet (ubestemt)
 E_s = elasticitetskoefficienterne for stål (210.000 MPa)
 E_b = elasticitetskoefficienterne for beton (20.000 MPa).

Armeringens trykspænding

Ligning 39

$$\sigma_s = \frac{\varepsilon_s \cdot E_s}{(1 + n \cdot \varphi) \cdot 100} = \frac{0,0295 \% \cdot 210.000}{(1 + 10,5 \cdot 0,00177) \cdot 100} = 60,8 \text{ MPa}$$

Ifølge betonnormen DS 411 /2/ kan revnevidden beregnes af formelen:

Ligning 40

$$w = 5 \cdot 10^{-5} \cdot \sigma_s \cdot \sqrt{a_w} = 5 \cdot 10^{-5} \cdot 60,8 \cdot \sqrt{1333} = 0,111 \text{ mm}$$

hvor w = revnevidden (mm)
 σ_s = armeringsspændingen (60,8 MPa)
 a_w = revneparameteren (1667 mm)

Formlen gælder da $a_w < 2000$.

2.4.3 Beregning af revneafstand

Ifølge Beton-Bogen /1/ kan den mindste revneafstand beregnes som

Ligning 41

$$l_m = \frac{a_w}{\pi} = \frac{1333 \text{ mm}}{\pi} = 424 \text{ mm}$$

hvor l_m = den mindste revneafstand (mm).

Den gennemsnitlige revneafstand beregnes som:

Ligning 42

$$l_w = 1,5 \cdot l_m = 1,5 \cdot 424 \text{ mm} = 636 \text{ mm}$$

hvor l_w = den gennemsnitlige revneafstand (mm).

Den totale revnelængde beregnes som:

Ligning 43

$$l_{\text{tot}} = \left(\frac{l_b \cdot 1000}{l_w} - 1 \right) \cdot l_1 + \left(\frac{l_1 \cdot 1000}{l_w} - 1 \right) \cdot l_b$$

$$l_{\text{tot}} = \left(\frac{10 \text{ m} \cdot 1000}{636 \text{ mm}} - 1 \right) \cdot 10 \text{ m} + \left(\frac{10 \text{ m} \cdot 1000}{636 \text{ mm}} - 1 \right) \cdot 10 \text{ m}$$

$$l_{\text{tot}} = 294 \text{ m}$$

hvor l_{tot} = total revnelængde (m)
 l_1 = gulvets længde (10 m)
 l_b = gulvets bredde (10 m)

Volumenstrømmen q pr. m^2 gulvareal bliver:

2.4.2 Beregning af lufttransport gennem revne

Ligning 45

$$q = \frac{l_{\text{tot}} \cdot w^3}{12 \cdot \mu} \cdot \frac{\Delta P \cdot 10^{-6}}{h_b \cdot A_g} = \frac{294 \text{ m} \cdot (0,111 \text{ mm})^3}{12 \cdot 1,8 \cdot 10^{-5} \text{ kg/(m} \cdot \text{s)}} \cdot \frac{5 \text{ Pa} \cdot 10^{-6}}{80 \text{ mm} \cdot 100 \text{ m}^2}$$

$$q = 1,16 \cdot 10^{-6} (\text{m}^3/\text{s})/\text{m}^2$$

hvor q = volumenstrøm pr. m^2 gulvareal $((\text{m}^3/\text{s})/\text{m}^2)$
 ΔP = trykforskellen over betondækket (5 Pa)
 μ = dynamisk viskositet af gassen $(1,8 \cdot 10^{-5} \text{ kg/(m} \cdot \text{s)})$
 A_g = areal af gulvflade (100 m^2), dvs. $l_1 \cdot l_b$
 w = revnevidden (0,111 mm)
 h_b = betondækkets tykkelse (80 mm)
 l_{tot} = total revnelængde (294 m)

Koncentrationen over gulv C_L kan beregnes til følgende:

Ligning 48

$$C_K = \frac{\left(\frac{N_b D_L}{x_b} + q \right) C_L}{L_b L_s + \frac{N_b x_1 L_b L_s}{x_b N_1} + \frac{N_b D_L + q x_1 L_b L_s}{N_1 D_L}}$$

N_1 = matrialekonstant for sand = 0,09
 D_L = trichlorethylens diffusionskoefficient i luft = $8,8 \cdot 10^{-6} \text{ m}^2/\text{s}$
 C_L = koncentration af forureningskomponenter i poreluft ved forurening = 140 mg/m^3 poreluft
 x_1 = tykkelsen af sandlag under gulv = 2,0 m
 N_b = matrialekonstant for beton = 0,002
 x_b = tykkelse af betondæk = 0,08 m
 q = $1,16 \cdot 10^{-6} (\text{m}^3/\text{s})/\text{m}^2$
 L_s = luftskifte i bygning = $8,3 \cdot 10^{-5} \text{ s}^{-1}$
 L_n = loftshøjde af bygning 2,3 m

Ved indsættelse fås:

Ligning 48

$$C_k = \frac{\left(\frac{0,002 \cdot 8,8 \cdot 10^{-6}}{0,08} + 1,16 \cdot 10^{-6} \right) \cdot 140 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}}{2,3 \cdot 8,3 \cdot 10^{-5} + \frac{0,002 \cdot 2,0 \cdot 2,3 \cdot 8,3 \cdot 10^{-3}}{0,08 \cdot 0,09} + \frac{0,02 \cdot 8,8 \cdot 10^{-6}}{0,08} + \frac{1,16 \cdot 10^{-6} \cdot 2,0 \cdot 2,3 \cdot 8,3 \cdot 10^{-3}}{0,09 \cdot 8,8 \cdot 10^{-6}}}$$

$$\approx 0,23 \text{ mg/m}^3$$

Både det beregnede diffusive bidrag ($C_i = 0,10 \text{ mg/m}^3$) og det samlede bidrag ($C_k = 0,23 \text{ mg/m}^3$) er større end afdampningskriteriet for trichlorethylen på $0,001 \text{ mg/m}^3$.

Da afdampningskriteriet til indeklimaet er overskredet skal der udføres indeklimamålinger, alternativt skal der udføres afværgeforanstaltninger som sikre et acceptabelt indeklima.

Såfremt der er udført poreluftmålinger skal disse benyttes i beregningerne ligning 15 eller 17 i afsnit 2.2 og 2.3, idet de indsættes som C_i og der samtidig tages højde for afstanden til målepunktet X_i .

Referencer

- /1/ Herholdt, A.D., Justesen, C.F.P., Nepper Christensen, P. og Nielsen, A. 1985: "Beton-Bogen".
- /2/ "Dansk Ingeniørforenings norm for betonkonstruktioner", 1984. Dansk Standard DS411.
- /3/ Bygge- og Boligstyrelsen, 1993: "Radon og Nybyggeri"

Appendiks 5.5

Fysiske og kemiske data

I forbindelse med indeklima- eller udeluftsberegninger kan poreluftkoncentrationen estimeres ud fra analyser af jord- eller vandprøver ved hjælp af fugacitetsprincippet.

For stofgrupperne:

- monoaromatiske kulbrinter,
- polycykliske aromatiske kulbrinter,
- aliphatiske kulbrinter,
- chlorerede alifater

er de kemiske data for:

- molvægt
- damptryk
- vandopløselighed
- oktanol-vand fordelingskoefficient

tabelleret i det følgende.

For phenoler er ovennævnte kemiske konstanter samt syredissocieringskonstant tabelleret.

De kemiske konstanter

- molvægt
- damptryk
- vandopløselighed
- oktanol-vand fordelingskoefficient
- syredissocieringskonstant

er hentet fra Miljøstyrelsens Projekt om jord og grundvand nr. 20. /1/.

Diffusionskoefficienter er hentet fra Lugg /2/ eller estimeret ud fra følgende formel fra Miljøstyrelsens Projekt om jord og grundvand nr. 20 (formel 1) /1/

$$D_2 = D_1 \sqrt{\frac{m_1}{m_2}}$$

hvor

D_1 og D_2 = forureningskomponenternes diffusionskoefficienter i luft (m^2/s).

m_1 og m_2 = forureningskomponenternes molvægt (g/mol).

Tabel 1

Kemiske data for monoaromatiske kulbrinter.

Stofnavn	Molvægt	Damptryk	Vandopløselighed	Oktanolvandfordelingskoefficient	Diffusionskoefficient i luft
	m	p	S	$\log K_{ow}$	D_L
	g/mol	Pa	mg/l	-	m^2/s
Benzen	78,1	12700	1760	2,1	$9,3 \cdot 10^{-6}$
Toluen	92,1	3800	550	2,7	$8,5 \cdot 10^{-6}$
o-Xylen	106,2	880	180	3,1	$7,3 \cdot 10^{-6}$
m-Xylen	106,2	1110	160	3,2	$6,9 \cdot 10^{-6}$
p-Xylen	106,2	1170	200	3,2	$6,7 \cdot 10^{-6}$
1,2,3-Trimethylbenzen	120,2	202	66	3,6	$7,1 \cdot 10^{-6}$ *)
1,3,5-Trimethylbenzen	120,2	328	50-173	3,4	$7,1 \cdot 10^{-6}$ *)
1,2,4-Trimethylbenzen	120,2	271	66	3,6	$7,1 \cdot 10^{-6}$ *)
Ethylbenzen	106,2	1270	170	3,2	$7,6 \cdot 10^{-6}$
1-Ethyl-2-methylbenzen	120,2	330	40-93	3,5	$7,1 \cdot 10^{-6}$ *)
1-Ethyl-4-methylbenzen	120,2	493	95	3,6	$7,1 \cdot 10^{-6}$ *)

*) Estimeret ud fra ethylbensens diffusionskoefficient og formel 1.

Tabel 2

Kemiske data for polycykliske aromatiske kulbrinter.

Stofnavn	Molvægt	Damptryk	Vandopløselighed	Oktanolvandfordelingskoefficient	Diffusionskoefficient i luft
	m	p	S	log K_{ow}	D_L
	g/mol	Pa	mg/l	-	m^2/s
Naphthalen	128,2	10,4	31,0	3,36	$6,9 \cdot 10^{-6} *$
1-methylnaphthalen	142,2	8,8	28,5	3,87	$6,5 \cdot 10^{-6} *$
2-methylnaphthalen	142,2	9,0	25,4	3,86	$6,5 \cdot 10^{-6} *$
Biphenyl	154,2	1,3	7,5	4,1	$6,3 \cdot 10^{-6} *$
Acenaphthylen	154,2	0,90	3,93	4,1	$6,3 \cdot 10^{-6} *$
Acenaphthen	154,2	0,30	3,42	3,92	$6,3 \cdot 10^{-6} *$
Fluoren	166,2	0,090	1,98	4,18	$6,0 \cdot 10^{-6} *$
Phenanthren	178,2	0,016	1,2	4,57	$5,8 \cdot 10^{-6} *$
Anthracen	178,2	$1,4 \cdot 10^{-3}$	0,041	4,54	$5,8 \cdot 10^{-6} *$
Fluoranthren	202,3	$1,3 \cdot 10^{-3}$	0,21	5,22	$5,5 \cdot 10^{-6} *$
Pyren	202,3	$6,1 \cdot 10^{-4}$	0,14	5,18	$5,5 \cdot 10^{-6} *$
Benzo(a)anthracen	228,3	$2,7 \cdot 10^{-5}$	0,014	5,61	$5,2 \cdot 10^{-6} *$
Chrysen	228,3	$8,4 \cdot 10^{-7}$	$2,0 \cdot 10^{-3}$	5,91	$5,2 \cdot 10^{-6} *$
Benzo(b)fluoranthren	252,3	$5,0 \cdot 10^{-7}$	$1,5 \cdot 10^{-3}$	6,57	$4,9 \cdot 10^{-6} *$
Benzo(k)fluoranthren	252,3	$1,3 \cdot 10^{-8}$	$8,0 \cdot 10^{-4}$	6,84	$4,9 \cdot 10^{-6} *$
Benzo(e)pyren	252,3	$7,4 \cdot 10^{-7}$	$4,0 \cdot 10^{-3}$	6,44	$4,9 \cdot 10^{-6} *$
Benzo(a)pyren	252,3	$7,3 \cdot 10^{-7}$	$3,8 \cdot 10^{-5}$	6,50	$4,9 \cdot 10^{-6} *$
Benzo(g,h,i)perylene	276,3	$1,3 \cdot 10^{-8}$	$2,6 \cdot 10^{-4}$	6,90	$4,7 \cdot 10^{-6} *$
Dibenzo(a,h)anthracen	278,4	$3,7 \cdot 10^{-10}$	$5,0 \cdot 10^{-4}$	6,50	$4,7 \cdot 10^{-6} *$

*) Estimeret ud fra ethylbensens diffusionskoefficient og formel 1.

Tabel 3

Kemiske data for aliphatiske kulbrinter.

Stofnavn	Molvægt	Damptryk	Vandopløselighed	Oktanolvandfordelingskoefficient	Diffusionskoefficient i luft
	m	p	S	$\log K_{ow}$	D_L
	g/mol	Pa	mg/l	-	m^2/s
Methan	16,0	$2,8 \cdot 10^7$	24,2	1,09	$1,8 \cdot 10^{-5} *1)$
Ethan	30,1	$4,0 \cdot 10^6$	61,5	1,81	$1,3 \cdot 10^{-5} *1)$
Propan	44,1	$9,5 \cdot 10^5$	66,8	2,36	$1,1 \cdot 10^{-5} *1)$
n-Butan	58,1	$2,5 \cdot 10^5$	60,8	2,89	$9,4 \cdot 10^{-6} *1)$
n-Pentan	72,2	$7,0 \cdot 10^4$	40,6	3,62	$8,4 \cdot 10^{-6}$
n-Hexan	86,2	$2,1 \cdot 10^4$	12,8	4,11	$7,3 \cdot 10^{-6}$
n-Heptan	100,2	$6,2 \cdot 10^3$	3,10	4,66	$6,2 \cdot 10^{-6}$
n-Oktan	114,2	$1,8 \cdot 10^3$	$7,2 \cdot 10^{-1}$	5,18	$5,8 \cdot 10^{-6} *3)$
Cyclopentan	70,1	$4,2 \cdot 10^4$	156	3,00	$8,6 \cdot 10^{-6} *1)$
Cyclohexan	84,2	$1,3 \cdot 10^4$	55	3,44	$7,4 \cdot 10^{-6} *2)$
Cycloheptan	98,2	$2,9 \cdot 10^3$	30	3,91	$6,9 \cdot 10^{-6} *2)$
Cyclooctan	112,2	$7,5 \cdot 10^2$	7,9	4,47	$5,8 \cdot 10^{-6} *3)$
1-Hexen	84,2	$2,5 \cdot 10^4$	50	3,39	$7,4 \cdot 10^{-6} *2)$
1-Okten	112,2	$2,4 \cdot 10^4$	3,4	4,57	$5,8 \cdot 10^{-6} *3)$

*1) Estimeret ud fra pentans diffusionskoefficient og formel 1

*2) Estimeret ud fra hexans diffusionskoefficient og formel 1

*3) Estimeret ud fra heptans diffusionskoefficient og formel 1

Tabel 4

Kemiske data for chlorerede alifater.

Stofnavn	Molvægt	Damp-tryk	Vandopløselighed	Oktanolvandfordelingskoefficient	Diffusionskoefficient i luft
	m	p	S	log K_{ow}	D_L
	g/mol	Pa	mg/l	-	m^2/s
Chlormethan	50,49	570000	5235	0,91	$1,4 \cdot 10^{-6}$ *1)
Dichlormethan	84,94	48300	13200	1,25	$10,4 \cdot 10^{-6}$
Trichlormethan	119,38	26244	8700	1,97	$8,8 \cdot 10^{-6}$ *1)
Tetrachlormethan	153,82	15250	780	2,64	$8,3 \cdot 10^{-6}$
Chlorethan	64,52	133000	5700	1,43	$1,1 \cdot 10^{-5}$ *2)
1,1-Dichlorethan	98,96	30260	4767	1,79	$9,2 \cdot 10^{-6}$
1,1,1-Trichlorethan	133,41	16500	1250	2,49	$7,9 \cdot 10^{-6}$
Chlorethylen	62,5	354600	2763	1,38	$1,3 \cdot 10^{-5}$ *2)
1,1-Dichlorethylen	96,94	80500	3344	2,13	$1,0 \cdot 10^{-5}$ *3)
cis-1,2-Dichlorethylen	96,94	27000	3500	1,86	$1,0 \cdot 10^{-5}$ *3)
trans-1,2-Dichlorethylen	96,94	44400	6260	1,93	$1,0 \cdot 10^{-5}$ *3)
Trichlorethylen	131,39	9900	1400	2,53	$8,8 \cdot 10^{-6}$
Tetrachlorethylen	165,83	2415	240	2,88	$8,0 \cdot 10^{-6}$

*1) Estimeret ud fra dichlormethans diffusionskoefficient og formel 1

*2) Estimeret ud fra 1,1-dichlorethans diffusionskoefficient og formel 1

*3) Estimeret ud fra trichlorethylens diffusionskoefficient og formel 1

Tabel 5
Kemiske data for phenoler.

Stofnavn	Mol- vægt	Damp- tryk	Vandoplø- selighed	Oktanøl- vandfor- delingskoef- ficient	Syredisso- cerings- konstant	Diffusions- koefficient i luft
	m	p	S	log K _{ow}	pK _a	D _L
	g/mol	Pa	mg/l	-	-	m ² /s
Phenol	94,1	26,7	84000	1,5	10,0	8,5 · 10 ⁻⁶ *)
o-Cresol	108,1	32,0	24500	2	10,3	7,9 · 10 ⁻⁶ *)
p-Cresol	108,1	14,7	23000	2	10,3	7,9 · 10 ⁻⁶ *)
2,4-Dimethylphenol	122,2	13,1	4200	2,4	10,6	7,5 · 10 ⁻⁶ *)
2-Chlorphenol	128,6	189,3	28500	2,2	8,5	7,3 · 10 ⁻⁶ *)
2,4-Dichlorphenol	163,0	16,0	4500	3,1	7,9	6,5 · 10 ⁻⁶ *)
2,4,5-Trichlorphenol	197,5	2,9	1200	3,9	7,4	5,9 · 10 ⁻⁶ *)
2,4,6-Trichlorphenol	197,5	2,3	800	3,1	7,4	5,9 · 10 ⁻⁶ *)
Pentachlorphenol	266,3	0,019	14	5,0	4,7	5,1 · 10 ⁻⁶ *)

*) Estimeret ud fra benzens diffusionskoefficient og formel 1

Referencer

- /1/ Miljøstyrelsen. Projekt om jord og grundvand nr. 20, 1996: "Kemiske stoffers opførsel i jord og grundvand"
- /2/ Lugg, G.A. 1968: "Diffusion Coefficients of Some Organic and Other Vapor in Air. Analytical Chemistry, 40, 1072-1077.

Appendiks 5.6

Risikovurdering af grundvand - beregningsformler

Dette appendiks giver en introduktion til kemiske stoffers opblanding, faseovergange og spredningssprocesser, som de kan finde sted i jorden. Mere detaljerede beskrivelser kan findes i litteraturen /1, 2, 3, 4, 5/.

Risikovurdering mættet zone

For den mættede zone beskrives en risikovurdering i tre trin.

- Trin 1 er en kildenær opblandingsmodel hvor det konservativt antages, 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.

Alternativt kan den resulterende forureningskoncentration i de øverste 0,25 m af den umættede zone bestemmes direkte ved analyse af grundvand udtaget fra et filter nedsat i toppen af grundvandsmagasinet.

- Trin 2 er en kildefjern opblandingsmodel, hvor der, på grund af dispersionseffekter, regnes med voksende opblandingsdybde som funktion af afstanden.
- I trin 3 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, som blev beregnet i trin 2.

I beskrivelsen af stofspredningsmodellerne indgår en række beregningsparametre, hvoraf nogle eventuelt kan tages som standardparametre fra appendix 5.8, tabelværker eller lærebøger. Beregningsparametre, som typisk skal findes i tabelværker, er i teksten betegnet som standardparametre.

Eksempler på anvendelse af de angivne formler i forbindelse med konkrete risikovurderinger findes i appendix 5.7.

Spredning i umættet zone For den umættede zone kan der ikke opstilles en simpel risikovurdering. Men for fuldstændighedens skyld opstilles ligninger til beregning af stofkoncentrationen (1-dimensional stoftransport) i den umættede zone.

1 Kildenær opblandingsmodel

Antagelser

Der regnes hverken med sorption, dispersion, nedbrydning eller diffusion. Det antages, at grundvandsmagasinet er homogent (en et-lags model) og at grundvandet bevæger sig med konstant hastighed

Beregninger

I følgende afsnit benyttes betegnelserne:

N	= nettoinfiltrationen	$[LT^{-1}]$
A	= arealet af det forurenede område	$[L^2]$
B	= bredden af de forurenede område	$[L]$
C_o	= kildestyrkekoncentrationen	$[ML^{-3}]$
d_m	= opblandingstykkelser	$[L]$
V_D	= grundvands darcy-hastighed	$[LT^{-1}]$
C_s	= Grundvandets naturlige baggrundsindhold af forureningskomponenter	$[ML^{-3}]$
k	= den hydrauliske ledningsve	$[LT^{-1}]$
i	= den hydrauliske gradient	$[ub\acute{e}n\acute{a}vnt]$
V_p	= den gennemsnitlige porevandshastighed for grundvand	$[LT^{-1}]$

Vandfluxen Q_o , som siver gennem det forurenede område, kan udtrykkes ved:

Ligning 1

$$Q_o = N \cdot A,$$

og fluxen J_o af forureningskomponenter som:

$$J_o = C_o \cdot Q_o = C_o \cdot N \cdot A$$

Når porevandet siver ned til den mættede zone, sker der en opblanding i de øverste 0,25 m af grundvandsmagasinet.

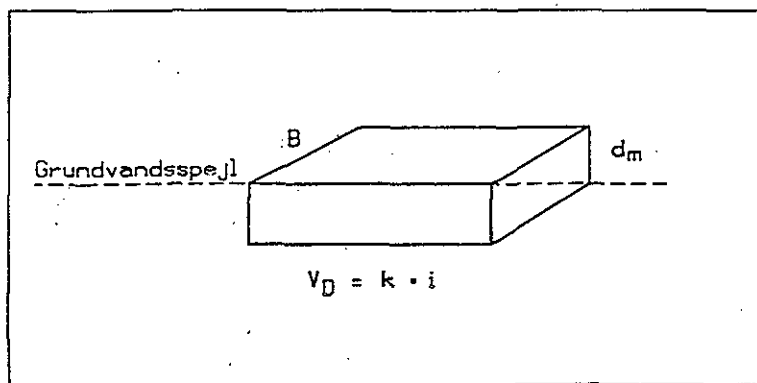
Grundvandsfluxen Q_g af vand, som strømmer under det forurenede areal, og som derved forurennes via nedsivende porevand, svarer til grundvandet, som er indeholdt i en kasse med længde V_D (vandets darcy-hastighed), højde 0,25 m (opblandingstykkelser) og bredden B (bredden af det forurenede område).

Grundvandsfluxen Q_g , som strømmer under det forurenede område bliver nu:

Ligning 3

$$Q_g = B \cdot 0,25 \cdot V_D = B \cdot 0,25 \cdot k \cdot i,$$

idet $V_D = k \cdot i$, /1/.



Figur 1

Fluxen af vand under det forurenede område svarer til grundvandet, som er indeholdt i en kasse med længde V_D (vandets darcy-hastighed), højde d_m (opblandingstrykkelsen) og bredden B af det forurenede område.

Ved beregning af den resulterende forureningskoncentration i grundvandet skal der tages højde for, at grundvandet kan have en naturlig baggrundskoncentration C_g af forureningskomponenten.

Dette gælder fx for de fleste metaller.

Fluxen J_g af det naturlige indhold af forureningskomponenter, som strømmer med grundvandet under det forurenede område, kan udtrykkes som:

Ligning 4

$$J_g = Q_g \cdot C_g = C_g \cdot 0,25 m \cdot k \cdot i \cdot B$$

Hvor baggrundskoncentrationen af forureningskomponenter i grundvandet skyldes menneskelig aktivitet på en anden lokalitet, skal den ikke medregnes. I disse tilfælde sættes J_g lig nul.

Den resulterende forureningskoncentration C_1 i grundvandet, som strømmer umiddelbart under det forurenede område, kan nu udtrykkes som summen af bidragene fra henholdsvis det nedsivende porevand og fra indstrømmende grundvand.

Ligning 5

$$C_1 = \frac{J_o}{Q_o + Q_g} + \frac{J_g}{Q_o + Q_g}$$

Ved indsættelse af udtrykkene fra ligning 1-4 fås:

Ligning 6

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

Arealvægtet
forureningskoncentration

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

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

Ved arealmæssigt store forureninger kan beregningerne koncentreres om forureningens centrale område, jf. princippet om, at zonen med den højeste koncentration i grundvandet skal kunne overholde grundvandskvalitetskriteriet.

Måling af forurenings-
koncentrationen

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.

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, se i øvrigt vejledningens afsnit 5.4.

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.

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:

Ligning 7

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

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

2 Kildejern opblandingsmodel

Beskrivelse

Det antages konservativt, at porevandet i bunden af den umættede zone har en koncentration af forureningskomponenter, som er lig med kildestyrkekoncentrationen. Herefter regnes med opblanding i den øverste del af grundvandsmagasinet.

Den resulterende forureningskoncentration beregnes i et punkt, der ligger 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 grundvandskvalitetskriterierne være overholdt.

Antagelser

Antagelserne er de samme som for den kildenære opblandingsmodel. Der regnes hverken med sorption, nedbrydning eller diffusion. Det antages, at grundvandsmagasinet er homogent og isotropt (en et-lags model), og at grundvandet bevæger sig med konstant hastighed.

Porevandshastigheden

Vandets gennemsnitlige porevandshastighed, som bl.a. skal benyttes til vurdering af afstanden til det teoretiske beregningspunkt, hvor grundvandskvalitetskriteriet skal være overholdt, er defineret ved:

$$V_p = (k \cdot i) / e_{eff}$$

hvor

k = den hydrauliske ledningsevne [LT^{-1}]

i = den hydrauliske gradient [ubenævnt]

e_{eff} = den effektive porøsitet; en standardparameter, som er angivet i appendiks 5.8.

Opblandingsdybde

Ud fra forsøg med spredning af radioaktive tracere, kan der fastlægges et udtryk for opblandingsdybden d_m /4/:

$$d_m = 6\sqrt{2 \cdot D_{T,V} \cdot t}$$

hvor

$D_{T,V}$ er den nedadrettede dispersionskoefficient [L^2T^{-1}]

t er grundvandets transporttid [T].

For danske forhold, bl.a. fra studier ved Vejen Losseplads /1/, vurderes det at være en konservativ betragtning, at $D_{T,V} = 1/900 D_L$, hvor D_L er den longitudinale (langsgående) dispersionskoefficient. Idet $D_L = \alpha_L \cdot V_p$ fås:

$$\begin{aligned} d_m &= 6\sqrt{\frac{2}{900} \cdot D_L \cdot t} \\ &= \sqrt{\frac{72}{900} \cdot \alpha_L \cdot V_p \cdot t} \end{aligned}$$

Ligning 9

hvor

α_L er den langsgående dispersivitet [L]

V_p er porevandshastigheden [LT^{-1}]

t er den betragtede transporttid [T].

Hvis magasintykkelsen er mindre end d_m , skal den aktuelle magasintykkelse anvendes.

Den langsgående dispersivitet varierer med afstanden fra forureningskilden. Standardværdier kan findes i appendiks 5.8.

Transporttiden til den teoretiske beregningspunkt kan højst være et år. Ofte vil transporttiden til det teoretiske beregningspunkt være under et år; det gælder, når porevandshastigheden V_p er større end 100 m/år.

Beregnet forureningskoncentration

I det følgende anvendes samme betegnelser som i risikovurderingens trin 1.

Den resulterende forureningskoncentration C_2 i grundvandet beregnes fuldstændigt analogt med beregningen for risikovurderingens trin 1, den kildenære opblandingsmodel.

Ligning 10

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

$$\cong \frac{A \cdot N \cdot C_0 + B \cdot d_m \cdot k \cdot i \cdot C_g}{B \cdot d_m \cdot k \cdot i}, \text{ for } A \cdot N \ll B \cdot d_m \cdot k \cdot i$$

Arealvægtet forureningskoncentration

I udtrykket til beregning af den resulterende forureningskoncentration C_2 er der regnet med konstant kildestyrkekoncentration C_0 over hele forureningsarealet. Ligesom under risikovurderingens trin 1 kan det forurenede areal opdeles i områder med hver sin kildestyrkekoncentration, arealvægtet forureningskoncentration.

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:

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

Ligning 11

$$= C_{1,\text{malt}} \cdot (l/d_m)$$

hvor

$C_{1,\text{malt}}$ er den resulterende forureningskoncentration [ML^{-3}] i de øverste 0,25 m af grundvandszonen ved forureningskilden, d_m er opblandingstykkelsen efter ét års grundvandstransport, dog max. 100 m nedstrøms forureningen. Er opblandingstykkelsen mindre end 0,25 m anvendes $d_m = 0,25 \text{ m}$.

l er den effektive filterlængde (målt i m).

3 Kildejern opblandingsmodel med nedbrydning

Risikovurderingens 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 grundvandets 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.

Beregning og datakrav

På baggrund af 1.-ordens nedbrydning kan den resulterende forureningskoncentration C_3 efter nedbrydning udtrykkes ved /1,5/:

Ligning 12

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

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]

Kun for BTEX'erne, for en del af de chlorerede opløsningsmidler og for phenol er der sammenstillet typiske 1.-ordens nedbrydningskonstanter /5/. Nedbrydningskonstanter for disse stoffer kan findes i appendiks 5.8.

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_r givet ved

Ligning 13

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

hvor

V_p er den gennemsnitlige porevandshastighed [LT^{-1}]

R er retardationskoefficienten [ubenævnt]

Retardationsfaktoren kan beregnes ud fra fordelingskoefficienten K_d , der er en funktion af det organiske indhold i jorden f_{oc} samt af oktanol-vand fordelingskoefficienten K_{ow} . K_{ow} værdier findes ved tabelopslag, se appendiks 5.8. Under forudsætning af, at $\log K_{ow} < 5$ og $f_{oc} > 0,1\%$, kan K_d beregnes ved Abduls formel 1/:

Ligning 14

$$\log K_d = 1,04 \cdot \log K_{ow} + \log f_{oc} - 0,84$$

Retardationsfaktoren kan herefter beregnes ved formelen:

Ligning 15

$$R = 1 + \rho_b / e_w \cdot K_d$$

hvor ρ_b er jordens bulkmassefylde [ML^{-3}],

e_w er jordens vandmættede porøsitet [ubenævnt],

og K_d er fordelingskoefficienten.

Monitering

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 nedbrydningen forløber som forudsat. Endvidere skal redoxforholdene fastlægges, og der skal skaffes data, som kan danne grundlag for beregning af den aktuelle 1.-ordens nedbrydningskonstant.

Bestemmelse af 1.-ordens nedbrydningskonstanter ud fra feltobservationer

Når man skal bestemme nedbrydningsraten, må de målte forureningskoncentrationer korrigeres for effekter af sorption, dispersion, fortynding m.v. (ikke-destruktive processer). Dette kan gøres ved at sammenligne koncentrationer af forureningskomponenten med koncentrationer af et unedbrydeligt stof (en tracer) eller ved sammenligning mellem en langsomt nedbrydelig forureningskomponent og en hurtigere nedbrydelig forureningskomponent.

Efter at de korrigerede forureningskoncentrationer er beregnet, kan 1.-ordens nedbrydningskonstanten bestemmes grafisk ud fra et log-lineært plot af den normerede forureningskoncentration som funktion af tiden. 1.-ordens nedbrydningskonstanten bestemmes som hældningen på den lineære del af plottet /5/.

Hvor koncentrationerne kendes som funktion af afstanden, i stedet for som funktion af tiden, kan der foretages omregning ved at benytte aktuelle transporthastigheder bestemt under den gennemførte forureningsundersøgelse.

Korrigerende forureningskoncentrationer

I det følgende gennemgås, hvordan forureningskoncentrationen kan korrigeres for påvirkning af ikke-destruktive processer. Det forudsættes, at fluxen fra forureningskilden tilnærmelsesvist er konstant, og at grundvandsmagasinet er homogent.

Målinger af tracer- og forureningskoncentrationer i to eller flere borer langs en strømlinie kan benyttes til at estimere den forureningskoncentration, der ville have været i borerne, hvis nedbrydning havde været den eneste proces, som svækkede forureningen.

En ideel tracer påvirkes af ikke-destruktiv svækkelse i samme grad som forureningskomponenten (traceren har samme flygtighed og samme sorptionskoefficient som forureningskomponenten), og den ideelle tracer påvirkes ikke af nedbrydningsprocesser.

Under forudsætning af at der benyttes en ideel tracer, beskriver følgende ligning den nedstrøms forureningskoncentration, hvor nedbrydning har været den eneste svækkelsesproces mellem punkterne i og i-1 placeret nedstrøms langs en strømlinie (fx mellem borerne 3 og 2 i figur 5.11) /5,6,7/:

$$C_{i,corr} = C_{i-1,corr} \left(\frac{C_i}{C_{i-1}} \right) \left(\frac{T_{i-1}}{T_i} \right)$$

hvor:

$C_{i,corr}$ = den korrigerede forureningskoncentration i punkt i.

$C_{i-1,corr}$ = den korrigerede forureningskoncentration i punkt i-1. (Hvis i-1 er det første (længst opstrøms) punkt, sættes $C_{i-1,corr}$ lig med den observerede forureningskoncentration i dette punkt).

C_i = den observerede forureningskoncentration i punkt i.

C_{i-1} = den observerede forureningskoncentration i punkt i-1.

T_i = den observerede tracerkoncentration i punkt i.

T_{i-1} = den observerede tracerkoncentration i punkt i-1.

Ud fra forureningskoncentrationen i et opstrøms placeret målepunkt samt ud fra målinger af forholdet mellem forurenings- og tracerkoncentrationer, kan denne ligning benyttes til at estimere den teoretiske forureningskoncentration, som ville være resultatet af nedbrydning alene.

Ligning 16 er konservativ forstået på den måde, at hvis der sker nedbrydning af traceren, så vil $C_{i,corr}$ blive større end C_i , og nedbrydningsraten vil blive underestimeret.

Hvis forureningskoncentrationen alene korrigeres ud fra ændringen i tracerkoncentration mellem to punkter (A og B) simplificeres ligning 16 til:

$$C_{B,corr} = C_B \left(\frac{T_A}{T_B} \right)$$

TMB anvendt som tracer

En bekvem metode til at estimere nedbrydningskonstanter er at benytte en unedbrydelig forureningskomponent som tracer. En sådan komponent kan være trimethylbenzen (TMB), der findes i tre isomere former (1,2,3-TMB, 1,2,4-TMB og 1,3,5-TMB), som generelt er tilstede i brændstoffer i tilstrækkelige koncentrationer (3-7 %) til at kunne detekteres i grundvandet /8,9/.

TMB er næsten persistent (bestandig) under anaerobe forhold, men er til gengæld relativt letnedbrydeligt under aerobe forhold. TMB's bestandighedsgrad er lokalitetsspecifik, og anvendeligheden af denne forureningskomponent som tracer må evalueres i det konkrete tilfælde.

En anden forureningskomponent, der potentielt kan benyttes som tracer i forbindelse med forurening med brændstoffer, er tetramethylbenzen. Men tetramethylbenzen forekommer ofte i så små koncentrationer, at stoffet er vanskeligt detekterbart.

Sorptionskoefficientens betydning

En ideel tracer har samme flygtighed og samme sorptionskoefficient, som den forureningskomponent der undersøges. Imidlertid har TMB en større sorptionskoefficient (og dermed en større retardationskoefficient) end BTEX'er. TMB transporteres derfor langsommere igennem grundvandszonen end BTEX'erne.

For en tracer som TMB er det derfor nødvendigt at modificere ligning 16, således at der tages højde for forskellene i transporthastigheder. Ved stationære forhold (dvs. hvor fluxen af forureningskomponent og tracer er konstant i hvert enkelt målepunkt) er denne modifikation dog ikke nødvendig.

Når en tracer transporteres med en hastighed, som er signifikant langsommere end spredningshastigheden af den forureningskomponent, som undersøges, skal man vurdere forurenings- og tracerkoncentrationer efter ens transporttider i stedet for efter ens transportafstande for at kompensere for nedbrydning af såvel tracer som forureningskomponent. Forholdet mellem tracer-hastigheden og forureningskomponentens hastighed kan udtrykkes som:

Ligning 18

$$\frac{V_t}{V_s} = \left(\frac{V_p}{R_t} \right) / \left(\frac{V_p}{R_c} \right) = \frac{R_c}{R_t}$$

hvor:

- V_t = transporthastigheden af traceren.
- V_s = forureningskomponentens transporthastighed.
- V_p = grundvandshastigheden.
- R_t = tracerens retardationskoefficient.
- R_c = Forureningskomponentens retardationskoefficient.

Den fraktion af traceren, som forsvinder i løbet af den tid, hvor forureningskomponenten bevæger sig fra punkt i-1 til punkt i, er repræsenteret af udtrykket $R_c/R_t(1-T_i/T_{i-1})$. Dermed vil fraktionen af tracer, som bliver tilbage være $1-R_c/R_t(1-T_i/T_{i-1})$.

Hvor sorptionen af traceren afviger klart fra sorptionen af den undersøgte forureningskomponent, kan den korregerende forureningskoncentration i punkt i repræsenteres ved følgende ligning:

Ligning 19

$$C_{i,corr} = C_{i-1,corr} \left(\frac{C_i}{C_{i-1}} \right) \left(\frac{1}{1 - \frac{R_c}{R_t} \left(1 - \frac{T_i}{T_{i-1}} \right)} \right)$$

hvor:

$C_{i,corr}$ = den korregerede forureningskoncentration i punkt i.

$C_{i-1,corr}$ = den korregerede forureningskoncentration i punkt i-1.

(Hvor punkt i-1 er det første (længst opstrøms placerede) punkt, sættes $C_{i-1,corr}$ lig med den observerede forureningskoncentration).

C_i = den observerede forureningskoncentration i punkt i.

C_{i-1} = den observerede forureningskoncentration i punkt i-1.

T_i = den observerede tracerkoncentration i punkt i.

T_{i-1} = den observerede tracerkoncentration i punkt i-1.

Bemærk, at når R_c er lig R_t bliver ligning 19 lig med ligning 16.

Anvendelse af andre
tracere

Som nævnt, er ligning 16 konservativ forstået på den måde, at hvis traceren nedbrydes, så vil nedbrydningsraten blive underestimeret. I blandingsforureninger som fx benzin, diesel eller lignende, vil man derfor som tracer kunne benytte en af de sværest nedbrydelige (mest persistente) forureningskomponenter; idet svag nedbrydning af denne forureningskomponent blot medfører en mere konservativ bestemmelse af nedbrydningsraten for de øvrige forureningskomponenter.

4 Spredning i umættet zone

Strømning i jordens umættede zone er styret af gravitation og af kapilare kræfter (tensionsforskelle), der afhænger af porevandsindhold og jordkarakteristiske egenskaber som tekstur og porestørrelsesfordeling.

Der opstilles i det følgende ligninger til beregning af stofkoncentration (1-dimensionel stoftransport) og stoffronthastighed. Der regnes alene med stoftransport med porevandet, og der ses bort fra diffusion til luft.

Stoftransportligning ved pulstilførsel

Pulstilførsel forekommer sjældent i virkeligheden, og en pulstilførsel til den umættede zone må ofte opfattes som en kilde til kontinuert forurening af den mættede grundvandszone. Fx kan man tale om, at en revnet olietank give en pulstilførsel til den umættede zone. Men da dybden til grundvandsspejlet medfører stor transporttid, inden forureningsfronten når den mættede zone, og da opløsning af oliekomponenter i nedsivende porevand også er en langsom proces, vil olie fra en revnet olietank typisk nedsive til grundvandszonen over årtier. Derved må nedsivningen af oliekomponenter fra en revnet olietank til den mættede grundvandszone oftest betragtes som en kontinuert forurening.

Stofkoncentrationen i den umættede zone som funktion af nedtrængningsdybde (z) og tid (t), kan ved pulstilførsel af stof beskrives ved en 1-dimensionel stoftransportligning /10/:

Ligning 20

$$C(z, t) = \frac{M}{e_w \sqrt{4\pi \cdot D_L \cdot t}} \exp \left(-\frac{(z - V_p \cdot t)^2}{4 D_L \cdot t} \right)$$

hvor z er dybden til beregningspunktet [L],
 e_w er vandindholdet i jorden [ubenævnt],
 M er stoftilførslen [M/L^2],
 D_L er den langsgående dispersionskoefficient i den umættede zone [$L^2 T^{-1}$],
 t er tiden fra start af forureningen [T],
 V_p er vandets porehastighed [$L T^{-1}$].

Dispersionskoefficienten udtrykker den stofspredning, som skyldes variationer i strømningshastigheden i den enkelte pore, opblanding på grund af forskellige porestørrelser langs transportvejen og molekylær diffusion. Der ses bort fra tværgående dispersion.

Den longitudinale dispersionskoefficient D_L kan udtrykkes ved porevandshastigheden V_p og den longitudinale dispersivitet α_L ved udtrykket:

$$D_L = \alpha_L \cdot V_p$$

Standardværdier for dispersiviteten α_L kan findes i appendiks 5.8.

Stoftransportligning med vedvarende stoftilførsel

Ved en vedvarende stoftilførsel (1-dimensionel stoftransport) kan koncentrationen som funktion af nedtrængningsdybden og tiden beskrives ved, /1,10/:

Ligning 21

$$C(z, t) = \frac{C_0}{2} \left[\operatorname{erfc} \left(\frac{z - V_p \cdot t}{2\sqrt{D_L \cdot t}} \right) + \exp \left(\frac{V_p \cdot z}{D_L} \right) \operatorname{erfc} \left(\frac{z + V_p \cdot t}{2\sqrt{D_L \cdot t}} \right) \right]$$

z er dybden til beregningspunktet [L],

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

D_L er den langsgående dispersionskoefficient (standarddata) [L^2T^{-1}],

t er tiden fra start af forureningen [T],

V_p er vandets porehastighed [LT^{-1}].

Også i dette tilfælde ses bort fra tværgående dispersion.

Løsningen til stoftransportligningen er en approksimation, som kun er defineret for $t < V_p \times z$, hvor $V_p \times z$ netop er den tid, som det vil tage porevandet at nå den mættede zone, når der regnes med simpel stempelstrømning (ingen dispersion, sorption eller nedbrydning).

Erfc er den komplementære fejlfunktion $\operatorname{erfc}(y) = 1 - \operatorname{erf}(y)$, hvor $\operatorname{erf}(y)$ er defineret ved:

Ligning 22

$$\operatorname{erf} y = \frac{2}{\sqrt{\pi}} \int_0^y e^{-x^2} dx$$

I de angivne stoftransportligninger regnes ikke med sorption. Efterfølgende omtales modifikationer til stoftransportligningerne, således er der kan tages hensyn til sorption.

Sorption

Ved beregninger af stofkoncentrationer som funktion af dybde og tid benyttes vandets porehastighed V_p for stoffer, der ikke sorberer. For stoffer der sorberer, erstattes vandets porehastighed med stoffrontens udbredelseshastighed V_s , der kan beskrives ved:

$$V_s = \frac{V_P}{R_u} = \frac{N}{e_w \cdot R_u}, \text{ idet } V_P = \frac{N}{e_w}$$

hvor

V_P er vandets porehastighed [LT^{-1}],

N er nettoinfiltrationen [LT^{-1}],

e_w er den vandmættede porøsitet [ubenævnt],

R_u er retardationsfaktoren i den umættede zone [ubenævnt].

Se forklaringen til ligning 13.

5 Referencer

- /1/ Kemiske stoffers opførsel i jord og grundvand.
Projekt om jord og grundvand, nr. 20.
Miljøstyrelsen, 1996.
- /2/ Bear, Jacob:
Hydraulics of Groundwater.
McGraw - Hill Inc., 1979.
- /3/ Grundvandskontrol ved kontrollerede affaldsdeponier.
Dakofa, 1985.
- /4/ Freeze, F og Cherry, J. A:
Groundwater.
Prentice - Hall, Inc., 1979.
- /5/ 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.
- /6/ Wiedemeier, T.H. et al. 1995. Technical Protocol for Implementing 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.
- /7/ 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.

- /8/ Christensen, L.B., Arvin, E. og Jensen, B. 1987. Olieprodukters opløselighed i grundvand. Rapport til Miljøstyrelsen. Laboratoriet for teknisk hygiejne, Danmarks Tekniske Universitet.
- /9/ Verschueren, K. 1983. Handbook of Environmental Data on Organic Chemicals. 2. ed. Van Nostrand Reinhold.
- /10/ Høgh Jensen, K. og Storm, B. Stoftransport i umættet og mættet zone – simple beregningsmetoder. Stads- og havneingeniøren 2, 1985.

Appendiks 5.7

Eksempler på konkrete risikovurderinger af grundvand

I dette appendiks gives eksempler på udførelse af konkrete risikovurderinger. Risikovurderingerne udføres efter principperne angivet i vejledningens afsnit 5.4. Formlerne, som benyttes i visse af beregningerne, er beskrevet i appendiks 5.6. Standard beregningsparametre findes i appendiks 5.8; fx nettonedbør, hydraulisk ledningsevne og 1.-ordens nedbrydningskonstanter.

1. Eksempel

Sandmagasin med lerdække. Overfladenær forurening med terpentin

Geologi

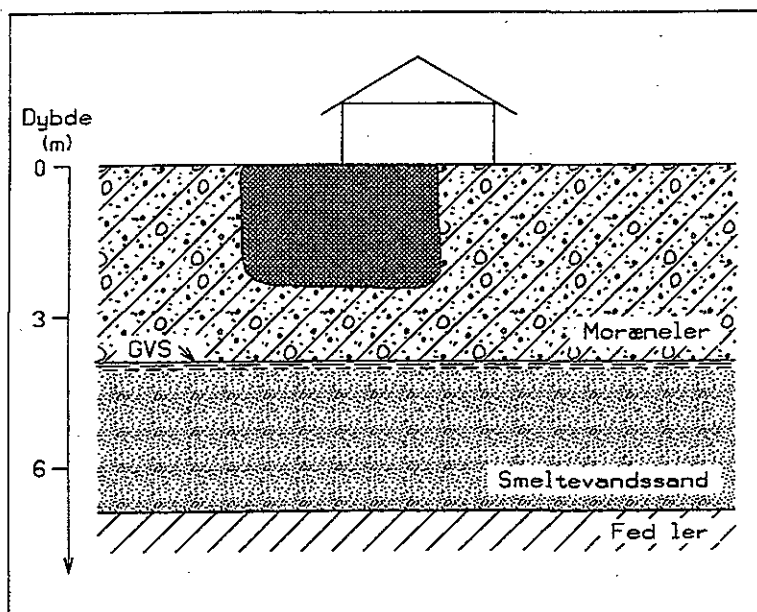
Under tynde muld og fyldlag findes usprækket ler til ca. 3,9 m u.t. Der er ikke fundet tegn på sekundære magasiner i leren. Under leren findes vandførende smeltevandssand til ca. 6,9 m u.t.

Grundvandets trykniveau ligger ca. 3,9 m u.t., hvilket nogenlunde svarer til toppen af sandlaget.

Sandlaget underlejres af fedt tertiært ler. Et skitseret geologisk snit gennem lokaliteten er vist på fig. 1.

Forurening

På lokaliteten har der ligget en virksomhed, hvor der blev blandet træbeskyttelsesmidler. Lækage fra et utæt behandlingsanlæg har medført en forurening af jorden med terpentin. Jordforureningen er konstateret afgrænset nedadtil mellem 2,5 og 3 m u.t.



Figur 1

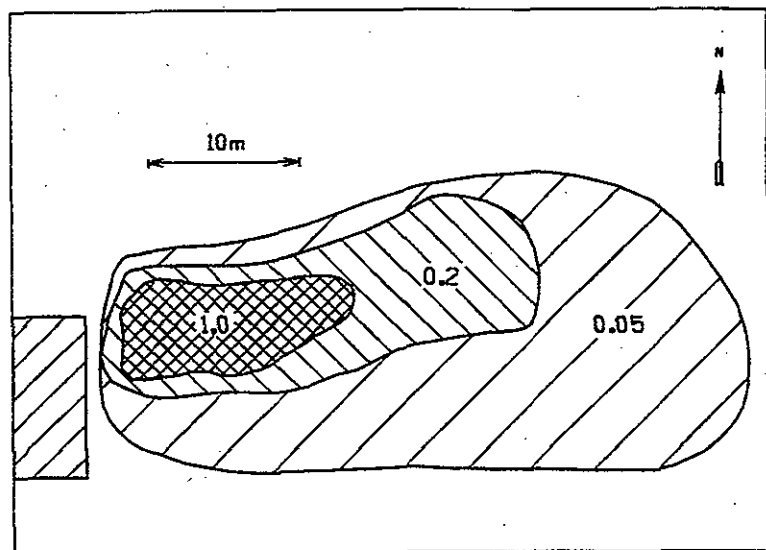
Skitseret snit som viser de geologiske forhold i beregningseksempel 1.

Forureningen har spredt sig helt hen til kanten af eksisterende bygninger. På grund af de meget store omkostninger der er forbundet med sikring af bygningerne under afgravningen, ønskes det kun af bortgrave forureningen til 1,0 m u.t.

Jordprøver udtaget fra undersøgelsesboringer viser, at der fra 1,0 til 3,0 m u.t. findes koncentrationer af kulbrinter på mellem 50 mg/kg og 800 mg/kg (kvantificeret som terpentin), herunder koncentrationer af enkeltkomponenter op til: benzen 1,0 mg/kg, toluen 5 mg/kg og xylener 12 mg/kg.

Figur 2 viser et kort over benzenkoncentrationen i jorden 1,0 til 3,0 m under terræn. De angivne koncentrationer er maksimale koncentrationer (mg/kg TS).

Den nuværende grundvandsstrømning er omtrent syd-sydvestlig. Ud fra en betragtning om, at zonen med den højeste forureningskoncentration i grundvandet skal kunne overholde grundvandskvalitetskriteriet foretages efterfølgende risikovurdering alene for det kraftigst forurenede område (området med maksimal benzenkoncentration på $1,0 \text{ mg/kg TS}$), som omfatter et areal A på omkring $15 \text{ m} \cdot 8 \text{ m} = 120 \text{ m}^2$.



Figur 2

Beregningseksempel 1. Maksimale benzenkoncentrationer (mg/kg TS) 1,0 til 3,0 m under terræn.

På baggrund af de udførte undersøgelser vurderes restforureningen i beregningsområdet, efter udskiftning af forurenede jord til $1,0 \text{ m u.t.}$, at udgøre maksimalt 350 kg terpentin ($120 \text{ m}^2 \cdot 2,0 \text{ m} \cdot 1800 \text{ kg/m}^3 \cdot 800 \text{ mg/kg}$), heraf maksimalt $0,44 \text{ kg}$ benzen.

Geohydrologi

Nettonedbøren i regionen er ca. 240 mm om året (jf. appendiks 5.8). Forureningen ligger imidlertid i et område, for hvilket den amtskommunale grundvandsafdeling har udarbejdet detaljerede grundvandsmodeller, og man vurderer, at grundvandsdannelsen (nettoinfiltrationen) på den pågældende lokalitet er ca. $N = 100 \text{ mm/år}$. Nedsivningen gennem det forurenede areal udgør derfor $Q_0 = A$ (det forurenede areal) $\cdot N$ (netto-infiltrationen) $= 120 \text{ m}^2 \cdot 100 \text{ mm/år} = 12 \text{ m}^3/\text{år}$.

Hvis den detaljerede viden om grundvandsdannelsen ikke forelå, havde man været nødt til at benytte nettonedbøren i nedsivningsberegningerne.

Ud fra de nærliggende vadindvindingsboringers specifikke kapacitet vurderes grundvandsmagasinet transmissivitet at være af størrelsen $T = 8 \cdot 10^{-4} \text{ m}^2/\text{s}$. Ved en mættet lagtykkelse på 3 m svarer dette til en hydraulisk ledningsevne på $k = 2,7 \cdot 10^{-4} \text{ m/s}$. Amtskommunens potentialekort viser, at grundvandsmagasinet hydrauliske gradient er på $i = 0,004$ i retning mod vandværket.

Vandets porehastighed $V_p = (k \cdot i)/e_{\text{eff}} = (2,7 \cdot 10^{-4} \text{ m/s} \cdot 0,004)/0,30 = 112 \text{ m/år}$, hvor e_{eff} er grundvandsmagasinet porøsitet, som i dette tilfælde (et sandmagasin) er sat til $e_{\text{eff}} = 0,30$ (jf. appendiks 5.8 - tabel 1).

Opløste olieprodukter vil transporteres med nedsivende vand gennem den umættede zone til grundvandsmagasinet og herfra videre i grundvandsstrømmens retning; dvs. i retning mod vandværkets indvindingsboringer.

Spredningsveje

Der er aerobe forhold i såvel mættet som umættet zone, hvorved der er potentiale for nedbrydning.

Relevante processer er således opløsning samt transport, sorption, dispersion og nedbrydning i såvel mættet som umættet zone.

Risikovurdering

I det følgende gennemgås en trinvis risikovurdering udført med henblik på at vurdere benzenforureningens påvirkning af det underliggende grundvandsmagasin. Grundvandskvalitetskriteriet, som skal overholdes i grundvandsmagasinet, er $1 \mu\text{g/l}$.

Der udføres alene risikovurdering på enkeltkomponenten benzen, idet det vurderes, at spredning af denne enkeltkomponent (som har meget stor opløselighed, og for hvilken der findes et meget lavt grundvandskriterie) er kritisk for grundvandsressourcen.

I første trin antages konservativt, at porevandet i bunden af den umættede zone har en koncentration af forureningskomponenter, som er lig med kildestyrkekoncentrationen. Herefter regnes med simpel opblanding i de øverste 0,25 m af grundvandsmagasinet.

I andet trin benyttes også en konservativ opblandingsmodel. Den resulterende forureningskoncentration beregnes i et teoretisk beregningspunkt, som ligger i en afstand fra forureningskilden som svarer til grundvandets transporthastighed på et år, dog maksimalt 100 m. Der regnes med en opblandingstykkel d_m givet ved udtrykkene i appendiks 5.6.

I risikovurderingens trin 3 beregnes den resulterende forureningskoncentration i grundvandet under hensyntagen til 1.-ordens nedbrydning. Trin 3 er en overbygning på trin 2, idet udgangspunktet er den forureningskoncentration, som blev fundet i trin 2.

Trin 1. Kildenær opblandingsmodel

På grund af vanskeligheder med at udtage relevante vandprøver til fastlæggelse af kildestyrkekoncentrationen er det valgt at basere risikovurderingens første trin på simple opløsnings/ligevægtsbetragtninger.

Kildestyrkekoncentrationen

Der er foretaget en beregning af kildestyrkekoncentrationen ud fra en antagelse om ligevægt mellem fasefordelingerne i vand, luft og jord (fugacitetsprincippet). Beregningen er foretaget som anvist i appendiks 5.9. Beregningerne viser, at med en koncentration i jorden på 1,0 mg/kg TS er benzen-indholdet i porevandet 5,0 mg/l (jordpartiklernes massefylde 2,7 kg/l; jordens volumenvægt 1,8 kg/l; volumenandele: jord 60%, luft 10% og vand 30%).

Som et alternativ til anvendelse af fugacitetsprincippet kan kildestyrkekoncentrationen sættes lig med den maksimale opløselighed af benzen i vand. Da vi har en relativt lav benzenkoncentration i jorden, og da benzen er højtopløseligt i vand, vil en sådan betragtning dog lede til alt for høje kildestyrkekoncentrationer.

Resulterende forureningskoncentration

I forbindelse med forureningsspredningen skal der regnes konservativt. Det antages derfor, at der ikke sker nedbrydning eller sorption af olieprodukterne. Endvidere regnes uden dispersion, dvs. med lodret nedsivning til grundvandsmagasinet.

Afgivelsen af benzen med det nedsivende porevand fra restforureningen vil være af størrelsen $J_0 = C_0 \cdot Q_0 = 5,0 \text{ mg/l} \cdot 12 \text{ m}^3/\text{år} = 60 \text{ g/år}$.

Benzen findes ikke naturligt forekommende i grundvand, baggrundskoncentrationen C_g i grundvandet sættes derfor lig nul.

Den resulterende benzenkoncentration C_1 i den øverste del af grundvandsmagasinet, kan nu beregnes som angivet i appendiks 5.6 - ligning 6:

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

Ved indsættelse fås:

$$C_1 = \frac{120 \text{ m}^2 \cdot 100 \text{ mm/år} \cdot 5,0 \text{ mg/l}}{120 \text{ m}^2 \cdot 100 \text{ mm/år} + 15 \text{ m} \cdot 0,25 \text{ m} \cdot 2,7 \cdot 10^{-4} \text{ m/s} \cdot 0,004}$$

$$= 0,4 \text{ mg/l}$$

Kvalitetskravet til grundvand, se vejledningens afsnit 6.4, er for benzen 1 µg/l. Ud fra en risikovurdering baseret på simpel opblanding og helt konservative betragtninger (ingen nedbrydning, dispersion eller sorption) må der således i toppen af grundvandsmagasinet, i den stationære situation, forventes en benzenkoncentration, som klart overstiger kvalitetskravet for benzen.

Følsomhedsvurdering

I risikovurderingens trin 1 indgår alle parametre lineært i beregningerne. Dvs., at usikkerhederne på de enkelte parametre slår lige kraftigt igennem i beregningerne - de enkelte parametre er lige vigtige.

Massebalance

En simpel vurdering af udvaskningshastigheden kan fås ved at opstille en massebalance. Restforureningen blev vurderet at indeholde omtrent 350 kg terpentin heraf 0,44 kg benzen. Med den beregnede kildestyrke på 60 g/år for benzen går der ca. 8 år før benzen-forureningen er fjernet. Der er således ikke forudsat urealistisk hurtig fjernelse af forureningskilden.

Yderligere tiltag

Den udførte risikovurdering viser, at grundvandskriteriet for benzen ikke kan overholdes i den aktuelle situation.

Årsagen kan være, at kildestyrkekoncentrationen C_0 i mangel af analyseresultater er sat for højt. Det bør således overvejes, om der skal skaffes analyseresultater fra toppen af den mættede zone fra borerig placeret umiddelbart nedstrøms det forurenede areal og filtersat med meget kort filter (fx 0,25 m) i toppen af den mættede

zone. Den meget korte filterlængde skal sikre, at der ikke sker for stor opblanding med rent grundvand, hvilket der er risiko for, da opblandingsdybden er meget lille tæt på forureningskilden.

En anden årsag til, at risikovurderingen viser, at grundvandskriteriet ikke er overholdt, kan være at beregningerne generelt er for konservative, idet der ikke er taget højde for sorption, dispersion og nedbrydning.

Trin 2. Kildejern opblandingsmodel

Beregningsparametre

Fra risikovurderingens trin 1 har vi porevandshastigheden $V_p = 112$ m/år. Det teoretiske beregningspunkt ligger i en afstand fra forureningskilden, som svarer til grundvandets transportafstand på et år, dog maksimalt 100 m. I dette tilfælde ligger beregningspunktet således i den maksimale afstand på 100 m.

Opblandingstykkelsen d_m er givet ved udtrykket (appendiks 5.6 - ligning 8):

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

α_L -værdien i en afstand af 100 m fra forureningskilden aflæses på figur (appendiks 5.8, figur 2) til $\alpha_L = 0,4$ m.

Opblandingstiden $t = (100 \text{ m}) / V_p = 100 \text{ m} / (112 \text{ m/år}) = 326 \text{ dg}$.

Heraf fås ved indsættelse:

$$d_m = \sqrt{\frac{72}{900} 0,4 \text{ m} \cdot 112 \text{ m/år} \cdot 326 \text{ dage}}$$

$$= 1,8 \text{ m}$$

Resulterende forureningskoncentration

Den resulterende forureningskoncentration C_2 i det teoretiske beregningspunkt kan jf. appendiks 5.6 - ligning 9 udtrykkes ved:

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

Ved indsættelse fås:

$$C_2 = \frac{120 \text{ m}^2 \cdot 100 \text{ mm/år} \cdot 5,0 \text{ mg/l}}{120 \text{ m}^2 \cdot 100 \text{ mm/år} + 15 \text{ m} \cdot 1,8 \text{ m} \cdot 2,7 \cdot 10^{-4} \text{ m/s} \cdot 0,004}$$

$$= 64 \mu\text{g/l}$$

Også ved anvendelse af den kildefjerne opblandingsmodel fås en overskridelse af grundvandskriteriet, som er 1 $\mu\text{g/l}$.

Yderligere tiltag

Man kan nu vælge imellem at iværksætte afværgeforanstaltninger, at gennemføre risikovurderingens tredje trin eller at gennemføre en risikovurdering med nye data; fx målte forureningskoncentrationer i toppen af den mættede zone.

Trin 3. Spredningsmodel med dispersion, sorption og nedbrydning

I det efterfølgende gennemføres risikovurderingens tredje trin, hvor der tages hensyn til biologisk nedbrydning i den mættede zone.

Antagelser og forudsætninger

Det er en forudsætning for anvendelse af risikovurderingens trin 3, at den lokale geologi og hydrogeologi kendes så godt, 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.

For at skaffe tilstrækkelig baggrundsviden er der derfor udført en supplerende forureningsundersøgelse, hvorved grundvandsstrømningen og redoxforholdene er blevet detaljeret kortlagt.

Ved den supplerende undersøgelse er der fundet anaerobe forhold i grundvandet umiddelbart under spildstedet. Der er ikke konstateret indhold af ilt ($< 0,1 \text{ mg/l}$), Fe(III) indholdet er lavere end i opstrøms boringer, og der er dannet methan.

Opstrøms, sideværts og nedstrøms forureningen stiger iltindholdet imidlertid hurtigt; 10-12 m nedstrøms findes et iltindhold på over 1 mg/l , altså aerobe forhold – se afsnit 5.4.

Supplerende undersøgelser

Ved den supplerende undersøgelse er der umiddelbart under spildstedet udtaget vandprøver fra den øverste del af grundvandsmagasinet. Den effektive filterlængde l var 0,75 m. Den højeste benzenkoncentration blev målt til 6,4 $\mu\text{g/l}$.

Jf. appendiks 5.6, ligning 7, kan den resulterende forureningskoncentration C_2 i den værst forurenede del af grundvandszonen i 100 meters afstand (opblandingsdybden d_m) udtrykkes som:

$$\begin{aligned} C_2 &= C_1 \cdot (0,25/d_m) \\ &= 19,2 \mu\text{g/l} (0,25/1,8) \\ &= 2,7 \mu\text{g/l} \end{aligned}$$

hvor

$$\begin{aligned} C_1 &= C_{1,\text{mål}} (1/0,25 \text{ m}) \\ &= 6,4 \mu\text{g/l} (0,75/0,25) \\ &= 19 \mu\text{g/l} \end{aligned}$$

Grundvandskvalitetskriteriet på 1 $\mu\text{g/l}$ er altså stadig ikke overholdt.

At der findes aerobe forhold i grundvandsmagasinet indikerer, at der er potentiale for nedbrydning. De Fe(III) reducerende og methanogene forhold omkring spildstedet indikerer, at den naturlige nedbrydning af forureningen er i gang.

Nedbrydning

Det er derfor relevant at regne med nedbrydning, og den resulterende forureningskoncentration C_3 efter nedbrydning, 100 m nedstrøms forureningen, kan udtrykkes som (appendiks 5.6 – ligning 12):

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

1.-ordens nedbrydningskonstanten k_1 kan (jf. appendiks 5.8) sættes til 0,01-0,2 dag^{-1} . Et forsigtigt valg er således $k_1 = 0,01 \text{ dag}^{-1}$.

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_r givet ved (appendiks 5.6 – ligning 13):

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

hvor

V_p er den gennemsnitlige porevandshastighed [LT^{-1}].
 R er retardationskoefficienten for benzen [ubenævnt].

Retardationsfaktoren er stofafhængig og afhænger desuden af jordens bulkmassefylde ρ_b , det aktuelle indhold af organisk stof i jorden f_{oc} samt af oktanol-vand fordelingskoefficienten K_{ow} . Indholdet af organisk stof f_{oc} for forskellige jordtyper findes i appendiks 5.3, tabel 1. K_{ow} -værdier for forskellige stoffer kan findes i appendiks 5.5, tabel 1-5.

Under forudsætning af, at $\log K_{ow} < 5$ og $f_{oc} > 0,1\%$, kan fordelingskoefficienten K_d beregnes ved Abduls formel:

$$\log K_d = 1,04 \cdot \log K_{ow} + \log f_{oc} - 0,84$$

Retardationsfaktoren kan herefter beregnes ved formelen (appendiks 5.6 – ligning 15):

$$R = 1 + \rho_b / e_w \cdot K_d$$

Ved tabelopslag (appendiks 5.5 – tabel 1 og appendiks 5.3 – tabel 1) findes følgende relevante værdier for benzen i et sandmagasin:

$$\begin{aligned} f_{oc} &= 0,002 \\ \log K_{ow} &\approx 2,1 \\ e_w &= 0,45 \\ \rho_b &\approx 1,8 \end{aligned}$$

som ved indsættelse giver retardationsfaktoren for benzen:

$$\begin{aligned} R_{\text{benz}} &= 1,2 \\ V_{S\text{-benz}} &= 93 \text{ m/år} \end{aligned}$$

$$\text{hvoraf } t = 100 \text{ m} / V_{S\text{-benz}} = 390 \text{ dage.}$$

Den resulterende forureningskoncentration C_3 af benzen i beregningspunktet 100 m nedstrøms forureningen er så:

$$\begin{aligned} C_3 &= C_2 \cdot \exp(-k_1 \cdot t) \\ &= 2,7 \mu\text{g/l} \cdot \exp(-0,01 \cdot 390) \\ &= 0,1 \mu\text{g/l} \end{aligned}$$

I dette tilfælde er grundvandskvalitetskriteriet for benzen (1 $\mu\text{g/l}$) klart overholdt.

Det er imidlertid ikke tilstrækkeligt, at beregningerne viser, at grundvandskvalitetskriteriet er overholdt. Der skal også udføres monitering, som viser, at forureningsnedbrydningen forløber som forudsat, og at redoxforholdene fortsat giver mulighed for nedbrydning. Endvidere bør den aktuelle nedbrydningskonstant beregnes.

I forbindelse med den supplerende undersøgelse blev der udført en række boringer. Fire af disse boringer (benævnt A-D) ligger på en strømlinie nedstrøms forureningen; i en afstand på 4 til 41 m.

Udvalgte monitoringsdata er vist i tabel 1. Det ses, at der er aerobe forhold i boringerne B, C og D (iltindholdet er større end 1 mg/l), mens der er iltfattige forhold (formentlig anaerobe forhold) i boring A. Redoxforholdene har således ikke ændret sig, siden den supplerende undersøgelse blev gennemført, og der er stadig potentiale for nedbrydning af benzenforureningen.

Aktuel
nedbrydningskonstant

Forureningskoncentrationen i monitoringsboringerne er mindre end forventet, men som en kontrol beregnes den aktuelle nedbrydningskonstant som angivet i appendiks 5.6.

Der korrigeres for sorption, dispersion, diffusion m.v.

De korrigerede forureningskoncentrationer bestemmes af (appendiks 5.6 – ligning 19):

$$C_{i,corr} = C_{i-1,corr} \left(\frac{C_i}{C_{i-1}} \right)^{\left(\frac{1}{\left(1 - \frac{R_e}{R_t} \left(1 - \frac{T_i}{T_{i-1}} \right) \right)} \right)}$$

hvor

$C_{i,corr}$ = den korrigerede forureningskoncentration i punkt i.

$C_{i-1,corr}$ = den korrigerede forureningskoncentration i punkt i-1.

(Hvor punkt i-1 er det første (længst opstrøms placerede) punkt, sættes $C_{i-1,corr}$ lig med den observerede forureningskoncentration).

C_i = den observerede forureningskoncentration i punkt i.

C_{i-1} = den observerede forureningskoncentration i punkt i-1.

- T_i = den observerede tracerkoncentration i punkt i.
 T_{i-1} = den observerede tracerkoncentration i punkt i-1.
 R_c = retardationskoefficienten for forureningskomponenten.
 R_t = retardationskoefficienten for traceren.

Som tracer benyttes xylene, idet xylene i det aktuelle tilfælde nedbrydes betydeligt langsommere end benzen (se tabel 1). At xylene nedbrydes betyder, at det ikke er en ideel tracer, men herved fås en konservativ betragtning; nedbrydningen underestimeres.

Tabel 1.

Udvalgte data fra 4 monitoringsboringer beliggende på en strømlinie nedstrøms forureningen.

Monite- rings- boring	Ned- strøms afstand	Trans- porttid benzen (dg)	Xylen indhold ($\mu\text{g/l}$)	Benzen indhold ($\mu\text{g/l}$)	Korrigeret benzen indhold ($\mu\text{g/l}$)	It indhold (mg/l)
A	4 m	0	12,0	6,4	6,4	0,3
B	15 m	43	9,2	2,4	2,7	1,7
C	25 m	82	6,5	0,7	0,9	1,8
D	41 m	145	5,0	0,09	0,13	2,1

Som inputdata benyttes værdier fra tabel 1, samt den tidligere beregnede retardationskoefficient for benzen ($R_{\text{benz}} = 1,2$). Endvidere benyttes retardationskoefficienten for xylene R_{xy} , der beregnes tilsvarende; $R_{\text{xy}} = 2,9$.

Som eksempel beregner vi den xylenkorrigerede forureningskoncentration i boring B. Ved indsættelse fås:

$$\begin{aligned}
 C_{B,\text{corr.}} &= C_{A,\text{corr.}} \left(\frac{C_B}{C_A} \right) \left(\frac{1}{1 - \frac{R_{\text{Benz}}}{R_{\text{xy}}} \left(1 - \frac{T_B}{T_A} \right)} \right) \\
 &= 6,4 \left(\frac{2,4}{6,4} \right) \left(\frac{1}{1 - \frac{1,2}{2,9} \left(1 - \frac{9,2}{12,0} \right)} \right) \text{ mg/l} \\
 &= 2,7 \text{ mg/l}
 \end{aligned}$$

De xylenkorrigerede benzenkoncentrationer er medtaget i tabel 1.

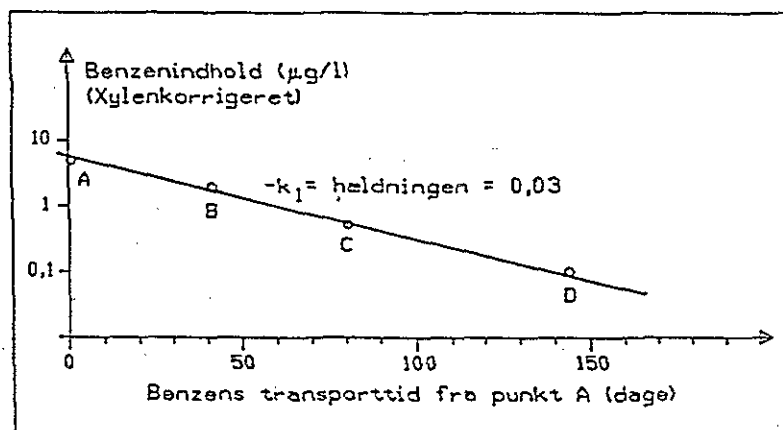
Nu plottes de korrigerede koncentrationer i et log – linært plot som funktion af transporttiden fra boring A (se figur 1), og 1.-ordens nedbrydningskonstanten k_1 bestemmes som hældningen af den lineære del af kurven.

Af figur 3 kan det ses, at punkterne virkelig ligger på en ret linie. Forudsætningen om, at nedbrydningen kan beskrives som en 1.-ordens nedbrydning, er altså opfyldt.

I det aktuelle tilfælde falder benzenkoncentrationen fra ca. 7,0 $\mu\text{g/l}$ i dag 0 til omtrent 0,1 $\mu\text{g/l}$ efter 150 dage. Hældningen af kurven i figur 3, og dermed den aktuelle nedbrydningskonstant, kan derfor bestemmes til:

$$-k_1 = \ln(C/C_0)/t = \ln(0,1/7,0)/(150\text{dg}) = -0,03 \text{ dg}^{-1}.$$

På det betragtede tidspunkt er den aktuelle nedbrydningskonstant således større end den forsigtige værdi, der blev benyttet i risikovurderingen. Vi er på den sikre side.



Figur 3

Plot af det xylenkorrigerede benzenindhold langs strømningslinien A, B, C, D.

Monitoreringen skal gentages for at sikre, at fx redoxforholdene ikke ændres, således at nedbrydning ophører eller mindskes stærkt. Monitorering vil typisk som minimum skulle udføres to gange om året i tre år.

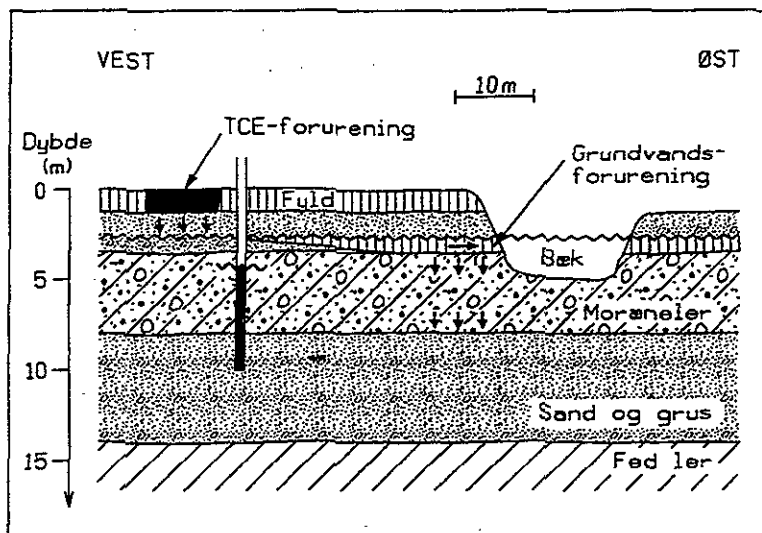
2. Eksempel

Sandmagasin med dække af sandet moræneler TCE-forurening (Trichlorethylen)

Geologi

Øverst findes et fyldlag med en mægtighed på 1,0 m. Herunder findes 2,0 m groft smeltevandssand, som er underlejret af moræneler til ca. 8 m.u.t. Moræneleren er underlejret af et ca. 5 m tykt lag af sand og grus. Under det nedre sandlag findes fedt tertiær ler.

Et skitseret geologisk snit gennem lokaliteten er vist på figur 4.



Figur 4

Skitseret snit, som viser de geologiske forhold i beregningseksempel 2.

Der findes såvel et sekundært som et primært grundvandsmagasin.

Det sekundære grundvandsmagasin findes i det øvre sandlag. Magasinet har et fint grundvandsspejl beliggende ca. 2,5 m.u.t.

Omtrent 40 m øst for undersøgelsesområdet løber en bæk. Grundvandsstrømmen i det sekundære magasin er rettet mod denne bæk, med en hydraulisk gradient $i = 0,006$; bestemt ud fra pejling af undersøgelsesboringer. Nettonedbøren N skønnes at være 200 mm om året (jf. appendiks 5.8). Nedsivningen gennem det forurenede areal udgør derfor $Q_0 = A$ (det forurenede areal) $\cdot N$ (nettonedbøren) $= 60 \text{ m}^2 \cdot 200 \text{ mm/år} = 12 \text{ m}^3/\text{år}$.

Den amtskommunale grundvandsmyndighed vurderer, at den hydrauliske ledningsevne k i det sekundære magasin er $k = 2,5 \cdot 10^{-4} \text{ m/s}$.

Vandets gennemsnitlige porevandshastighed V_p i det sekundære grundvandsmagasin kan derfor bestemmes som (jf. afsnit 5.6 – ligning 8):

$$\begin{aligned} V_p &= (k \cdot i)/e_{\text{eff}} \\ &= (2,5 \cdot 10^{-4} \text{ m/s} \cdot 0,006)/0,30 \\ &= 157 \text{ m/år} \end{aligned}$$

hvor e_{eff} er grundvandsmagasinet's effektive porøsitet, som i dette tilfælde er sat til 0,30 (jf. appendiks 5.8 – tabel 1).

Det primære grundvandsmagasin udgøres af det nederste sandlag. Magasinet har et spændt grundvandsspejl med trykniveau ca. 3,5 m u.t. Der er således en trykforskel på ca. 1,0 m vandsøjle mellem det primære og det sekundære magasin, og en nedadrettet gradient.

Ud fra prøvepumpninger vurderes den hydrauliske ledningsevne k i det primære grundvandsmagasin at være: $k = 3,6 \cdot 10^{-4} \text{ m/s}$. Den hydrauliske gradient i er ud fra pejling af undersøgelsesboringer bestemt til: $i = 0,005$; grundvandsstrømmen er (ligesom i det sekundære magasin) rettet omtrent mod øst.

Den gennemsnitlige porevandshastighed i det primære grundvandsmagasin kan nu bestemmes til (jf. appendiks 5.6, ligning 8):

$$\begin{aligned} V_p &= (k \cdot i)/e_{\text{eff}} \\ &= (3,6 \cdot 10^{-4} \text{ m/s} \cdot 0,005)/0,3 \\ &= 190 \text{ m/år} \end{aligned}$$

hvor den effektive porøsitet $e_{eff} = 30\%$ tidligere er blevet bestemt i en nærliggende (nu sløjfet) vandværksboring.

I fyldlaget er der konstateret indhold af trichlorethylen (TCE) over et areal A på ca. 50 m^2 (omtrent $12 \text{ m} \cdot 4 \text{ m}$) og i hele fyldlagets tykkelse (dvs. $1,0 \text{ m}$). Koncentrationen af TCE er på mellem 4 og 6 mg/kg TS, og er altså næsten homogent fordelt. Jordkvalitetskriteriet for TCE er 5 mg/kg TS (vejledningens afsnit 6.2), og de fundne koncentrationer ligger altså lige omkring jordkvalitetskriteriet.

Da undersøgelsesarealet er udlagt som parkeringsplads, vurderes der dog ikke at være nogen risiko knyttet til arealanvendelsen.

Der er ikke fundet TCE i underliggende intakte jordlag.

Forurening

På baggrund af de udførte undersøgelser vurderes forureningen at udgøre maksimalt $50 \text{ m}^2 \cdot 1 \text{ m} \cdot 1,7 \text{ ton/m}^3 \cdot 6 \text{ mg/kg} = 0,5 \text{ kg}$.

Kildestyrkekoncentrationen C_o kan beregnes ud fra en antagelse om ligevægt mellem fasefordelingerne i jord, luft og vand (fugacitetsprincippet). Beregningen, der er foretaget som anvist i appendiks 5.9, viser, at med en koncentration af TCE i jorden på 6 mg/kg TS er TCE-indholdet i porevandet (kildestyrkekoncentrationen C_o) ca. 8 mg/l (jordens partikelrumvægt er 2,65 kg/l; jordens volumenvægt er 1,7 kg/l; volumenandele: jord 55%, luft 30% og vand 15%, $f_{oc}=0,01$).

Recipienter

Den eneste nærliggende nedstrøms recipient er en bæk, som ligger omtrent 40 m nedstrøms det forurenede område.

Forurening af sekundært magasin

Der knytter sig ikke nogen vandindvindingsinteresse til det sekundære magasin. En risikovurdering omhandler derfor alene risikoen for forurening af det primære magasin og den nærliggende bæk.

Opblandingstykkelsen d_m i det sekundære grundvandsmagasin kan bestemmes af (appendiks 5.6 – ligning 9):

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

Ved bækken (afstand ca. 40 m fra forureningen) fås opblandingstykkelsen:

$$d_m = \sqrt{\frac{72}{900} \cdot 0,15 \cdot 157 \text{ m/år} \cdot \frac{157 \text{ m/år}}{40 \text{ m}}} = 0,7 \text{ m}$$

hvor $\alpha_L = 0,15$ er aflæst på figur 2 i appendiks 5.8, og transporttiden $t = (157 \text{ m/år})/40 \text{ m}$.

Da tykkelsen af det sekundære magasin kun er 0,5 m, er der altså sket opblanding over hele magasinets tykkelse, inden grundvandet når bækken.

I en afstand på 30 m nedstrøms forureningen kan opblandingsstykkelsen tilsvarende beregnes til:

$$d_m = \sqrt{\frac{72}{900} \cdot 0,10 \text{ m} \cdot 30 \text{ m}} = 0,5 \text{ m}$$

Beregningsmæssigt opnår vi således fuld opblanding over det sekundære magasin 30 m nedstrøms forureningen.

Gennemsvivningsområdet, defineret som det område hvor der sker nedsivning fra det sekundære magasin ned gennem moræleren til det primære grundvandsmagasin, strækker sig således fra 30 til 40 m nedstrøms forureningen, idet det sekundære grundvandsmagasin afskæres af bækken 40 m nedstrøms forureningen.

Den resulterende forureningskoncentration C_s i det sekundære grundvandsmagasin i en afstand af 40 m fra forureningskilden (det vil sige lige, idet grundvandet når bækken) kan beregnes som (appendiks 5.6 – ligning 10):

$$C_s = \frac{A \cdot N \cdot C_o + B \cdot d_m \cdot k \cdot i \cdot C_g}{A \cdot N + B \cdot d_m \cdot k \cdot i}$$

TCE findes ikke naturligt forekommende i grundvand, baggrundskoncentrationen C_g i grundvandet sættes derfor lig nul.

Ved indsættelse fås nu:

$$\begin{aligned} C_s &= \frac{50 \text{ m}^2 \cdot 200 \text{ mm/år} \cdot 8 \text{ mg/l}}{50 \text{ m}^2 \cdot 200 \text{ mm/år} + 12 \text{ m} \cdot 0,5 \text{ m} \cdot 2,5 \cdot 10^{-4} \text{ m/s} \cdot 0,006} \\ &= 270 \mu\text{g/l} \end{aligned}$$

Massebalance

En simpel vurdering af udvaskningshastigheden kan fås ved at opstille en massebalance. Restforureningen blev vurderet at indeholde ca. 0,5 kg TCE. Med en kildestyrke J på $J = N \cdot A \cdot C_0 = 50 \text{ m}^2 \cdot 200 \text{ mm/år} \cdot 8 \text{ mg/l} = 80 \text{ g/år}$ vil der gå omtrent 7 år, før TCE-forureningen er udvasket. Der er således ikke forudsat en urealistisk hurtig fjernelse af forureningskilden.

Risikovurdering recipient

Ovenstående beregninger viste, at grundvand, som siver fra det sekundære magasin ud i bækken, har et indhold af TCE på 270 µg/l.

Endvidere har vi beregnet, at der årligt fra forureningen udvaskes en TCE mængde givet ved:

$$\begin{aligned} A \cdot N \cdot C_0 &= 50 \text{ m}^2 \cdot 200 \text{ mm/år} \cdot 8 \text{ mg/l} \\ &= 80 \text{ g/år} \end{aligned}$$

Amtets recipientafdeling oplyser, at bækkenes vandføring $Q_{\min}$ ved medianminimum er ca. 2 l/sek. Ved opblanding i bækken under strømning svarende til medianminimum, fås således en TCE-koncentration $C_{\text{bæk}}$ på:

$$\begin{aligned} C_{\text{bæk}} &= A \cdot N \cdot C_0 / Q_{\min} \\ &= 80 \text{ (g/år)} / 2 \text{ (l/sek)} \\ &= 1,27 \cdot 10^{-3} \text{ µg/l} \end{aligned}$$

På grundlag af de udførte beregninger vurderer amtets recipientafdeling, at tilførslen af TCE til bækken ikke udgør nogen risiko i forhold til recipientmålsætningen.

Risikovurdering primært grundvand

Grundvandets vertikale hastighed (Darcy-hastighed) V_D kan jf. appendiks 5.6 – ligning 3 – udtrykkes ved:

$$V_D = k \cdot i$$

Ligesom ved horisontalstrømning er den hydrauliske gradient i udtrykt ved forskellen i potentialeniveau Δh (her mellem de to magasiner) divideret med forskellen i afstand Δs (her den vertikale afstand). Vi får:

$$\begin{aligned} i &= \Delta h / \Delta s \\ &= (3 \text{ m} - 2 \text{ m}) / (8 \text{ m} - 3 \text{ m}) \\ &= 0,2 \end{aligned}$$

Den vertikale hydrauliske ledningsevne kan bestemmes ved opslag i appendiks 5.8 – tabel 1. Undergrænsen af moræneleren er bestemmende for den hydrauliske ledningsevne. I det aktuelle eksempel er der moræneler til 8 m.u.t.

Ved interpolation mellem værdierne i tabellen bestemmes k til $1 \cdot 10^{-8}$ m/s.

Den vertikale Darcy-hastighed er så

$$\begin{aligned} V_D &= 0,2 \cdot 10^{-8} \text{ m/s} \\ &\equiv 60 \text{ mm/år.} \end{aligned}$$

I forhold til, at nettonedbøren er 200 mm/år, virker den vertikale hastighed i moræneleren ret høj, men dog mulig.

Fluxen J af TCE gennem moræneleren kan beregnes som (appendiks 5.6 – ligning 1):

$$\begin{aligned} J &= V_D \cdot A \cdot C_s \\ &= 60 \text{ mm/år} \cdot 10 \text{ m} \cdot 12 \text{ m} \cdot 270 \text{ µg/l} \\ &\equiv 1,9 \text{ g/år} \end{aligned}$$

Denne flux igennem moræneleren virker ikke urimelig stor sammenlignet med fluxen ned i det sekundære grundvandsmagasin. Det må dog bemærkes, at der fås meget store usikkerheder ved at benytte tabelværdier for vertikale hydrauliske ledningsevner.

Hvis der i ovenstående regneeksempel i stedet benyttes en vertikal hydraulisk ledningsevne på fx 10^{-7} m/s (i stedet for den valgte på 10^{-8} m/s) vil dette medføre en vertikal Darcy-hastighed på 600 mm/år, hvilket er tre gange nettonedbøren, og derfor helt urealistisk.

Analogt til appendiks 5.6 - ligning 6 (risikovurderingens trin 1) kan forureningskoncentrationen C_{pi} i de øverste 0,25 m af det primære grundvandsmagasin umiddelbart under gennemsivningsområdet (som ligger 30-40 m nedstrøms forureningen) udtrykkes ved:

$$C_{pi} = \frac{A \cdot V_D \cdot C_s}{A \cdot V_D + B \cdot 0,25 \text{ m} \cdot k \cdot i}$$

hvor

A	=	Areal af gennemsivningsområde (gennem moræneleren); 120 m^2 .
V_D	=	Den vertikale Darcy-hastighed 60 mm/år .
C_s	=	Forureningskoncentrationen i det sekundære grundvandsmagasin (hvor der er fuld opblanding i magasinet); 270 µg/l .
B	=	Jordforureningens bredde; 12 m .
K	=	Den horisontale hydrauliske ledningsevne i det primære magasin; $3,6 \cdot 10^{-4} \text{ m/s}$.
i	=	det primære magasins hydrauliske gradient $0,005$

Indsættes værdierne fås:

$$C_{p1} = 11,0 \text{ µg/l.}$$

Umiddelbart under gennemsivningsområdet overskrides grundvandskvalitetskriteriet på 1 µg/l .

Vi benytter derfor risikovurderingens andet trin på det primære grundvandsmagasin.

Vi har tidligere beregnet den gennemsnitlige porevandshastighed i det primære magasin V_p til 190 m/år . I risikovurderingens trin 2 skal vi beregne forureningskoncentrationen i et punkt, som ligger nedstrøms forureningen i en afstand, som svarer til et års grundvandstransport (dog max. 100 m). I eksemplet her ligger det teoretiske beregningspunkt derfor 100 m nedstrøms forureningen.

Gennemsivningsområdet, dvs. området, hvor der er sket gennemsivning af moræneleren med TCE-forurenet grundvand, ligger $30\text{--}40 \text{ m}$ nedstrøms forureningen.

Fra gennemsivningsområdet er der således kun 60 m til det teoretiske beregningspunkt.

Opblandingstykkelsen d_m kan nu beregnes som (appendiks 5.6 – ligning 9):

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

hvor

$\alpha_L = 0,21$ er aflæst på figur 2 i appendiks 5.8, og nedbrydningsstiden $t = (60 \text{ m}/190 \text{ m/år})$.

Jf. risikovurderingens trin 2 (appendiks 5.6 – ligning 10) kan forureningskoncentrationen C_{P2} i det primære grundvandsmagasin 100 m nedstrøms forureningen beregnes som:

$$C_{P2} = \frac{A \cdot V_D \cdot C_S}{A \cdot V_D + B \cdot d_m \cdot k \cdot i}$$

Indsættes værdierne, fås:

$$C_{P2} = \frac{120 \text{ m}^2 \cdot 0,06 \text{ m/år} \cdot 270 \mu\text{g/l}}{120 \text{ m}^2 \cdot 0,06 \text{ m/år} + 12 \text{ m} \cdot 1 \text{ m} \cdot 3,6 \cdot 10^{-4} \text{ m/s} \cdot 0,005}$$
$$= 2,8 \mu\text{g/l}$$

Efter gennemførelse af risikovurderingens trin 2 vurderes forureningen således stadig at udgøre en risiko over for grundvandsressourcen.

En forudsætning for at gennemføre risikovurderingens trin 3 (se vejledningens afsnit 5.4) er, at geologi og hydrogeologi kendes så godt, at prøvetagnings- og monitoringsboringer kan placeres optimalt. På grund af komplicerede strømningsforhold omkring bækken er disse forudsætninger ikke opfyldt. Risikovurderingens trin 3 bliver derfor ikke gennemført.

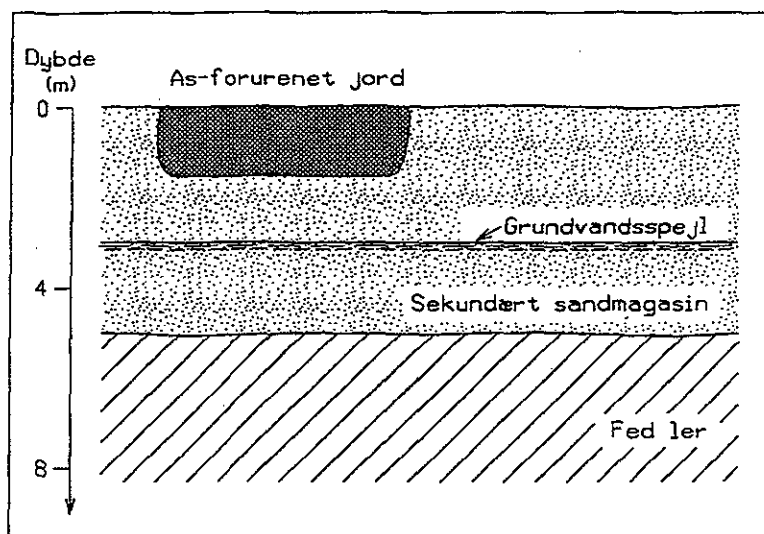
3. Eksempel

Sandmagasin uden overdække Arsen forurening

Geologi

Under et ganske tyndt mulddække findes smeltevandssand til ca. 5,0 m.u.t. Sandlaget er underlejret af fed moræneler.

Et skitseret geologisk snit gennem lokaliteten er vist på figur 5.



Figur 5
Skitseret snit, som viser de geologiske forhold i beregningseksempel 3.

Et areal A på ca. 80 · 40 m er forurenet med arsen til omkring 1,5 m.u.t. Forureningen skyldes spild ved træimprægneringsanlæg, som blev taget ud af brug i 50'erne. Det forurenede område ligger i et parklignende område tæt på beboelse.

Som hovedregel svinger forureningskoncentrationen omkring 50 mg/kg TS. Der findes imidlertid en hot-spot, hvor der er fundet As-koncentrationer på op til 1.200 mg/kg TS. Hot-spotten kan erkendes fra terræn til 0,5 m.u.t.

Da det kun drejer sig om en beskeden merudgift, vil de øverste 0,5 m blive udskiftet over hele det forurenede areal. Reetablering med ren jord sikrer, at jordkvalitetskriteriet på 20 mg/kg TS og det økotoxikologiske jordkvalitetskriterie på 10 mg/kg TS overholdes i de øverste 0,5 m (se vejledningens afsnit 6.2 og 6.3).

I forhold til arealanvendelsen er området administrativt reguleret, således at der ikke sker en eksponering med forurenende stoffer.

Det totale indhold af Arsen i jorden vurderes at være $3.200 \text{ m}^2 \cdot 1 \text{ m} \cdot 50 \text{ mg/kg} \cdot 1,7 \text{ kg/m}^3 = 270 \text{ kg}$.

Fra hot-spots er der tidligere gennemført udvaskningstests, som viste, at man kan forvente porevandskoncentrationer C_p op til omkring 2 mg/l.

Grundvandsovervågningen viser, at områdets naturlige grundvandsindhold af arsen er under 2 µg/l. Grundvandskvalitetskriteriet for arsen er 8 µg/l (se vejledningens afsnit 6.5).

Sandlaget udgør et sekundært grundvandsmagasin. Magasinet er frit med et grundvandsspejl beliggende ca. 3,0 m.u.t.

Nedstrøms undersøgelsesområdet findes flere enkeltindvindinger, som indvinder fra det sekundære magasin. Magasinet skal derfor beskyttes som en grundvandsressource.

Ud fra enkeltindvindingerne vurderes magasinet at have en hydraulisk ledningsevne k på $5 \cdot 10^{-4} \text{ m/s}$ og en hydraulisk gradient på 0,005. Den effektive porøsitet e_{eff} vurderes til 25%.

Nettonedbøren N skønnes at være 180 mm/år (jf. appendiks 5.8).

Grundvandets gennemsnitlige porevandshastighed V_p kan bestemmes til (appendiks 5.6 – ligning 8):

$$\begin{aligned} V_p &= (k \cdot i) / e_{\text{eff}} \\ &= (5 \cdot 10^{-4} \text{ m/s} \cdot 0,005) / 0,25 \\ &= 315 \text{ m/år.} \end{aligned}$$

Recipienter

Der er ingen nedstrøms beliggende recipienter inden for de nærmeste 1.500 m.

Massebalance

En simpel vurdering af udvaskningshastigheden kan fås ved at opstille en massebalance. Det blev vurderet, at restforureningen indeholder omtrent 270 kg arsen. Kildestyrken J er bestemt ved $J = A \cdot N \cdot C_0 = 3200 \text{ m}^2 \cdot 180 \text{ mm} \cdot 2 \text{ mg/l} = 1,15 \text{ kg/år}$. Med denne kildestyrke går der godt 200 år, inden arsenen er udvasket. Dette virker ikke urealistisk.

Risikovurdering trin 1

Forureningskoncentrationen C_1 i magasinet øverste 0,25 m umiddelbart under forureningen kan jf. appendiks 5.6 – ligning 6 beregnes som:

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

Ved indsættelse fås:

$$\begin{aligned} C_1 &= \frac{3200 \text{ m}^2 \cdot 0,18 \text{ m/år} \cdot 2 \text{ mg/l} + 50 \text{ m} \cdot 0,25 \text{ m} \cdot 5 \cdot 10^{-4} \text{ m/s} \cdot 0,005 \cdot 2 \text{ µg/l}}{3200 \text{ m}^2 \cdot 0,18 \text{ m/år} + 50 \text{ m} \cdot 0,25 \text{ m} \cdot 5 \cdot 10^{-4} \text{ m/s} \cdot 0,005} \\ &= 740 \text{ µg/l} \end{aligned}$$

hvor bredden af jordforureningen B (50 m) er målt vinkelret på grundvandets strømningsretning.

Med de givne forudsætninger giver risikovurderingens trin 1 således resulterende forureningskoncentrationer, som ligger langt over grundvandskvalitetskriteriet.

Vi gennemfører derfor risikovurderingens trin 2.

Efter gennemførelse af risikovurderingens trin 1 er der blevet udført en række undersøgelsesboringer med filtersætning i grundvandsmagasinet.

Den højeste arsenkoncentration i grundvandet blev fundet umiddelbart under jordforureningen. I et filter med effektiv filterlængde l på 0,75 m blev der målt en arsenkoncentration C_1 på 45 µg/l.

I risikovurderingens trin 2 beregner vi den resulterende forureningskoncentration i et teoretisk beregningspunkt, som ligger i en afstand fra forureningskilden, som svarer til porevandets transportafstand over et år (dog maksimalt 100 m). I det aktuelle tilfælde har vi fundet en porevandshastighed V_p på 315 m/år. Det aktuelle beregningspunkt ligger derfor i den maksimale afstand på 100 m fra forureningskilden.

Opblandingsstykkelsen d_m i en afstand på 100 m kan jf. appendiks 5.6 – ligning 9 bestemmes til:

$$\begin{aligned} d_m &= \sqrt{\frac{72}{900} \alpha_L \cdot V_p \cdot t} \\ &= \sqrt{\frac{72}{900} 0,40 \text{ m} \cdot 315 \text{ m/år} \cdot 100 \text{ m} / (315 \text{ m/år})} \\ &= 1,8 \text{ m} \end{aligned}$$

hvor α_L aflæses af figur 2 i appendiks 5.8, og $t = 100 \text{ m} / (315 \text{ m/år})$.

Den resulterende forureningskoncentration C_2 i det teoretiske beregningspunkt beliggende 100 m nedstrøms forureningen kan nu (jf. appendiks 5.6 – ligning 11) beregnes som:

$$\begin{aligned} C_2 &= C_1 \cdot (0,25 \text{ m}/d_m) \\ &= 135 \text{ µg/l} \cdot (0,25/1,8) \\ &= 19 \text{ µg/l} \end{aligned}$$

hvor

$$\begin{aligned} C_1 &= C_{1,\text{målt}} \cdot (1/0,25 \text{ m}) \\ &= 45 \text{ µg/l} \cdot (0,75/0,25) \\ &= 135 \text{ µg/l} \end{aligned}$$

Også risikovurderingens trin 2 giver altså resulterende forureningskoncentrationer, som ligger over grundvandskvalitetskriteriet.

Arsen er et grundstof og nedbrydes derfor ikke (der kan alene ske ændring i den kemiske form, som arsen optræder på). Vi kan derfor ikke gennemføre risikovurderingens trin 3, hvor der regnes med nedbrydning.

Der bør derfor gennemføres afværgeforanstaltninger, da forureningen udgør en risiko for grundvandsressourcen.

Appendiks 5.8

Standarddata til anvendelse i forbindelse med risikovurdering af grundvand

I forbindelse med risikovurdering af grundvand skal der benyttes en række beregningsparametre. I nærværende appendiks gives eksempler på standarddata, som kan anvendes i forbindelse med beregningerne.

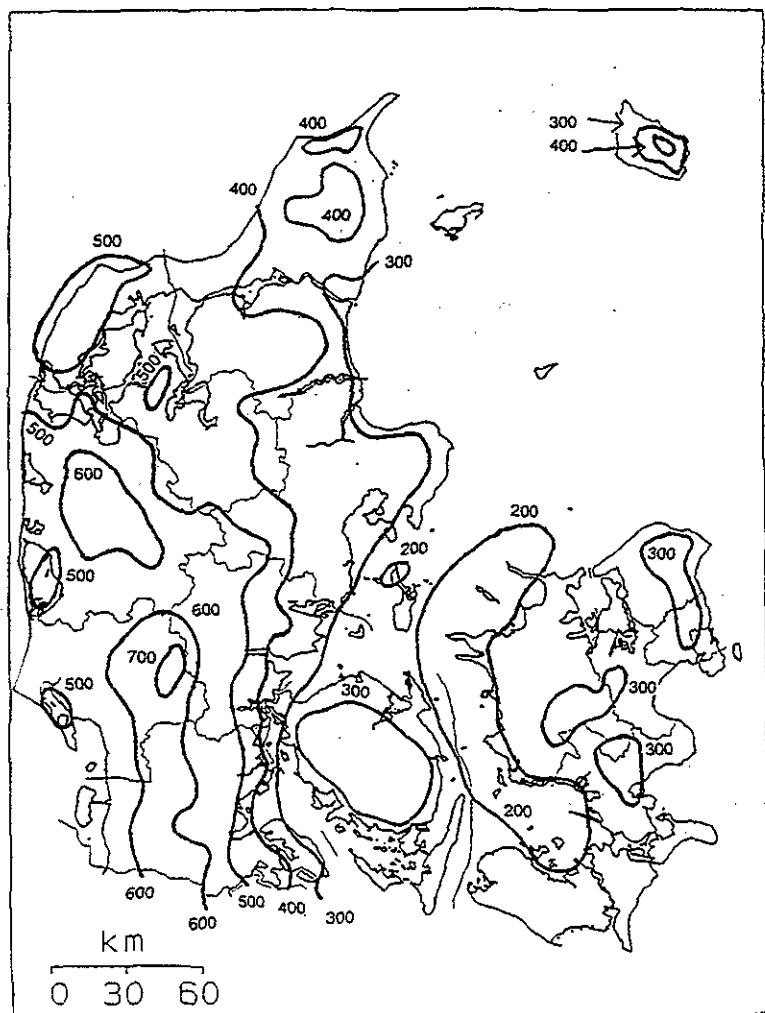
Det må fremhæves, at der skal regnes med mere konservative værdier, hvis de anvendte parametre er skønnede, regionale i stedet for lokale eller af andre grunde usikre. Jo mere præcis, og jo mindre konservativ risikovurderingen skal være, jo flere beregningsdata skal være lokalspecifikke.

1 Grundvandsdannelse

Ved beregning af mængden af nedsivende porevand på en forurennet lokalitet indgår en vurdering af, hvor stor en del af nedbøren der går til grundvandsdannelse.

I enkelte lokale områder har amterne kendskab til, hvor stor en del af nedbøren der går til grundvandsdannelse. I de fleste områder må man imidlertid benytte nettonedbøren som et konservativt alternativ. Figur 1 angiver nettonedbørens gennemsnitlige størrelse i Danmark fordelt på områder /1/.

Fordampningen fra jord og planter (aktuel fordampning) indgår i beregningen af nettonedbøren og er fundet ved modelberegninger med computermodellen EVACROP. Fordampningen varierer med afgrøde/vegetationstype og jordtype. Som afgrøde er her regnet med en blanding af 50% vårsæd og 50% vintersæd, hvilket vil dække 60-70% af landbrugsarealet. Som jordtype er regnet med en blanding af grov- og finsandet jord for Jylland og en sandblandet lerjord for Øerne. Disse forudsætninger resulterer i en aktuel fordampning på 400 mm pr. år for Jylland og 440 mm pr. år for Øerne. Lokalt vil både arealudnyttelse og afgrødefordeling betinge afvigelser fra disse typeværdier. Da nettonedbøren er differencen mellem nedbør og aktuel fordampning, vil dette give anledning til afvigelser i forhold til værdierne vist på figur 1, som derfor skal tages med forbehold.



Figur 1
Nettonedbøren i Danmark (mm), middel 1961-90; /1/.

Det vurderes, at afvigelser (i forhold til kortet) på op til ca. 40 mm pr. år hyppigt vil forekomme, men at afvigelser over 60 mm vil være sjældne.

2 Hydraulisk ledningsevne og effektiv porøsitet

Den hydrauliske ledningsevne k er stærkt variabel, hvorfor den altid bør bestemmes på den specifikke lokalitet. I tabel 1 angives typiske størrelsesordener af horisontale hydrauliske ledningsevner og effektive porøsiteter for forskellige jordarter /2, 5/.

Endvidere angives enkelte kendte værdier af vertikal permeabilitet i moræner /3,4/.

Tabel 1

Typiske størrelsesordener af hydrauliske ledningsevner (m/sekund) for forskellige jordtyper /2,3,4/ og effektive porøsiteter /5/.

Materiale	Hydraulisk ledningsevne, k (m/s)		Effektiv porøsitet, e _{eff}
HORISONTALT:			
Lerjorde (overfladenært)	10 ⁻⁸	- 10 ⁻⁶	0,01-0,2
Dybe lerlag	10 ⁻⁸	- 10 ⁻²	0,01-0,2
Silt	10 ⁻⁵	- 5 x 10 ⁻⁵	0,01-0,3
Sand, fint	10 ⁻⁵	- 5 x 10 ⁻⁵	0,1-0,3
Sand, mellemkornet	5 x 10 ⁻⁵	- 10 ⁻⁴	0,15-0,3
Sand, groft	2 x 10 ⁻⁴	- 10 ⁻³	0,2-0,35
Grus	10 ⁻³	- 10 ⁻²	0,1-0,35
Gytje	~ 10 ⁻¹⁰	-	
Sandsten	10 ⁻⁸	- 10 ⁻⁵	0,1-0,4
Kalk	10 ⁻⁷	- 10 ⁻⁵	0,01-0,24
Klippe, opsprækket og forvitret	10 ⁻⁸	- 10 ⁻⁴	
VERTIKALT:			
Moræneler 1,0-1,5 m u.t.	1,3 x 10 ⁻⁵		0,01-0,2
Moræneler 2,0-2,5 m u.t.	4,2 x 10 ⁻⁶		0,01-0,2
Moræneler 4,0-4,5 m u.t.	2,5 x 10 ⁻⁷		0,01-0,2

3 Hydraulisk gradient

Den hydrauliske gradient i er ikke en standardparameter. Den hydrauliske gradient skal bestemmes lokalspecifikt ud fra pejling af undersøgelsesboringer. Alternativt kan den hydrauliske gradient bestemmes ud fra lokale kort over grundvandspotentialet (grundvandets trykniveau).

4 Dispersiviteter

I forbindelse med risikovurdering af grundvand, skal den longitudinale (langsgående) dispersivitet α_L , jf. vejledningens afsnit 5.4 og appendiks 5.6, benyttes til beregning af opblandingstykkelser i den mættede zone (trin 2 og 3 i den trinvis risikovurdering).

Figur 2 viser kendte værdier af den longitudinale dispersion som funktion af afstanden. Størrelsen af symbolerne indikerer forsøgenes pålidelighed [2,6].

Ved beregning af opblandingstykkelser d_m fås, at opblandingstykkelser vokser med dispersiviteten. Jo større longitudinal dispersivitet, jo større opblandingstykkelser. For at sikre konservative beregninger skal der derfor vælges små α_L -værdier. Fra figur 2 aflæses den longitudinale dispersivitet for en given afstand på den optrukne kurve.

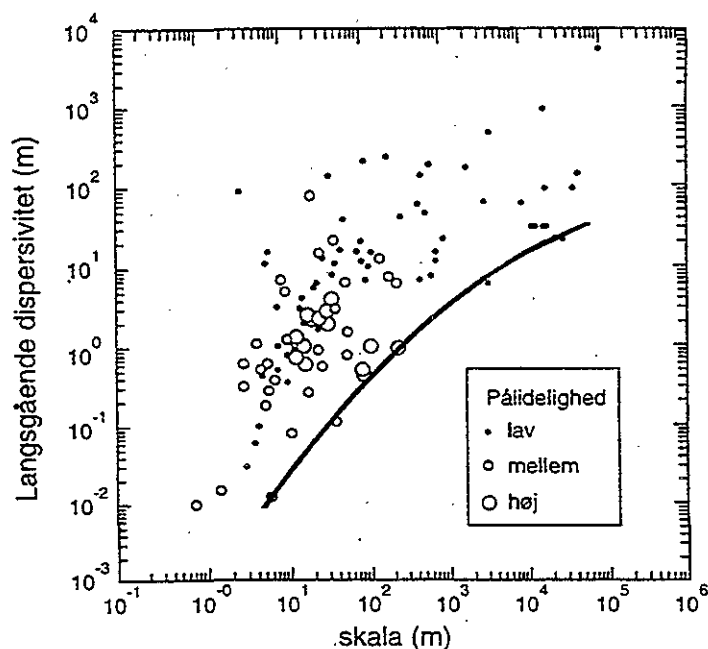
5 Retardationsfaktorer

For stoffer der sorberer, kan porevandshastigheden V_p i visse formler erstattes med stoffrontens udbredelseshastighed V_s . Sammenhængen imellem størrelserne kan, jf. appendiks 5.6 beskrives ved:

$$V_s = V_p / R, \text{ hvor } R \text{ er retardationsfaktoren.}$$

Retardationsfaktoren R er ikke en standardparameter, hvor en værdi er gældende for et større geografisk område.

Retardationsfaktoren er stofafhængig og afhænger desuden af jordens bulkmassefylde ρ_b , det aktuelle indhold af organisk stof i jorden f_{oc} samt af oktanol-vand fordelingskoefficienten K_{ow} . Indholdet af organisk stof f_{oc} for forskellige jordtyper findes i appendiks 5.3, tabel 1 og K_{ow} -værdier for forskellige stoffer kan findes i appendiks 5.5, tabel 1-5.



Figur 2

Longitudinal dispersivitet som en funktion af afstanden /2,6/.

Størrelsen af symbolerne indikerer forsøgenes pålidelighed.

Ved beregning af opblandingstykkelsen i en mættet zone benyttes α_L -værdier fra den optrukne kurve.

Under forudsætning af, at $\log K_{ow} < 5$ og $f_{oc} > 0,1\%$, kan fordelingskoefficienten K_d beregnes ved Abduls formel /1/:

$$\log K_d = 1,04 \cdot \log K_{ow} + \log f_{oc} - 0,84$$

Retardationsfaktoren kan herefter beregnes ved formlen:

$$R = 1 + \rho_b / e_w \cdot K_d$$

hvor ρ_b er jordens volumenvægt [ML^{-3}],

e_w er jordens vandmættede porøsitet [ubenævnt],

og K_d er fordelingskoefficienten.

Eksempler på beregning af retardationsfaktorer findes i appendiks 5.7.

6 1. ordens nedbrydningskonstanter

Jf. appendiks 5.6 kan den relative stoffkoncentration C på baggrund af en 1.-ordens nedbrydning beregnes som:

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

hvor t er tiden i hvilken der sker nedbrydning [T],
 C_3 er den resulterende forureningskoncentration i grundvandsmagasinet mest forurenede zone, efter at der er taget højde for nedbrydning [ML^{-3}],
 C_2 er stoffkoncentrationen inden nedbrydning [ML^{-3}],
 k_1 er den relevante 1.-ordens nedbrydningskonstant [T^{-1}].

Nedbrydningskonstanterne er stoffspecifikke, og desuden stærkt afhængige af de geologiske og hydrogeologiske forhold. Fx er nedbrydningskonstanterne ofte stærkt afhængige af redoxforholdene. For mange forureningskomponenter er nedbrydningshastigheden størst under aerobe forhold, andre forureningskomponenter nedbrydes alene under anerobe forhold og nogle komponenter udelukkende under methanogene forhold.

Der findes endnu kun meget få eksempler på nedbrydningskonstanter, som er bestemt under feltforhold.

De hidtil bestemte nedbrydningskonstanter varierer i størrelse med flere størrelsesordener. Det vil derfor være optimalt at bestemme nedbrydningskonstanten på den enkelte lokalitet. Alternativt må der regnes med konservative nedbrydningskonstanter.

Hvis der regnes på nedbrydning, er det vigtigt sikre, at der i hele tidsperioden er potentiale for nedbrydning over hele det geografiske område, som benyttes i beregningerne. Ved aerob nedbrydning skal det således sikres, at der i hele tidsperioden er ilt til stede over hele det geografiske nedbrydningsområde. Dette sikres ved monitorering.

Miljøstyrelsen har i et teknologiprojekt sammenstillet 1.-ordens nedbrydningskonstanter, som vurderes at være repræsentative for danske forhold [7]. I tabel 2 findes en sammenstilling af disse nedbrydningskonstanter.

Tabel 2

1.ordens - nedbrydningskonstanter /5/; sammenstillet efter Kjærgaard et al /7/.

Forureningskomponent	1.-ordens nedbrydningskonstant (dag ⁻¹)		Kommentar
	Aerobt	Anaerobt	
BTEX'er			
Benzen	0,01-0,2	0,001-0,003	Tvivlsomt nedbrydeligt under denitrificerende forhold
Toluen	0,05-0,2	0,01-0,1	
Ethylbenzen	0,01-0,1	0,002-0,03	Kvalificeret gæt på aerob nedbrydning, da data er utilstrækkelige
o-xylen	0,02-0,1	0,002-0,02	
m/p-xylen	0,001-0,02	0,002-0,03	
Chlorede opløsningsmidler			
1,2-dichlorethan	0	0,001-0,007	
1,2-dichlorethen	0	0,001-0,009	
cis-1,2-dichlorethen	0	0,0001-0,002	
Dichlormethan	0	0,0001-0,06	
Tetrachlorethylen	0	0,0005-0,004	
1,1,1-trichlorethan	0,005-0,006	0,0005-0,005	
Trichlorethylen	0	0,0001-0,008	
Trichlormethan	0	0,006-0,1	
Chloroethylen (Vinylchlorid)	0,01*	0,0004-0,002	*Konservativt skøn ud fra en enkelt undersøgelse
Øvrige stoffer			
Phenol	0,07-0,4	0,001*	*Konservativt skøn ud fra en enkelt undersøgelse

7 Referencer

- /1/ Mikkelsen, H. 1993. Nettonedbør. Udkast. Statens Planteavlsforsøg.
- /2/ Kemiske stoffers opførsel i jord og grundvand. Projekt om jord og grundvand, nr. 20. Miljøstyrelsen, 1996.
- /3/ Jørgensen, P. R. (Danish Geotechnical Institute) and Spliid, N. H. (National Environmental Research Institute): Migration and Biodegradation of Pesticides in fractured Clayed Till.
- /4/ Grundvandsstrømning og udvaskning af forurening i moræner. Geoteknisk Institut informerer. GI Info 5.8, 1993.

- /5/ 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.
- /6/ Gethar, L. W., Welty C. and Rehfeldt K. R. 1992: A critical review of data on field-scale dispersion in aquifers. Water Resources Research, 28, 1955-1974.
- /7/ Kjærgaard, M., Ringsted, J.P., Albrechtsen, H.J. og Bjerg, P.L. Naturlig nedbrydning af miljøfremmede stoffer i jord og grundvand. Geoteknisk Institut i samarbejde med Danmarks Tekniske Højskole. Et teknologiudviklingsprojekt udarbejdet for Miljøstyrelsen, 1998.

Appendiks 5.9

Eksempel på beregning af porevandskoncentration ud fra koncentration i jorden

I det følgende gives et eksempel på anvendelse af fugacitetsprincippet til beregning af porevandskoncentrationen af en forureningskomponent ud fra en kendt forurening i jorden. Altså en beregning af jord-vand faseovergangen.

Det angivne eksempel omhandler et benzen-spild i moræner. Der regnes med de samme værdier, som er benyttet i et af de gennemregnede eksempler på udførelse af en risikovurdering (appendiks 5.8 - beregningseksempel 1).

1 Baggrund

Beregningerne foretages ud fra de formler, som er angivet i appendiks 5.3 - afsnit 3. Beregningerne er analoge til beregninger i appendiks 5.4 - afsnit 2, hvor der gennemføres en beregning af indholdet af en forureningskomponent i poreluften, ud fra et kendt indhold af forureningskomponenten i jorden (jord-luft faseovergangen).

Den følgende tabel angiver værdier, som er brugt ved beregningen.

2 Beregninger

Jordens totale volumen kan betragtes som summen af jordfasernes volumener.

Ligning 1

$$V_L + V_v + V_j = 1$$

hvor: V_L = den relative volumenandel af luft i jorden (her 0,10),
 V_v = den relative volumenandel af vand i jorden (her 0,30),
og V_j = den relative volumenandel af jordpartikler i jorden (0,60).

Tabel 1

Parametre som er anvendt i beregningerne.

Relativ volumenandel af luft, V_L	0,10*
Relativ volumenandel af vand, V_v	0,30*
Relativ volumenandel af jord, V_j	0,60*
Jordtemperaturen, T	298 K = 25°C
Jordens partikelrumvægt, d	2,7 kg/l*
Jordens koncentration af benzen, C_T	1,0 mg/kg
Jordens volumenvægt, ρ	1,8 kg/l*
Jordens indhold af organisk stof, f_{oc}	0,001*
Benzens partialtryk, p	12.700 N/m ^{2a}
Benzens molvægt, m	78,1 g/mol ^a
Gaskonstanten, R	8,314 J/(mol · K)
Benzens opløselighed, S	1.760.000 mg/m ^{3a}
Benzens oktanol-vand forhold, K_{ow}	10 ^{2,1} l/kg ^a

*: jf. Appendiks 5.3 - tabel 1

^a: jf. Appendiks 5.5 - tabel 1

Det maksimale indhold af benzen i én kubikmeter (1 m³) jord fordelt på jordens tre faser kan beregnes som følger:

I jordens luftfase (poreluft)

Ligning 2

$$M_{L,max} = V_L \cdot C_{L,max} = 0,10 \cdot 400.000 \text{ mg/m}^3 = 40.000 \text{ mg/m}^3$$

hvor: $M_{L,max}$ = den maksimale mængde af benzen i poreluft (mg/m³ jordvolumen)

$C_{L,max}$ = mættet dampkoncentration af forureningskomponenten (mg/m³ poreluft).

$C_{L,max}$ beregnes, via loven om ideale gasser, ud fra benzens partialtryk:

Ligning 3

$$C_{L,max} = \frac{p \cdot m \cdot 10^3}{R \cdot T} = \frac{12700 \text{ N/m}^2 \cdot 78,1 \text{ g/mol} \cdot 10^3}{8,314 \text{ J/(mol} \cdot \text{K)} \cdot 298 \text{ K}} = 400.000 \text{ mg/m}^3$$

hvor: p = benzens partialtryk (12.700 N/m²)
 m = benzens molvægt (78,1 g/mol)
 R = gaskonstanten (8,314 J/(mol · K))
 T = temperaturen (298 K = 25°C).

I jordens vandfase (porevand)

Ligning 4

$$M_{v,max} = V_v \cdot S = 0,30 \cdot 1.760.000 \text{ mg/m}^3 = 528.000 \text{ mg/m}^3$$

hvor: $M_{v,max}$ = den maksimale mængde af benzen i porevand (mg/m³ jordvolumen)
 S = benzens opløselighed i vand (1.760.000 mg/m³ porevand).

På jordens partialfase

Ligning 5

$$\begin{aligned} M_{i,max} &= V_i \cdot d \cdot K_{oc} \cdot f_{oc} \cdot S \text{ (mg/m}^3\text{)} \\ &= 0,60 \cdot 2,7 \text{ kg/l} \cdot 10^{1,344} \text{ l/kg} \cdot 0,001 \cdot 1.760.000 \text{ mg/m}^3 \\ &= 63.000 \text{ mg/m}^3 \end{aligned}$$

hvor: $M_{i,max}$ = den maksimale mængde af benzen, som er adsorberet til jordpartiklernes organiske fraktion (mg/m³ jordvolumen)
 d = jordens partikelrumvægt (2,7 kg/l)
 K_{oc} = benzens fordelingsforhold mellem organisk kulstof og vand (l/kg)
 f_{oc} = jordens indhold af organisk kulstof (0,001).

Benzens fordelingsforhold organisk kulstof/vand (K_{oc}) kan estimeres ud fra oktanol/vand-forholdet K_{ow} , ved Abduls formel /1/:

Ligning 6

$$\log K_{oc} = 1,04 \cdot \log K_{ow} - 0,84 = 1,04 \cdot 2,1 - 0,84 = 1,344$$

Jordens maksimale kapacitet for benzen (lige før der forekommer fri forureningsfase), er da:

Ligning 7

$$\begin{aligned}M_{L,\max} + M_{V,\max} + M_{J,\max} \\&= 40.000 \text{ mg/m}^3 + 528.000 \text{ mg/m}^3 + 63.000 \text{ mg/m}^3 \\&= 631.000 \text{ mg/m}^3\end{aligned}$$

Ud fra en antagelse om (se fugacitetsbegrebet i appendiks 5.3), at den relative fordeling på de tre faser i jorden er uafhængig af totalkoncentration i jorden, kan fordelingen af benzen i jordens tre faser beregnes.

For jordens vandfase gælder følgende:

Ligning 8

$$f_v = \frac{M_{V,\max}}{M_{L,\max} + M_{V,\max} + M_{J,\max}} = \frac{M_V}{M_L + M_V + M_J} = \frac{528.000}{631.000} = 0,84$$

hvor f_v = den relative andel af benzen i porevand i forhold til total indholdet i jord (beregnet pr. m^3 jord).

M_L, M_V, M_J = den aktuelle mængde af benzen på hver af de tre faser (mg/m^3 jord).

Med en totalkoncentration i jorden C_T (i dette eksempel 1,0 mg benzen/kg jordvolumen) kan mængden af benzen i porevandet M_V nu findes som:

Ligning 9

$$\begin{aligned}M_V &= f_v \cdot C_T \cdot \rho = 0,84 \cdot 1,0 \text{ mg/kg} \cdot 1,8 \text{ kg/l} \\&= 1,5 \text{ mg/l jordvolumen}\end{aligned}$$

hvor: C_T = benzens koncentration i jord (1 mg/kg)
 ρ = jordens volumenvægt (1,8 kg/l)

Koncentrationen af benzen i porevandet, C_v , beregnes nu ud fra mængden af benzen i porevandet pr. l jordvolumen, M_v

$$C_v = \frac{M_v}{V_v} = \frac{1,5 \text{ mg/l jordvolumen}}{0,3} = 5,0 \text{ mg/l porevand}$$

3 Referencer

- /1/ Kemiske stoffers opførsel i jord og grundvand.
Projekt om jord og grundvand, nr. 20.
Miljøstyrelsen, 1996.

Appendiks 6.1

Beregnete nulværdier for udvalgte stoffer.

Nulværdier er defineret som beregnede jordkoncentrationer svarende til, at porevandskoncentrationerne ikke må overskride grundvandskvalitetskriterierne.

Beregningerne skal udføres efter fugacitetsprincippet, som angivet i appendikserne 5.3 og 5.9. I tabel 1 findes beregnede nulværdier for lermuld, sandmuld, ler og sand (med jordparametre som angivet i appendiks 5.3 – tabel 1).

De beregnede nulværdier ligger størrelsesordenen under jordkvalitetskriterierne.

Tabel 1.

Beregnete nulværdier for udvalgte stoffer.

Jordparametre	Lermuld	Sandmuld	Ler	Sand
Volumenandel (%)				
- jord	60	55	60	55
- luft	10	10	10	30
- vand	30	35	30	15
- organisk stof	1,0	2,0	0,1	0,1
Kornrumvægt (kg/l)	2,65	2,6	2,7	2,65
Volumenvægt (kg/l)	1,7	1,6	1,8	1,7
Forureningskomponent	Nulværdier (µg/kg)			
Benzen	0,4	0,6	0,2	0,1
o-xylen	12	23	2,0	1,7
m-xylen	15	29	2,3	2,0
p-xylen	15	29	2,3	2,0
Naphtalen	4,4	8,3	0,6	0,5
Dichlormethan	0,2	0,3	0,2	0,1
Trichlormethan	0,3	0,5	0,2	0,1
Tetrachlormethan	0,1	1,7	0,3	0,4
1,1-dichlorethan	0,3	0,4	0,2	0,1
1,2-dichlorethan				
1,1,1 trichlorethan	0,7	1,3	0,3	0,3
Chlorethylen	0,1	0,1	0,1	0,1
(Vinylchlorid)				
1,1-dichlorethylen	0,5	0,7	0,2	0,3
Trichlorethylen	0,8	1,3	0,2	0,2
Tetrachlorethylen	1,6	2,8	0,3	0,3

Appendiks 6.2

Økotoksikologisk risikovurdering

<i>Økotoksikologiske forhold</i>	En økotoksikologisk risikovurdering af forurenede grunde udføres trinvis, således at den første vurdering bygger på eksisterende data eller en forholdsvis simpel screening. Hvis en risiko identificeres, kan undersøgelserne herefter udbygges i et eller flere trin. Dog kan særlige oplysninger om en ikke følsom arealanvendelse overflødig-gøre den videre vurdering.
<i>Trin 1</i>	Resultaterne fra kemiske analyser sammenlignes med økotoksikolo-giske jordkvalitetskriterier /1,2/. Hvis kriterierne for alle stoffer overholdes, og der på den pågældende grund ikke er fundet stoffer i høje koncentrationer, for hvilke der intet kriterium findes, er forureningen med hensyn til jordmiljøet uproblematisk.
<i>Trin 2</i>	Hvis en sammenligning af kemiske analyser med økotoksikologiske jordkvalitetskriterier sandsynliggør en risiko for det terrestriske miljø (planter, jordlevende dyr eller mikroorganismer), suppleres med biologiske undersøgelser af det øverste jordlag fra området. Er det forurenede areal beliggende i tæt bebygget byzone, kan undersøgelserne på trin 2 udelades. Hvis forureningen består af få stoffer eller blandinger af beslægtede stoffer i koncentrationer, der i en miljømæssig sammenhæng må anses for høje, er det tilstrækkke-ligt at undersøge effekterne på den mest følsomme organismegrup-pe, såfremt denne kan identificeres.
<i>Valg af metode</i>	Følgende testmetoder anbefales: Mikroorganismer • Jordrespiration (en generel parameter for kulstofomsæt-ningen i jorden: OECD-udkast eller ISO 14240). • Hæmning af ammonium-oxiderende mikroorganismer (en specifik parameter for kvælstofkredsløbet; OECD-udkast eller ISO 14238).

Planter

OECD's standardtest for planter (OECD nr. 308 eller ISO/CD 11269).

Jordlevende dyr:

- OECD regnormetest (akut toksicitet, OECD 207 eller ISO 11268-1 (DS/ISO)).
- Springhaletest (reproduktionstest; ISO/CD 11267).

Hvis andre internationalt anerkendte metoder eller metodeforslag anvendes, bør årsagen hertil fremgå af afrapporteringen.

Trin 3

Hvis en eller flere tests på trin 2 viser effekter, kan det anbefales at foretage en kortlægning af artssammensætningen af planter og/eller jordlevende dyr på lokaliteten for herved at vurdere effekterne på stedet.

Trin 4

Hvis risikovurderingen på baggrund af laboratorietestene på trin 2 og/eller feltundersøgelserne på trin 3 udviser signifikante påvirkninger af flora, fauna eller mikroorganismer, kan der foretages en vurdering af den acceptable risiko. Under hensyn til den fremtidige arealanvendelse kan der herefter udarbejdes forslag til særlige foranstaltninger, som beskytter flora, fauna og mikroorganismer, såfremt denne beskyttelse ikke allerede er opnået med eventuelle foranstaltninger til beskyttelse af den humane sundhed, grundvandet eller overfladerecipienterne.

Referencer

- /1/ Økotoksikologiske jordkvalitetskriterier. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen. Nr. 82, 1997.
- /2/ Økotoksikologiske jordkvalitetskriterier. Projekt om jord og grundvand fra Miljøstyrelsen. Rapport nr. 13, 1995.

Appendiks 7.1

Rapportering

Figurer og tabeller

<i>Figurer</i>	Figurer medtages for at lette forståelsen og for at give overblik. Husk signaturforklaring, indtegnet målestok og nordpil på alle kort.
<i>Målestoksforhold</i>	Det gør aflæsningen af kort lettere, hvis der anvendes runde målestoksforhold, 1:25.000, 1:10.000, 1:500 osv.
<i>Søjler</i>	Omfanget af forurening kan i nogle tilfælde fremstilles grafisk ved hjælp af søjler eller cirkler. Denne fremstillingsmetode har dog den svaghed, at der ikke er mulighed for at anskueliggøre forureningens tredimensionale udbredelse.
<i>Snit</i>	Ved at optegne et antal enkle geologiske snit hvorpå analyseresultaterne angives, er det muligt at give et billede af forureningen i 3 dimensioner. Disse snit kan være så pladskrævende, at de må placeres i et bilag.
<i>Figurfortegnelse</i>	Nedenfor er angivet en fortegnelse over, hvilke figurer en indledende forureningsundersøgelse på en lokalitet kan indeholde: 1.1 <i>Oversigtsplan:</i> Lokalitetens beliggenhed. 2.1 <i>Situationsplan:</i> Beliggenheden af bygninger og anlæg i driftsperioden. 2.2 <i>Situationsplan:</i> Den nuværende arealanvendelse. 2.3 <i>Oversigtsplan:</i> Lokalitetens placering i forhold til vandforsyningsboringer og overfladerecipienter. 4.1 <i>Situationsplan:</i> Placering af boringer, poreluftspunkter osv. 5.1 <i>Situationsplan:</i> Potentialekort for terrænnære grundvandsmagasiner på grunden 5.2 <i>Situationsplan:</i> Potentialekort for dybereliggende grundvandsmagasiner i området. 6.1 <i>Situationsplan:</i> Omfanget af forurening - jord. 6.2 <i>Snit:</i> Omfanget af jordforurening. 6.3 <i>Situationsplan:</i> Omfanget af forurening - terrænnært grundvand.

En del af ovennævnte situationsplaner kan være så pladskrævende, at de må anbringes i et bilag.

Tabeller

Skal der præsenteres mere end et par tal i en tekst, gøres det mest overskueligt i en tabel.

Tabel- og figurtekst

Tabel- og figurteksten skal være kort, men dog så beskrivende at tabellen/figuren er umiddelbart forståelig.

Appendiks og bilag

Appendiks

Nedenfor er angivet eksempler på, hvilke appendikser rapporten kan indeholde:

- Udførelse af borearbejde og udtagning af jordprøver
- Udtagning af vandprøver
- Poreluftmålinger
- Måling med photoionisationsdetektor
- Analysemetoder og detektionsgrænser

Bilag

Nedenfor er angivet, hvilke bilag en forureningsundersøgelse kan indeholde:

- Situationsplan med placering af boringer og målepunkter
- Boreprofiler inkl. signaturforklaring
- Koter og pejledata
- Geologiske snit
- Dokumentation for vandprøvetagning
- Analyserapporter

Omfanget af appendikser og bilag afhænger af den enkelte opgave, og ovenstående fortegnelser over appendikser og bilag kan suppleres efter behov.

Appendiks 8.1

Udbuds-/licitationsmateriale

Disposition for udbudsmateriale

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

- Udbudsbrev
- Entreprenørresumé
- Almindelige betingelser (AB92)
- Særlige betingelser (SB)
- Særlige Arbejdsbeskrivelser (SAB)
- Tilbud og afregningsgrundlag (TAG)
- Tilbudsliste (TBL)
- Tegninger
- Bilag

Udbudsbrev

Udbudsbrevet bør ud over en invitation til tilbudsgivning bestå af en liste over udbudsmaterialet samt tidsfrister for aflevering.

Entreprenørresumé

Resuméet indgår som en del af udbudsmaterialet og kan hensigtsmæssigt udgøre baggrunden under Særlige Arbejdsbeskrivelser (SAB). Resuméet er kun ment som en orientering, og kan således ikke erstatte dokumenter i udbudsmaterialet. Entreprenørresuméet skal indholde:

- Type af afværgeforanstaltninger.
- Sammensætning og omfang af forurening (mængde af jord eller grundvand der skal fjernes/behandles angives).
- Ekstraordinære foranstaltninger i forbindelse med afværgeprojektet (grundvandssænkning, vandbehandling, spundsning o.l.).
- Art og omfang af tekniske installationer der skal fjernes for at gennemføre projektet (rør, ledninger, tanke o.l.).
- Retableringsform.

Almindelige betingelser (AB92)

Almindelige betingelser beskriver eventuelle generelle betingelser for arbejder og leverancer, normalt AB92 /35/.

Særlige betingelser bør indeholde oplysninger om:

- **Orientering**
Der gives en generel præsentation af sagen samt bygherren.
Underpunkter kan være:
 - Projektorganisation, dvs. bygherre, byggeadministration, entreprenører mv.
 - Lokalitetens beliggenhed (adresse og matrikelnr.)
 - Projektbeskrivelse (kortfattet)
 - Grundlag for entreprisen (omfang af projektmateriale)
- Aftalegrundlaget (almindelige bestemmelser, bygherrens udbud, entreprenørens tilbud).
- Sikkerhedsstillelse og forsikring (standardformular for sikkerhedsstillelse vedlægges).
- Entreprenørens udførelse (arbejdsplan og afsætning, projektgennemgang, forhold til myndighederne, ændringer i arbejdet, uklarheder, hindringer eller lignende forhold, entreprenørens arbejdsledelse, byggemøder, evt. samvirke med andre entreprenører).
- Bygherrens betalingsforpligtelser.
- Tidsfrister og forsinkelser (herunder bod).
- Arbejdets aflevering.

Særlige Arbejds- beskrivelser (SAB)

Arbejdsbeskrivelsen er en instruks til entreprenøren og omfatter samtlige arbejder og leverancer i forbindelse med udførelse af entreprisen. Arbejdsbeskrivelserne er ofte benævnt "Særlige Arbejdsbeskrivelser" (SAB). Arbejdsbeskrivelserne bør indeholde oplysninger om:

- Baggrund (beskrivelse af aktuelle forureningsproblem m.h.p. formål, arbejdsmiljø og beskrivelse af afværgeprojekt m.v.).
- Indretning, drift og afvikling af arbejdsplads m.v. (arbejdsarealer, placering af skure, materialer, tilkørselsforhold mm., indretning og drift af arbejdsplads, geotekniske oplysninger, eksisterende ledninger, ansvar, rettigheder og pligter, tidsplan, sikkerhedsforanstaltninger, sikkerhedsbeskrivelse, vurdering af relevante sundhedsfarlige stoffer osv.).
- Rydning (generelt, genbrugelige genstande, græs, muld, planter mv.).
- Arbejdets udførelse (beskrivelse af rækken af kravspecifikationer, der stilles til det enkelte projekt).
- Retablering (beskrivelse af krav til lokalitetens udseende efter arbejdets udførelse vedrørende befæstede arealer, installationer, beplantning mm.).
- Eventuel udarbejdelse af kvalitetssikringsmanual.

Tilbuds- og afregnings- grundlag (TAG)

Forudsætninger og retningslinier for udfyldelse af tilbudslisten, samt kommentarer til de enkelte poster i tilbudslisten. For de fleste afværgeprojekter er TAG af et så beskedent omfang, at den mest hensigtsmæssigt indarbejdes i TBL.

Tilbudsliste (TBL)

Tilbudslister med anførelse af de enkelte aktiviteter, eventuelle forbehold, angivelse af forhandlingsbemyndiget person, eventuelle alternativt tilbud og angivelse af eventuelle underentreprenører.

Tegninger

Der vedlægges de til udbudsmaterialet hørende tegninger.

Bilag

Der vedlægges bilag med relevante oplysninger (undersøgelses-rapporter, børeprofiler, tidsplan med angivelse af tidsfrister).

Appendiks 9.1

Afværgeteknikker og økonomiske eksempler

Tabel 1
Afværgeteknikker.

Metode	Forureningstype			Jord- type	Doku- menta- tion e)	Andre forhold
	Org/ Uorg. a)	Flyg- tighed b)	Ned- bryde- lighed c)	Perme- abilitet d)		
Jordforurening						
Afgravning til be- handlingsanlæg	+/-)	Alle	+	Alle	++	f)
Afgravning til deponering	+/+	Alle	Alle	Alle	++	g)
Afgravning og on-site rensning	+/-	+	(+)h)	(+)h)	+	i)
Vacuum- ekstraktion	+/-	++	-	+	++	
Bioventilation	+/-	+	++j)	+	+k)	
Forceret udvaskning	+/+l)	-	-	++	+	m)
Immobilisering	+/+	(+)n)	Alleo)	Alle	+	
Dampstripping	+/-	+	Alle	+	(+)p)	q)
Grundvands- forurening						
Afværgepump- ning, dræn	+/+l)	Alle	Alle	+	++r)	s)

Metode	Forureningstype			Jordtype	Dokumentation e)	Andre forhold
	Org./Uorg. a)	Flygtighed b)	Nedbrydelighed c)			
Bioslurping (herunder sugespidsanlæg)	+/+	Alle	Alle	+	+	
In-situ afværgemetoder til grundvandsforurening						
Air sparging	+/-	+u)	-v)	+	+	x)
Tilsætning af iltningsemidler (ORC)	+/-	Alle	+	+	(+)y)	
Afskærende vertikale barrierer	+/+	(+)n)	Alle	Alle	+	
Reaktive permeable barrierer	+/+	Alle	+z)	+	(+)y)	æ)
Intern rensning	+/-	Alle	+ø)	Alle	(+)y)	å)

- a) +/- = organiske forureninger
-/+ = uorganiske forureninger
+/+ = begge typer
- b) ++ = meget flygtig
+ = flygtig
- = ikke flygtig
- c) ++ = meget nedbrydelig
+ = nedbrydelig
- = ikke nedbrydelig
- d) ++ = meget permeabelt
+ = permeabelt
- = meget lavpermeabelt
- e) ++ = meget veldokumenteret
+ = er afprøvet i Danmark
- = effekt er ikke dokumenteret
- f) Beliggenhed af forurening afgørende
- g) Høj miljøbelastning
- h) Afh. af rensemetode
- i) Stiller store krav til omgivelser o.l
- j) Aerobt letnedbrydelige stoffer
- k) En del igangværende anlæg
- l) Stiller krav til stoffernes vandopløselighed
- m) Kan opstå problemer med tilclogning af anlæg
- n) Afhængig af metode. men vælges normalt ved højtstående forureninger
- o) Metoden vælges normalt ved svært nedbrydelige forureninger
- p) Ikke anvendt i DK
- q) Kræver fladt terræn, at der ikke er sten over ca. 0,3 m i jorden.
Er energikrævende
- r) Er god til hydraulisk styring af forureningen, men kan være svær at få under lave acceptniveauer
- s) Skal være opmærksom på problemer ved stoffer med massefylde større end vands
- t) Spec. anvendelig ved fri fase olieforurening
- u) Forureningen skal kunne stripes af
- v) Ved bio sparging skal forureningen være nedbrydelig
- x) Forureningen skal fjernes fra den umættede zone, evt. ved vacuumekstraktion
- y) Effekt dokumenteret i USA
- z) Ikke nødvendigvis aerobt nedbrydelig forurening
- æ) Anvendes i kombination med "Funnel & Gate"
- ø) Forureningen skal dokumenteres at nedbrydes
- å) Der skal foretages meget monitoring i forbindelse med metoden

Tabel 2
Afværgeteknikker og økonomiske eksempler.

METODE	ØKONOMI, excl. moms
Jordforurening	
Afgravning	Omkostningerne til afgravning og transport (inden for 150 km excl. skibstransport) ligger i størrelsesordenen 90-200 kr./ton i en normal afgravningssag, afhængig af jordmængder, forureningens placering, transportafstand og geografisk placering. Omkostningerne til genopfyldning udgør ca. 60-100 kr./ton afhængig af mængde, beskaffenhed og komprimeringskrav. Hertil kommer omkostninger til retablering, miljøtilsyn, dokumentation, rensning og evt. monitoring. Omkostninger til retablering varierer meget fra sag til sag afhængig af de fysiske forhold og forureningstype og styrke. For en olie-/benzinforurening vil omkostningerne for afgravning af forurening erfaringsmæssigt beløbe sig til 400-1000 kr./ton alt inklusiv (herunder bortgravning, rensning og tilførsel af ny eller rensset jord) for sager med bortgravning af over 1000 tons jord. For små forureninger på op til 1000 tons jord vil omkostningerne typisk ligge i intervallet 400-2500 kr./ton (normalt 600-800 kr./ton).
Behandlingsanlæg	Omkostningerne ved rensning på centrale behandlingsanlæg ligger på ca. 160-600 kr./ton for biologisk jordrensning afhængig af forureningstype og -mængde (billigst for de lettere forureningstyper). Ved afbrænding ligger prisen typisk på op til 600 kr./ton i kraftværker og op mod 1.000 kr./ton i behandlingsanlæg (tung organisk forurening, f.eks. tjære), mens termisk behandling for meget stærkt forurenet jord, kan koste op mod 3.500 til 4.000 kr./ton (excl. tungmetaller).
Deponering	Omkostningerne ved deponering på losseplads er meget forskellig fra sted til sted. Prisen er dog normalt belagt med en affaldsafgift, som for tiden udgør 335 kr./ton (1997). Tungmetallforurenet jord kan i visse tilfælde ved svage forureninger (indtil forureningsklasse 3) deponeres i specialdepoter. Prisen herfor er ca. kr. 130,- til 150,- pr. ton. For deponering af tungmetallforurenet jord på lossepladser skal der regnes med priser på kr. 450,- til 800,- pr. ton incl. affaldsafgift afhængig af geografi og forureningsgrad (indtil forureningsklasse 3). Kraftigt tungmetallforurenet jord svarende til klasse 4 kan deponeres på losseplads eller sendes til Kommunekemi for en pris af ca. kr. 1.000,- pr. ton.
On-site rensning af afgraved jord	Omkostningerne ved on-site rensning svinger afhængig af metode og forureningens sammensætning. Der er kendskab til priser på 50-150 kr./ton for landfarming-anlæg, mens der ved mobile termiske on-site anlæg kendes priser på op til 1.000 kr./ton (tungere forurening).

METODE	ØKONOMI, excl. moms
Vacuumeekstraktion	Metoden er relativ billig. Et standardanlæg indeholdende 5 boringer (Ø 63 mm til 4 m), rørføringer, ventilation m. skorsten, støjdæmpning og el-installation koster normalt mindre end 150.000 kr. Hertil kommer drift- og kontrolomkostninger (el, tilsyn og slutdokumentation), som for det skitserede anlæg vil udgøre i størrelsesordenen 50.000 kr. pr. år. Hvis luftafkastet skal renses må der tillægges ca. 30.000 kr. i etablering (kulfilter til luftgennemstrømning på op til 600 m³/t). Herudover vil merprisen for drift forøges på grund af kulfilterskift. Eksempelvis vil der ved et luftflow på 500 m³/t være en levetid af et kulfilter med 260 kg kul for henholdsvis 50 mg/m³ benzen, toluen og trichlorethylen på ca. 60, 110 og 120 dage, svarende til ca. 175.000 kr., 95.000 kr. og 90.000 kr. pr. år for udskiftning af kulfiltre. Man i den forbindelse være opmærksom på, at koncentrationerne falder meget i starten og dermed udgifter til rensning af luftafkastet. Det skitserede anlæg vil typisk dække et forurenset areal på 200-500 m² primært afhængig af jordtypen.
Bioventilation	Etableringsmæssigt er der tale om en prisbillig metode. Kontrol- og tilsynsopgaverne er til gengæld omfattende og dermed driftsomkostningerne. Priserne er direkte sammenlignelige med omkostninger ved vacuumeekstraktion.
Forceret udvaskning	Et anlæg der inkluderer en pumpeboring (indtil 15 m), fordelingsbrønd, nedsivningsdræn (20 m), placering af pumpeanlæg med niveaustyring og rørføringer kan etableres for mindre end 100.000 kr. Heri er ikke indregnet rensning og filtrering af oppumpet vand (se afsnit 9.3.5). Herudover skal indregnes omkostninger til drift af anlægget, som hovedsageligt udgøres af tilsyn og kontrol af anlægget.
Immobilisering	Priserne bør vurderes i de enkelte tilfælde, afhængig af hvad der skal laves. Almindelige forseglinger af overfladen med asfalt eller fliser er relativt billige løsninger, idet dette anlægsarbejde ofte kan kombineres med et byggeprojekt. For stabilisering foreligger der priseksempler på ca. 700 kr./ton.
Dampstripping	Metoden har ikke været attraktiv under danske forhold, primært på grund af de store omkostninger der er forbundet med den meget energikrævende metode (Priseksempler fra USA på 1200-3400 kr./ton). Herudover kræver metoden bl.a. at genstande i jorden større end ca. 0,3 m fjernes og at grunden ikke skræner mere end 1 %.
Grundvandsforurening	
Afværgepumpning	Omkostningerne til etablering afhænger af den tekniske indretning. Eksempelvis vil etableringsomkostningerne til et afværganlæg indeholde en 10" filterboring til 20 m med Ø160 mm filter afsluttende med tørbrønd, pumpe og råvandsstation, el- og kloaktilslutning være i størrelsesordenen 70.- 90.000 kr. Hertil kommer eventuelle omkostninger til rensenheder, drift mv.

METODE	ØKONOMI, excl. moms
Dræn	I simple tilfælde kan dræn etableres for ca. 300 kr. pr. meter.
Sugespidsanlæg	Et sugespidsanlæg bestående af 20 spidser til max. 6 m kan etableres for under 15.000 kr. Vacuum-anlægget kan ofte med fordel lejes (på grund af kort tidshorisont). Lejeprisen for ovenfor skitserede anlæg er ca. 4000 kr. pr. uge.
Bioslurping	
On-site rensning af op-pumpet grundvand	
Afledning	Der skal påregnes væsentlige omkostninger til afledningsafgift ved udledning til kloak. Afgiften varierer fra kommune til kommune. Afledningsafgiften er typisk af størrelsen 10-15 kr. pr. m ³ (1996).
Udskillere	En traditionel gravimetrisk udskiller kan erhverves for 10-20.000 kr. afhængig af størrelsen, mens koalecensudskillere koster mere end det 3 dobbelte.
Spalteanlæg	Emulsionsspalteanlæg kan etableres for mellem 50.000 og 100.000 kr. Rensning af vand via passage af filtre er en anvendt og veldokumenteret metode. Materialevalg afhænger af den konkrete forureningssituation.
Filtre	Etableringsomkostningerne til et dobbelt kulfilteranlæg til gennemstrømning af op til ca. 5 m ³ /t er i størrelsesordenen 70.000-80.000 kr. Hertil kommer evt. forfiltrering og evt. container eller lignende. Driftsomkostningerne afhænger af den aktuelle forureningssituation (kulfilterskift). Eksempelvis er udskiftningsfrekvensen for to 450 kg kulfiltre med en vandkoncentration på henholdsvis 1 mg benzen/l, toluen eller trichlorethylen ca. 1, ½, og ½ gang pr. år ved en vandmængde på 2 m ³ /t, svarende til årlige omkostninger på ca. 70.000 kr., 35.000 kr. og 35.000 kr. excl. tilsyn og kontrol, som skal regnes oveni.
Stripning	Etableringsomkostningerne for et stripningsanlæg er relativt høje, i størrelsesordenen 100.000- 150.000 kr. Hertil kommer nøje styring og kontrol. Herudover skal forfiltrering normalt indregnes, ligesom en efterfølgende rensning af luften ofte påkræves.
Fotokemisk oxidation	Anlægsinvesteringen er i størrelsesordenen 80.000-150.000 kr. afhængig af anlæggets udformning. Driftsudgifterne udgøres primært af oxidationsmidlet (brintperoxid), udskiftning af lamper, elektricitet og jævnlig tilsyn.

METODE	ØKONOMI, excl. moms
In-situ afværgemetoder til grundvandsforurening	
Air sparging	Omkostningerne til et standardanlæg bestående af et system af 10 afværgeboringer til ca. 10 m, incl. tørbrønd, rørforinger, støjdæmpet container til styringsenhed og støjdæmpet luftindblæsning incl. omkostninger til luftrensning ligger i størrelsesordenen 1,0-1,5 mio. kr. Hertil kommer omkostninger til udsugning af luft fra den umættede zone. Der må herudover påregnes relativt store drifts- og kontrolomkostninger på grund af energiforbruget og tilsynsbehovet, for det skitserede anlæg typisk 200.000 kr. pr. år. Boringerne står typisk med en afstand af ca. 10 m, og det skitserede anlæg dækker således et grundvandsforurenet areal på ca. 1000 m ² .
Tilsætning af iltningmidler (ORC)	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 spuns vægge, deep soil mixing (DSM), slurry walls og grouting.
Reaktive permeable barrierer	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 ved tilsætning af jern i barriererne.
Intern rensning	"Metoden" er potentiel lovende da den afledte miljøbelastning er meget ringe, og kan derfor have en fremtid specielt ved oprensninger af olie-benzinforureninger.
Sikring mod lossepladsgas	Metoderne til hindring af gasspredning ved afskærende metoder kan have relativt store omkostninger. Eksempelvis vil anlægsomkostningerne til sikring af en grund med et afskærende dræn på ca. 100 m til ca. 4 m's dybde være ca. 500.000 kr., mens de årlige drifts- og kontrolomkostninger beløber sig til ca. 15.000-20.000 kr. Ved nybyggeri udgør byggetekniske foranstaltninger en meget lille del af de samlede omkostninger, såfremt der tages højde herfor i projekteringsfasen.

Appendiks 9.2

Udgravning ved eksisterende konstruktioner

Ved udgravning af enhver art, for eksempel i forbindelse med forureningsafgravning skal der drages den fornødne omsorg for, at eksisterende konstruktioners stabilitet ikke svækkes, hvilket i yderste konsekvens kan føre til konstruktionssvigt. Dette forhold er omtalt i Byggeloven i § 12, stk. 1.

Erfaringer

Erfaringer viser, at der kun sjældent sker skade, hvor den ansvarlige rådgiver/entreprenør/bygherre har den fornødne geotekniske hjælp til at tackle problemerne. Derimod sker der jævnligt skader, hvor økonomiske hensyn eller tidspres tvinger et arbejde igennem på kanten af det forsvarlige, eller hvor der direkte er tale om uvidenhed med de faktiske forhold.

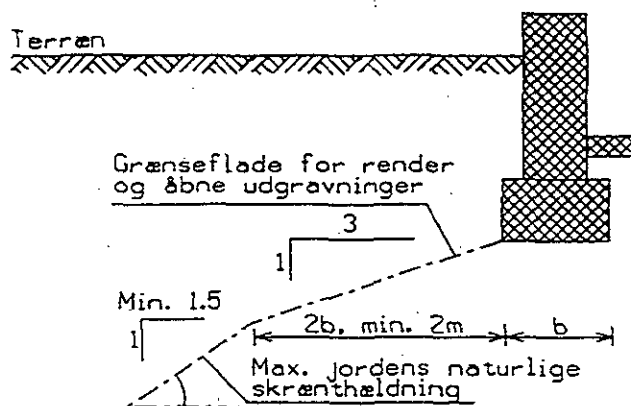
Typiske eksempler på anlægsarbejder i forbindelse med afgravning, der kan skade eksisterende konstruktioner, er

- fri udgravning op ad eksisterende bebyggelse uden kælder
- etablering af dræn ved eksisterende bygning funderet på sand
- understøbning af eksisterende fundamenter

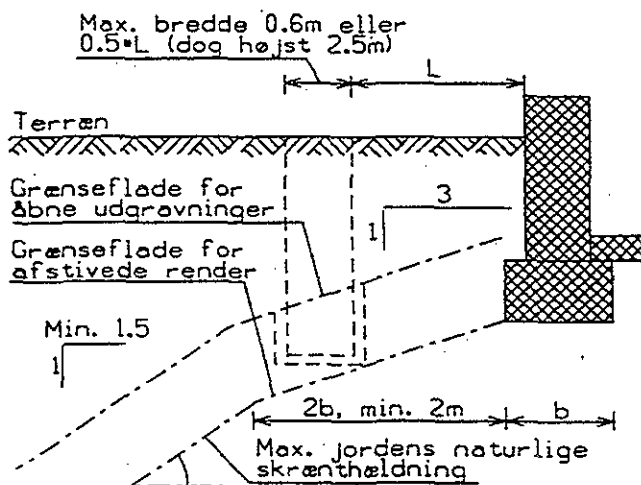
Undersøgelser

Udgravningsprojektet skal henføres til lempet, normal eller skærpet funderingsklasse.

Midlertidige udgravninger i lempet funderingsklasse kan sædvanligvis gennemføres, såfremt udgravningerne sker over grundvandsspejlet i senglaciale eller ældre aflejringer (ikke ved sprækket, fedt ler), og den truede konstruktion er funderet svarende til normens krav (ikke skærpet funderingsklasse). Udgravningen kan i disse tilfælde udføres over de i figur 1 og 2 viste flader.



Figur 1
Udgravning i ler over grundvandsspejlet.



Figur 2
Udgravning i silt, sand og grus over grundvandsspejlet.

Er de anførte forudsætninger ikke til stede (verificeres med enkelte prøvehuller langs konstruktionen), skal der gennemføres de fornødne geotekniske undersøgelser til fastlæggelse af bund- og grundvandsforholdene. Hermed kan fravigelser fra de angivne graveniveauer muligvis gennemføres, og der kan gives de fornødne retningslinier for arbejdets gennemførelse i normal funderingsklasse. Beregning af bæreevne af fundamenter på kanten af en udgravningsskråning kan fx udføres efter funderingsnormen, DS415.

Komplikationer ved udgravningsarbejdet i form af fedt, sprækket ler, nabokonstruktioner med enkeltfundamenter i facaden eller excentriske belastninger vil automatisk placere udgravningsprojektet i skærpet funderingsklasse.

Det er en forudsætning for al udgravning i nærheden af eksisterende konstruktioner, at denne sker over grundvandsspejlet. Dette indebærer, at et højere vandspejl skal sænkes, inden udgravningen gennemføres.

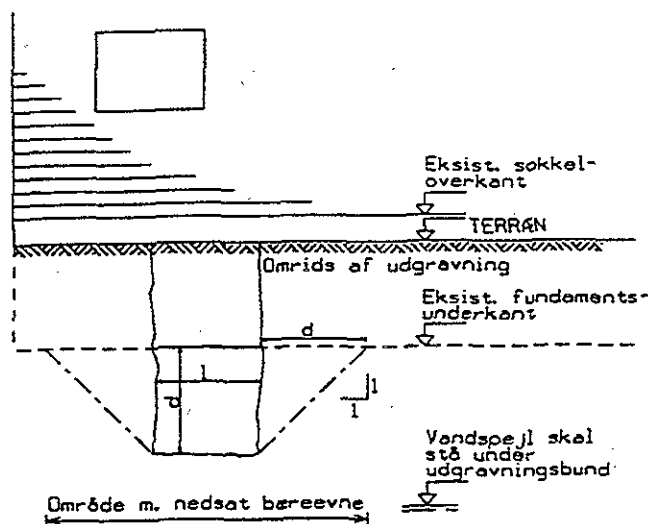
Sektionsvis udgravning

Mange afgravningsprojekter der for eksempel grænser direkte op til kælderløse huse kræver udgravninger, der skal væsentligt under de i figur 1 og 2 viste grænseflader. I disse tilfælde er sektionsvis udgravning almindelig. Metodens grundidé er, at svækkelsen af den eksisterende fundering kun sker langs én (eller flere ikke sammenstødende) meget begrænsede delstrækninger af gangen.

Der forekommer imidlertid jævnligt uheld i forbindelse med sektionsvis udgravning, især når der arbejdes i sandede jordarter. Nedenstående regler bør derfor altid efterleves:

- Entreprenøren skal pålægges at grave efter en bestemt plan, der sikrer, at nabofundamentet ikke svækkes.
- Planen skal anvise de enkelte gravesektioners maksimale længde og dybde samt hvilke sektioner, der må være opgravede samtidigt.
- Arbejdet skal foregå over grundvandsspejlet. Eventuel grundvandssænkning må kun undtagelsesvis ske ved lænsning fra selve gravesektionerne. Normalt skal der pumpes eller lænses i sikker afstand fra det eksisterende fundament, således at materialetab under fundamentet undgås.
- Ved understøbninger, der tjener til at tilvejebringe en kælderudgravning op ad et kælderløst bygværk, skal det som led i projekteringen eftervises, at det nye fundament er stabilt (lodret og vandret) bl.a. under hensyn til jord- og vandtryk på fundamentets bagside.

- For et fundament, der svækkes lokalt ved undergravning kan svækkelsens omfang vurderes overslagsmæssigt som illustreret i figur 3. Bemærk den markant større svækkelse i sand i forhold til ler, hvilket i øvrigt afspejles klart i uheldsstatistikken.



Figur 3

Ved undergravning af eksisterende fundamenter må en strækning af længden $l + 2d$ forudses at få reduceret bæreevne. Den resterende bæreevne ($\frac{Q}{b}$ kn/m) kan – for centralt belastede liniefundamenter – med tilnærmelse findes som følger.

Generelt

Langs undergravet strækning

$$l \leq 1,2 \text{ m) er } \frac{Q}{b} = 0$$

Kohæsionsjord
(ler i korttidstilstand)

Bæreevnen er ca. halvdelen af fuld værdi langs de to sidestrækninger (d).

Frikationsjord (sand)

Hvis sandet er uden kapillære spændinger (groft og mellemkornet sand), må der for sidestrækningerne (d) påregnes, at bæreevnen reduceres til 0. Opkilede afstivninger af udgravningens sider kan forbedre dette forhold væsentligt. I sidstnævnte tilfælde skal der gennemføres en dimensionering af afstivningerne, så de modsvarer den forudsatte lodrette bæreevne langs sidestrækningerne (d).

Registreringsblad

Udgiver: Miljø- og Energiministeriet. Miljøstyrelsen
Strandgade 29, 1401 København K
telefon 32660100 telefax 32660479 <http://www.mst.dk>

Serietitel, nr.: Vejledning fra Miljøstyrelsen, 7/1998
Udgivelsesår: 1998, genoptrykt 2000

Titel:

Oprydning på forurenede lokaliteter - Appendikser

Udførende institution(er):

Geoteknisk Institut

Resumé:

Appendikset beskriver en række forhold som supplement til oplysningerne i hovedbindet (Oprydning på forurenede lokaliteter). Det gælder en række standarddata til brug for risikovurderinger, eksempler på konkrete risikovurderinger i forhold til afdampning af stoffer, forurening af grundvandet og dannelse af lossepladsgas samt en overordnet fremgangsmåde til økotoxikologisk risikovurdering. Forhold omkring udførelse af borearbejde, prøvepumpning, udtagning af jord-, vand- og poreluftprøver samt geologisk bedømmelse er omtalt. Der angives økonomiske eksempler på omkostningerne ved forskellige afværgemetoder.

Emneord:

grundvand; prøvetagning; boringer; fordampning; prøvepumpning; økonomi; metan CAS 74-82-8; standarddata; økotoxikologi; jord; risikovurdering

Andre oplysninger:

Hører sammen med "Oprydning på forurenede lokaliteter - Hovedbind" (Vejledning fra Miljøstyrelsen, 6/1998).
Appendiks 3.3 - 3.6 er udgivet særskilt som:
"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: 182 **Format:** A5

Oplag: 800 (genoptryk med rettelser februar 2000: 500)

ISBN: 87-7909-868-1 **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 33954000 telefax 33927690 e-post butik@mem.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 - Appendikser

Appendikset beskriver en række forhold som supplement til oplysningerne i hovedbindet (Oprydning på forurenede lokaliteter). Det gælder en række standarddata til brug for risikovurderinger, eksempler på konkrete risikovurderinger i forhold til afdampning af stoffer, forurening af grundvandet og dannelse af lossepladsgas samt en overordnet fremgangsmåde til økotoksikologisk risikovurdering. Forhold omkring udførelse af borearbejde, prøvepumpning, udtagning af jord-, vand- og poreluftprøver samt geologisk bedømmelse er omtalt. Der angives økonomiske eksempler på omkostningerne ved forskellige afværgemetoder.

Pris kr. 165,- (inkl. 25% moms)

ISSN nr. 0108-6375

ISBN nr. 87-7909-868-1

Kan købes i Miljøbutikken

Telefon: 33 95 40 00 Fax: 33 92 76 90

e-post butik@mem.dk

Miljø- og Energiministeriet **Miljøstyrelsen**

Strandgade 29 · 1401 København K · Tlf 32 66 01 00