

Miljøprojekt Nr. 732 2002

Pesticider og vandværker. Udredningsprojekt om BAM- forurening

Hovedrapport

HOH Vand og Miljø A/S

GEO

Danmarks Tekniske Universitet, Institut for Miljø og
Ressourcer

Københavns Universitet, Geologisk Institut

Danmarks Jordbrugsforskning

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

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

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

Indhold

FORORD	7
SAMMENFATNING OG KONKLUSIONER	9
SUMMARY AND CONCLUSIONS	17
1 INDLEDNING	25
1.1 BAGGRUND	25
1.2 FORMÅL	25
1.3 STRATEGI OG FREMGANGSMÅDE	26
1.4 INDHOLD OG OPBYGNING AF RAPPORT	27
2 UDBREDELSE AF BAM-FORURENING	29
2.1 ANVENDELSE OG FORBRUG AF PREFIX OG CASORON	29
2.2 BAM-FORURENING I GRUNDEVAND	30
2.3 FORDELING AF FORURENINGSRAMTE BORINGER	31
2.3.1 <i>Datagrundlag</i>	31
2.3.2 <i>Fordeling af BAM-fund - geografisk og dybdemæssigt</i>	32
2.3.3 <i>Relation til geologi og grundvandskemi</i>	34
2.3.4 <i>Relation til arealanvendelse</i>	36
3 UDVÆLGELSE AF FORURENINGSRAMTE VANDVÆRKER	39
3.1 DATA INDSAMLING OG KRITERIER FOR UDVÆLGELSE	39
3.2 UDVALGTE VANDVÆRKER	39
3.3 IVÆRKSATTE UNDERSØGELSER	41
4 FORURENINGSTRANSPORT VIA UTÆTTE BORINGER	43
4.1 KORTLÆGNING AF BOREARBEJDE OG TRANSPORTVEJE	43
4.2 DATABASESØGNING	44
4.3 FELTUNDERSØGELSER	46
4.3.1 <i>Vandværket som forureningskilde</i>	46
4.3.2 <i>Hyppighed af utætte boringskonstruktioner</i>	46
4.3.3 <i>Betydning af utætte boringskonstruktioner</i>	47
4.3.4 <i>Undersøgelsesmetoder til lækagesporing</i>	48
4.4 SAMLET KONKLUSION	49
5 KILDER OG FORURENINGSUDBREDELSE	51
5.1 KILDER TIL BAM-FORURENING	51
5.2 UNDERSØGELSE AF KILDESTYRKEN	52
5.2.1 <i>Fundne koncentrationsniveauer i jord, porevand og sekundære magasiner</i>	53
5.2.2 <i>Fundne koncentrationsniveauer i overfladeafstrømmende vand samt overfladerecipienter</i>	55
5.2.3 <i>Vurdering af kildestyrken</i>	56
5.3 FORURENINGSSPREDNING I UDVALGTE INDVINDINGSOPLANDE	57
5.3.1 <i>Undersøgelseserfaringer</i>	57
5.4 SAMMENFATNING	61

6	SORPTION OG NEDBRYDNING AF DICHLOBENIL OG BAM	63
6.1	BAGGRUND OG FORMÅL MED SORPTIONS- OG NEDBRYDNINGSFORSØG	63
6.2	LOKALITETER HVORFRA SEDIMENT OG VAND ER UDTAGET	65
6.3	SORPTIONSFORSØG	65
6.4	NEDBRYDNINGSFORSØG	66
6.4.1	<i>Resultater fra nedbrydningsforsøg med dichlobenil</i>	66
6.4.2	<i>Resultater fra nedbrydningsforsøg med BAM</i>	68
6.5	SAMLET VURDERING AF STOFFERNES MOBILITET	70
7	KONCENTRATION OG VARIGHED AF BAM-FORURENING – MODELBEREGNINGER	73
7.1	MODELOPSÆTNING	73
7.1.1	<i>Opland</i>	73
7.1.2	<i>Geologiske hovedtyper</i>	74
7.1.3	<i>Modelværktøj</i>	77
7.1.4	<i>Strømning og vandindvinding</i>	78
7.1.5	<i>Forureningskilder</i>	79
7.2	MODELFØLSOMHED	81
7.2.1	<i>Betydning af kildestyrke og beliggenhed af forureningskilde</i>	81
7.2.2	<i>Betydning af nedbrydning af BAM</i>	81
7.2.3	<i>Betydning af sprækker i bundmoræne</i>	82
7.2.4	<i>Betydning af sandlag i randmoræne</i>	82
7.2.5	<i>Betydning for vandbalancen</i>	86
7.2.6	<i>Sammenfatning</i>	86
7.3	MODELRESULTATER	87
7.3.1	<i>Frit sandmagasin (geologisk hovedtype 1)</i>	90
7.3.2	<i>Spændt sandmagasin under morænelag (hovedtype 2 og 3)</i>	90
7.3.3	<i>Randmoræne og heterogent ler (Geologisk hovedtype 3)</i>	91
7.3.4	<i>Spændt kalkmagasin under bundmoræne, (Geologisk hovedtype 4)</i>	91
7.3.5	<i>Spændt sandmagasin under indlejret usprækket ler med og uden sandvinduer (Geologisk hovedtype 5 og 6)</i>	92
7.3.6	<i>Enkelt-kilde situationer</i>	93
7.4	SAMMENFATTENDE VURDERING	96
8	HÅNDBLIVNING AF BAM-FORURENING PÅ VANDVÆRKER	101
8.1	LOVGIVNING OG GRÆNSEVÆRDIER	102
8.2	KONSTATERING AF FORURENING	104
8.2.1	<i>Verifikation af BAM-måling</i>	105
8.2.2	<i>Inddragelse af myndigheder</i>	105
8.2.3	<i>Vurdering af analyseresultater</i>	105
8.2.4	<i>Information af forbrugerne</i>	106
8.3	KORTSIGTEDE FORHOLDSREGLER OG DRIFT PÅ VANDFORSYNINGEN	106
8.3.1	<i>Mindre vandværk med én eller få boringer</i>	107
8.3.2	<i>Større vandværk med flere boringer</i>	107
8.4	UNDERSØGELSER AF FORURENINGSSOMFANG	108
8.4.1	<i>Indsamling af eksisterende data</i>	108
8.4.2	<i>Lokalisering af forurening</i>	109
8.4.3	<i>Undersøgelser ved magasinforurening</i>	110
8.4.4	<i>Undersøgelser ved boringsnær forurening</i>	111

9	AFVÆRGEMULIGHEDER	115
9.1	VALG AF AFVÆRGETILTAG	115
9.2	AFVÆRGETILTAG RELATERET TIL MAGASINFORURENING	117
9.2.1	<i>Afværgepumpning</i>	117
9.2.2	<i>Afværgetiltag overfor kilden</i>	119
9.3	AFVÆRGETILTAG RELATERET TIL BORINGSBETINGET FORURENING	120
9.3.1	<i>Udbedring af borings- og/eller forerørsafslutning</i>	120
9.3.2	<i>Renovering ved skorstenseffekt</i>	121
9.3.3	<i>Renovering af utætte forerør</i>	121
9.3.4	<i>Renovering af spøgelsesboringer</i>	121
9.3.5	<i>Beskrivelse af renoverings- og afværgemetoder</i>	121
9.4	LUKNING AF KILDEPLADS	123
9.4.1	<i>Ny kildeplads</i>	124
9.4.2	<i>Tilslutning til anden vandforsyning</i>	124
9.5	RENSNING AF VAND	124
9.5.1	<i>Aktiv kulfiltrering</i>	124
9.5.2	<i>Membranfiltrering</i>	126
10	KONKLUSION	127
10.1	KONKLUSION AF PROJEKTRESULTATER	127
10.2	PERSPEKTIVERING	129
10.2.1	<i>Fremtidig strategi</i>	130
11	REFERENCER	133
	BILAG A: Liste over øvrige erfaringsundersøgelser, som er inddraget i udredningsarbejdet	137

Til rapporten er endvidere tilknyttet følgende delrapporter:

Delrapport 1. Forureningstransport via utætte boringer – litteraturopsamling samt undersøgelseserfaringer.

Delrapport 2. Kilder til BAM-forurening og forureningsudbredelse – undersøgelseserfaringer.

Delrapport 3. Nedbrydning og sorption af dichlobenil og BAM – litteraturopsamling samt laboratorieforsøg.

Delrapport 4. Vurdering af koncentration og varighed af BAM forurening i grundvand.

Forord

Nærværende projekt "Pesticider og vandværker" er udarbejdet for Miljøstyrelsen i perioden fra efteråret 1999 til udgangen af 2001. Projektet blev udbudt af Miljøstyrelsen ved udbudsbekendtgørelse af 7. juli 1999 og indeholder resultatet af et udredningsarbejde om årsager til og imødegåelse af pesticidforurening på vandværker.

Projektet er udført af en projektgruppe bestående af:

HOH Vand & Miljø A/S:

- Lars Elkjær (projektleder, delperiode)
- Hans Ole Hansen (projektleder, delperiode)
- Liselotte Ludvigsen
- Marianne Marcher Juhl
- Mette Skougaard
- Claus Kirkegaard (kvalitetssikrer)

GEO:

- John Bastrup
- Jens Baumann

Miljø & Ressourcer (tidligere Institut for Geologi og Geoteknik), DTU:

- Flemming Larsen
- Liselotte Clausen
- Niels P. Arildskov

Geologisk Institut, Københavns Universitet:

- Peter R. Jørgensen
- Jens Kistrup

Danmarks JordbrugsForskning, Flakkebjerg:

- Niels Henrik Spliid

Projektet er gennemført som et samarbejde mellem ovenstående institutioner. De forskellige projekttemaers indhold og udførelse er løbende blevet diskuteret parterne imellem for at sikre, at projektresultaterne i videst muligt omfang er inddraget i hver af delprojekterne. Nedenfor er gennemgået de enkelte institutioners primære ansvarsområder:

HOH Vand & Miljø A/S har forestået projektledelsen og haft det overordnede ansvar for projektets gennemførelse og rapportering. Endvidere har HOH udført undersøgelser og videnopsamling vedrørende kilder til forurening med BAM, vurdering af transportveje fra kilde til grundvand samt udarbejdet en pjece med anbefalinger til håndtering af BAM-forurening på mindre vandværker.

GEO har forestået undersøgelser og videnopsamling vedrørende forskellige boringstyper og deres betydning for transport af pesticider til grundvandet.

Miljø & Ressourcer, DTU har udført feltundersøgelser til påvisning af kilder til BAM-forurening samt forestået laboratorieforsøg og detailstudier vedrørende sorption og nedbrydning af dichlobenil og BAM.

Geologisk Institut, Københavns Universitet har udført vurderinger og modelberegninger af forureningens varighed i forskellige geologiske miljøer.

Danmarks JordbrugsForskning, Flakkebjerg har forestået analysearbejdet i forbindelse med feltundersøgelserne.

Projektgruppen vil gerne takke Amterne og de vandværker, der har været kontakttet i forbindelse med projektet for deres engagement og samarbejde i forbindelse med udvælgelse af lokaliteter og udførelse af detailundersøgelser.

Projektet har været fulgt af en styregruppe med følgende medlemmer:

- Christian Ammitsøe, Miljøstyrelsen (formand for styregruppen)
- Inge Bendix, Københavns Energi (delperiode)
- Ann Katrin Pedersen, Københavns Energi (delperiode)
- Ulla Kristensen, Kommunernes Landsforening
- Jens Bastrup, Danske Vandværkers Forening
- Richard Thomsen, Århus Amt
- Morten Sørensen, Fyns Amt
- Jørn-Ole Andreasen, Århus Kommunale Værker

Styregruppen har fulgt arbejdet med projektet og deltaget intensivt i diskussioner af resultater og konklusioner. Visse af resultaterne giver mulighed for flere fortolkninger. Ansvar for rapportens resultater og konklusioner er dog projektgruppens. Styregruppen bemærker, at rapporten indeholder en række anbefalinger til opfølgende aktiviteter.

Sammenfatning og konklusioner

I de senere år er der rapporteret et stort antal forureninger af vandværksboringer med pesticider. Med dette udgangspunkt har Miljøstyrelsen iværksat det foreliggende projekt om forurening af BAM (2,6-dichlorbenzamid) på vandværker, idet BAM er set som det mest problematiske pesticid (eller pesticid nedbrydningsprodukt) for vandforsyningerne. Formålet med projektet er at vurdere, under hvilke geologiske forhold pesticidforureningen forekommer og hvilke typer boringer og boringskonstruktioner, der specielt er kritiske i forhold til forurening med pesticider. Endvidere er formålet at få belyst og fremskrevet eventuelle problemer med allerede nedsivnet BAM, så der kan gives et bud på, hvor længe problemet vil forekomme, efter man er ophørt med brug af midlerne Prefix og Casoron. Herunder er forureningens vej fra kilde til grundvand via direkte nedsivning gennem forskellige jordlag eller via utætte boringer beskrevet.

Projektet har været opdelt i flere delaktiviteter, hvor den indsamlede viden og erfaringer har dannet baggrund for det efterfølgende arbejde:

- Udvælgelse og undersøgelser på vandværker forurenet med BAM
- Undersøgelse af boringskonstruktioner og deres betydning for forurening med BAM
- Kortlægning af kilder til BAM-forurening
- Undersøgelse af nedbrydning og sorption af dichlobenil og BAM
- Vurdering af transportveje og varighed af forurening baseret på modellering
- Udarbejdelse af anbefalinger til håndtering og afhjælpning af BAM-forurening på vandværker

Der er indhentet data og rapporter hos Amterne om vandværker forurenet med BAM for at få overblik over problemets omfang og få udpeget en række relevante lokaliteter til videre undersøgelser. Der er udvalgt 12 vandværker til detailundersøgelser, og de udvalgte vandværker repræsenterer forskellige geografiske og geologiske forhold, store og små vandværker samt vandværker beliggende i henholdsvis land- og byområder.

Gennem detailundersøgelserne er der indhentet viden om kilder til BAM-forurening samt nedsivning og spredning af BAM fra kilderne. Herudover er forskellige boringskonstruktioner undersøgt med henblik på at vurdere betydningen af utætte boringer for grundvandsforureningen.

Nedbrydning og sorption af dichlobenil og BAM er undersøgt ved laboratorieforsøg, idet data om BAM i litteraturen er meget begrænset. Forsøgene er udført for forskellige sedimenter med forskellige indhold af ler og organisk stof samt under varierende vandkemiske forhold.

Varigheden af BAM-forurening er vurderet ud fra modelsimuleringer af 6 forskellige geologiske hovedtyper, der bredt repræsenterer de forskellige grundvandsforhold i Danmark. Modelopsætningen er foretaget på baggrund af projektets undersøgelser af forureningskilder og koncentrationer, samt resultaterne fra nedbrydnings- og sorptionsforsøgene.

Kilder og udbredelse af BAM forurening

Det pesticid (eller pesticid nedbrydningsprodukt), som til dato har forurennet flest vandværksboringer i Danmark, er stoffet BAM. BAM stammer fra totalukrudtsmidlerne Prefix og Casoron, og er et nedbrydningsprodukt fra aktivstofferne dichlobenil og chlorthiamid i disse ukrudtsmidler. Midlerne har været brugt i perioden 1965 til 1997, men er nu forbudt.

Det årlige gennemsnitlige forbrug i Danmark af chlorthiamid og dichlobenil i perioden 1965-1997 har været 29.000 kg/år. Doseringen af dichlobenil har været mellem 4-30 kg aktivstof pr. ha.

Prefix og Casoron har været meget bredt anvendt af en lang række brugergrupper og på en række lokaliteter (ikke prioriterede):

- Gårdspladser til landbrugsbedrifter
- Gartnerier (i drivhuse, på gårdspladser og udenomsarealer)
- Plantager (under buske og træer på frugt- og granplantager, på gårdspladser)
- Planteskoler (bede, gang- og stiarealer)
- Koloni- og nyttehaver
- Boligforeninger (parkeringsarealer, gang- og stiarealer, bede, legearealer)
- Enfamiliehuse (indkørsler, bede, gang- og stiarealer)
- Parker/grønne områder (gang- og stiarealer, bede, legearealer)
- Kirkegårde (gang- og stiarealer)
- Sportspladser/idrætsanlæg (løbebaner, tennisbaner, gang- og stiarealer)
- Skoler/børneinstitutioner (gang- og stiarealer, legearealer)
- Hospitaler/øvrige offentlige bygninger (gang- og stiarealer, parkeringspladser)
- Veje (vejrabatter, fortove, stier)
- Jernbane/stationspladser
- Vandværksgrunde
- Nærfelt omkring boringer i indvindingsopland

Ukrudtsbehandling med Casoron og Prefix har forekommet i både bymæssige indvindingsoplande som i landområder. Antallet og tætheden af kilder er dog typisk væsentlig højere i bymæssige områder.

Ved undersøgelser af kilderne er der fundet koncentrationer af dichlobenil i jord på typisk under 100 µg/kg. Gennemsnitskoncentrationen i den øverste 1 meter ligger på ca. 55 µg/kg. Der findes indhold af dichlobenil på over halvdelen af de undersøgte lokaliteter, hvor der ikke altid har været viden om brug af dichlobenilholdige ukrudtsmidler. Det må formodes, at stoffet ikke har været anvendt siden 1997, hvorfor de påviste indhold repræsenterer restkoncentrationer af ikke nedbrudt dichlobenil. Der påvises desuden et mindre indhold af BAM i jorden, hvilket viser, at dichlobenil fortsat langsomt nedbrydes, og der således stadig kan sive BAM fra overfladen til grundvandsmagasinet. BAM påvises også i porevand i umættet zone (i koncentrationer op til 37 µg/l) og i sekundære magasiner, hvilket viser, at BAM fortsat er under nedsivning. Der er flere steder samtidig påvist indhold af 2,6-dichlorbenzoesyre i porevand udtaget fra umættet zone under kilderne, hvilket kan være en indikation af, at der sker en vis omsætning af BAM i umættet zone, idet 2,6-dichlorbenzoesyre i litteraturen er rapporteret som nedbrydningsprodukt fra BAM.

Beregninger af den påviste kildestyrke viser, at den resterende pulje af dichlobenil i de øvre jordlag fortsat vil kunne give anledning til påvirkning af grund-

vandsmagasinet under kilden i flere år fremover. Hovedparten af BAM-forureningen vurderes dog allerede nedsivet fra de øverste jordlag.

Ud over ved direkte nedsivning fra arealer behandlet med dichlobenil kan der være risiko for spredning af BAM-forurening via vandløb og overfladeafstrømmende vand fra befæstede arealer. Fra f.eks. regnvandsbassiner uden fast bund vurderes der at være øget risiko for nedsivning af BAM-forurenede vand til grundvandsmagasinet.

Erfaringer fra udvalgte indvindingsoplande viser, at de mange kilder til BAM-forurening såvel i by- som i landområder har givet anledning til udbredte magasinforureninger. Udbredelsen af BAM-forureningen i grundvandsmagasinerne synes således at stamme fra mange års udvaskning af kilderne, hvor de enkelte BAM-forureningsfaner fra hver af kilderne i mange tilfælde nu forekommer sammenhængende forårsaget af stoffets høje mobilitet. Kompleksiteten i fordelingen af de mange kilder sammenholdt med spredningen af kilderne via afstrømmende regnvand og vandløb gør ofte identifikation af de primære transportveje for forureningen fra kilde til grundvand meget vanskelig.

BAM-forureningen har mange steder givet store problemer for vandforsyningerne i Danmark. Således er der i gennemsnit fundet BAM over grænseværdien i 10% af de analyserede vandværksboringer (Grundvandsovervågning 2000). Fundværdien varierer imidlertid fra Amt til Amt fra 1% i Frederiksborg Amt til 15% i Sønderjyllands Amt. Forskellen i BAM-fund antages at skyldes forskellig anvendelse af moderstofferne, forskellig arealanvendelse samt forskellige hydrogeologiske forhold.

De hidtidige fund af BAM i grundvandet stammer hovedsagligt fra grundvand indtil 40 meters dybde, men der er konstateret BAM i grundvandsmagasiner ned til 100 meters dybde.

Transport via utætte boringer

En forudsætning for boringsbetinget BAM-forurening er, at der som udgangspunkt har været benyttet ukrudtsmidler med dichlobenil tæt ved boringen.

Baseret på projektets undersøgelser og indsamlet viden fra andre undersøgelser fremgår det, at der potentielt er risiko for lækager som følge af boringskonstruktionerne på grund af boremetode, -udførelse, -udbygningsmetode og materialevalg. Der er således fundet tegn på defekt boringskonstruktion i ca. 84 % af 172 undersøgte boringer. I alle boringer udført før 1980 kan der potentielt være lækagerisici på grund af én eller flere konstruktionsmæssige fejl. Mange relativt nyetablerede boringer er imidlertid også fejlbehæftede.

Lækage langs forerør vil i de fleste tilfælde ikke være årsag til forurening af grundvandet over grænseværdien. På små vandværker, hvor indvindingen er lille og koncentreret til få timer dagligt, kan lækage langs forerør være et problem, hvis der findes høje koncentrationer i det sekundære grundvand. I indvindingsboringer med større indvinding og mere kontinuert oppumpning, vil bidraget fra indsivende BAM-forurenede vand via utætheder i boringen normalt ikke kunne skabe BAM-forureninger i problematiske koncentrationer.

Lækage langs sløjfede boringer kan udgøre et stort problem, idet der findes et stort antal tidligere indvindingsboringer, som er sløjfede og efterladt på kildepladser og vandværker. Lækager som følge af dårligt sløjfede boringer kan

forårsage en væsentlig transport af BAM, specielt på grund af den ofte uheldige placering tæt på eksisterende indvindingsboringer.

Tilbageholdelse og nedbrydning af dichlobenil og BAM

Dichlobenil og BAMs nedbrydning samt binding til sedimenter er afgørende for hvilke koncentrationer, der findes i grundvandet samt varigheden af forureningen. Projektets resultater viser, at sorptionen af dichlobenil afhænger af indholdet af organisk stof og af indholdet af ler. Der er således målt en særdeles kraftig sorption af dichlobenil i reduceret moræneler med et højt lerindhold. Risikoen for transport af dichlobenil til grundvandszonen vurderes således at være minimal, såfremt der under en overfladenær kilde forefindes et dæklag af reduceret moræneler.

I muldlaget er der ligeledes målt en kraftig tilbageholdelse af dichlobenil på grund af et højt indhold af organisk stof, hvilket sandsynligvis hæmmer nedbrydningen af dichlobenil til BAM. Dichlobenil vil derfor findes i overfladenære sedimenter i mange år fremover. Nedbrydningen af dichlobenil til BAM foregår med størst hastighed i dybderne 0,25-0,75 m u.t., hvor der er målt halveringstider mellem 0,4-0,6 år. I sedimenter dybere end 0,75 m u.t. aftager nedbrydningsraten kraftigt med dybden, og i dybder større end 4 m u.t. er nedbrydningen af dichlobenil til BAM ubetydelig.

BAM sorberer væsentlig mindre end dichlobenil. Dog er der målt en signifikant sorption i de fleste sedimenter. Sorptionen afhænger ligesom for dichlobenil af indholdet af organisk stof og indholdet af ler. BAM er som ventet vanskeligt nedbrydelig, og af de undersøgte sedimenter fra umættet og mættet zone er det stort set kun i overjorden (0-0,75 m u.t.), at der forekommer en vis nedbrydning af BAM efter en forsøgsperiode på 436 døgn. Der er dog for én lokalitet målt en begrænset nedbrydning omkring grundvandsspejlet i en dybde på ca. 5 m, men der er ikke påvist nedbrydning af BAM i sedimenter udtaget under grundvandsspejlet. Forsøgene indikerer derfor, at transporthastigheden af BAM i grundvandsmagasiner primært vil være betinget af den begrænsede sorption.

Varighed af BAM forurening

Varigheden af BAM forurening afhænger af et samspil af flere faktorer:

- Kilden/kildernes beliggenhed
- Kildestyrken
- Geologiske forhold (dæklagsforhold og magasintyper)
- Hydrologiske forhold (nedbør, overfladisk afstrømning, nedsivning, grundvandstrømning etc.)
- Vandindvinding
- Mulige lækager på grund af f.eks. utætte boringskonstruktioner
- Jordens og magasinernes evne til at tilbageholde og nedbryde stofferne

Til belysning af varigheden af BAM-forureningen er der opstillet og foretaget kørsler med en koblet dæklags- og grundvandsmodel baseret på FRAC3DVs4.0 og MODFLOW/MT3D, som inddrager ovennævnte faktorer af betydning for varigheden. Modelleringen er opbygget for en række typeeksempler med henblik på at belyse problematikken for en række generelle danske hydrogeologiske forhold. I og med der er tale om typeeksempler, skal resultaterne fra modelkørslerne opfattes som generelle med omtrentlige intervaller for forventet varighed, omfang og koncentration af BAM i grundvandsmagasinerne.

Modelleringen viser nogle fremtidige BAM-forureningsforløb, der varierer meget afhængigt af bl.a. tykkelsen af lerdæklag samt af vandbalanceforholdene. De højeste BAM koncentrationer kan således forventes i grundvandsmagasiner uden eller med tynde dæklag af ler, hvor koncentrationerne tilsyneladende når sit maksimum omkring år 2000 og herefter aftager til indhold under 0,1 µg/l efter 20-50 år.

For tykkere lerlag vil de maksimale koncentrationer først forventes i grundvandsmagasinerne efter en længere årrække, og for områder med dæklag af f.eks. 30 meter lerlag af bundmoræne kan forureningen først forventes at bryde igennem til grundvandsmagasinet efter ca. 50 år med en langsom fortsat stigning i koncentrationen ind det næste århundrede. Modellsimuleringerne peger dog i retning af lavere maksimumkoncentrationer i grundvand under dybe, tykke indlejrede lerlag uden sprækker.

I områder med dæklag af stærkt glacialt forstyrret ler eller områder med heterogene forhold f.eks. i form af ler med mange tynde sandlag er grundvandet specielt udsat. I sådanne områder indikerer modelleringen alt andet lige, at der er eller snart kan forventes BAM indhold i grundvandet i betydende koncentrationer med et efterfølgende langvarigt indhold af BAM.

Modelleringen viser endvidere, at der må forventes de højeste BAM indhold i grundvandet under byområder, mens indholdet af BAM i landbrugsområder er lavere. Lavere BAM indhold og større afstand mellem forureningskilderne i landbrugsområder betyder således alt andet lige lavere fundhyppigheder og kortere varighed end i byområder.

Det skal understreges, at størrelsen af de modellerede varigheder og BAM-indhold i grundvandsmagasinerne er meget følsom for om og i givet fald, hvilken hastighed en mulig nedbrydning af BAM vil ske med. Det har som tidligere nævnt ikke været muligt ved laboratorieundersøgelserne at påvise nedbrydning i forsøg, der repræsenterer grundvandsmagasiner. Hvis der trods dette sker en vis nedbrydning, må den i givet fald være meget langsom, da modelkørslerne uden "indbygget" nedbrydning i størrelsesorden passer med de faktiske observerede og fundne indhold af BAM. Imidlertid er der tale om lange varigheder, så selv om de modellerede resultater passer rimeligt med de i øjeblikket fundne indhold af BAM rundt omkring i Danmark, vil selv en meget langsom nedbrydning betyde væsentlige ændringer i de fremskrevne resultater. Selv en nedbrydning med en halveringstid på 10 år vil være meget betydelig for konklusionerne.

Konklusion

Resultaterne af projektet er konkluderet som følgende:

- Ukrudtsmidler med dichlobenil og chlorthiamid (Prefix og Casoron), som er moderstoffer til BAM, har været brugt af en lang række forskellige brugere og på arealer i såvel by som landområder.
- BAM er det pesticid, der i vandværksboringer er fundet hyppigst og fundet i 24% af de undersøgte boringer og i 10% af tilfældene over grænseværdien.
- Det er vist, at mange boringer til vandindvinding er i dårlig stand og dermed kan være årsag til en hurtig transport af forurening til grundvandsmagasinet. Der er fundet tegn på defekt boringskonstruktion i 84% af 172 undersøgte boringer. Imidlertid spiller utæthederne en underordnet rolle i

forhold til den magasinforurening, der skyldes nedsivning af BAM gennem jordlagene. Ved små vandværker med lille indvinding kan indsvivende BAM-forurenet vand via utætte borer og udgøre et problem.

- Ca. 90 % af fundene af BAM i grundvandsboringer er gjort i dybden 0-40 meter. Ikke overraskende er der en tendens til, at det øverste yngste grundvand oftere er forurenet end det dybere ældre vand.
- Trods det, at Prefix og Casoron har været forbudt siden 1997, ses der stadig en pulje af moderstoffet dichlobenil i overjorden, der fremover stadig vil give anledning til nedsivning af BAM. Hovedparten af den mængde BAM, der potentielt har kunne dannes, synes imidlertid allerede at være nedsivet fra overjorden.
- Det er vist, at moderstoffet dichlobenil bindes stærkt til jorden, hvilket hindrer nedsivning af dichlobenil, men samtidig er bindingen også så stærk, at den hæmmer nedbrydningen til BAM. Der er ligeledes vist en mindre men signifikant binding af BAM til jorden, hvilket giver anledning til en vis forsinkelse af BAM-nedsivningen.
- Der har ved forsøg ikke kunne påvises nedbrydning af BAM efter en forsøgsperiode på 436 døgn for sediment, der repræsenterer grundvandszonen.
- I sediment, der repræsenterer overjord og i én prøve fra ca. 5 meters dybde, er der målt en begrænset nedbrydning med halveringstider på 3-16 år.
- Modellering med udgangspunkt i geologiske typeeksempler, typiske forekomster af kilder til BAM samt den forventede tilbageholdelse og nedbrydning viser, at BAM forurening vil udgøre et udbredt og langvarigt forureningsproblem for vandforsyningerne såvel i by- som landområder.
- Modellsimuleringerne peger i retning af, at de højeste aktuelle koncentrationer og den korteste varighed af forureningen vil findes i grundvandsmagasiner uden eller med ringe tykkelse af ler dæklag. Den længste varighed vil forventes i områder, hvor BAM-forureningen sker gennem tykke lerlag.
- Der findes muligheder for at reducere forureningsudbredelsen især ved brug af afværgepumpning i grundvandsmagasinerne, der nogle steder vil kunne begrænse påvirkningen af vandværkerne. Endvidere bør defekte borer renoveres. Endelig kan vandet, som den sidste mulighed renses med aktivt kul.

Projektet har afdækket en række spørgsmål, der motiverer yderligere tiltag med henblik på at opfylde målet om, at der også fremover kan leveres drikkevand så vidt muligt uden BAM. Det anbefales således, at der iværksættes udrednings- og udviklingsarbejder med henblik på at skabe det nødvendige grundlag for en målrettet indsats, som f.eks:

- Videre studier af BAM's skæbne i jord- og grundvandsmiljøet med bl.a. fokus på, om der sker selv en ganske lille nedbrydning af BAM i grundvandet samt om adsorptionen af BAM sker irreversibelt, hvilket vil have stor betydning for varigheden af forureningen. Herudover er der behov for yderligere viden om transportvejenes betydning for varigheden.
- Undersøgelser af massebalancen for BAM i vandets kredsløb.
- Vurdering af konsekvensen af de mange utætte borer for pesticidnedsivning samt vurdering af mulighederne og effekten af afværgepumpninger.
- Detailundersøgelser af BAM's toksikologiske egenskaber med henblik på accept af midlertidige overskridelser af grænseværdier etc.

Endvidere er der behov for en integreret indsats fra amter og vandforsyninger, hvor der bør sættes fokus på:

- Analyse af hyppighed af fund niveauer og regional udbredelse
- Overvågning af kilderne
- Overvågning af grundvandsressourcen
- Eventuel fjernelse eller reduktion af kilderne
- Fjernelse eller reduktion af unødige transportveje for forureningen (f.eks. utætte borer)

Endelig er der meget, der tyder på, at mange vandværker før eller siden vil få problemer med BAM forurening, hvilket betyder at forsyningssikkerheden formindskes. Der er derfor behov for udarbejdelse af fremadrettede handlingsplaner, så vandværket er beredt på at håndtere en eventuel forurening, herunder etablering af samarbejder mellem vandværker.

Summary and conclusions

During the past years, an increasing number of pesticide pollutions have been encountered in Danish water supply wells. In order to investigate this problem further, the Danish Environmental Protection Agency has initiated the present project regarding pollution of BAM (2,6-dichlorbenzamide) in water supply wells. BAM was chosen among the pesticides and their degradation products as it is regarded as the most problematic pesticide-related compound for the water supplies.

The purpose of the project is to evaluate the geological conditions under which pollution with pesticides occur and, more specific, the types of groundwater wells and well constructions that are especially susceptible to pesticide pollutions. Furthermore, the aim is to describe the extent of BAM-pollution that has already infiltrated to groundwater aquifers in order to estimate the duration of the pollution after the herbicides Prefix and Casoron are no longer used. For this purpose, the transport ways of BAM from contaminant sources through groundwater aquifers and via leaky wells are investigated.

The project has been divided into the subsequent sections:

- Selection and investigations of waterworks polluted with BAM
- Investigations of well constructions and their significance for BAM-pollution
- Investigations and mapping of BAM contaminant sources
- Experimental studies of degradation and sorption of BAM and the parent-compound dichlobenil
- Description and evaluation of different ways of transporting BAM to the groundwater aquifer and analysis of the durability of BAM-pollution based on modelling
- Preparation of guidelines for handling and remediation of BAM-pollution at waterworks

Data regarding waterworks polluted with BAM were collected from the Danish counties in order to establish an overview of the extent of the problem and to point out a number of localities suitable for further investigations. Twelve waterworks was selected for investigations, as they represent different geographical and geological conditions in Denmark as well as big and small waterworks and urban and agricultural catchment areas.

From the investigations knowledge was obtained about BAM contaminant sources and spreading and leaching of BAM from the sources. Furthermore, different types of well constructions were examined in order to evaluate their significance for the groundwater pollution.

Studies of degradation and sorption of dichlobenil and BAM were also part of the project, since data about BAM in the literature is generally limited. The experiments were carried out in the laboratory using sediment and groundwater with different contents of clay and organic matter under varying chemical conditions of the groundwater.

The extent and durability of BAM contamination were evaluated based on model simulations for 6 representative main aquifer types in Denmark. The evaluation was carried out by means of mathematical modelling based on data collected from the project regarding contaminant sources, field concentrations of dichlobenil and BAM and results from the degradation and sorption experiments.

BAM contaminant sources and spreading of BAM pollution

The pesticide (or pesticide degradation product) which has hitherto polluted most water extraction wells in Denmark is BAM. BAM derives from the herbicides Prefix and Casoron and is a degradation product of the active substances dichlobenil and chlorthiamide in these herbicides. The herbicide products were used in the period from 1965 to 1997 but are now prohibited.

The average annual consumption in Denmark of chlorthiamid and dichlobenil was 29,000 kg/year in the period 1965-1997. The application dose of dichlobenil was around 4-30 kg active substance per ha.

Prefix and Casoron were used widely by many different users in different areas (not in order of priorities):

- Courtyards for farm holdings
- Gardening/market gardens (in greenhouses, courtyards and surrounding areas)
- Plantations (under bushes and trees in fruit- and spruce plantations and on the courtyard)
- Nursery gardens (in beds and walks)
- Allotments and kitchen gardens (in beds and walks)
- Apartments blocks (in beds, walks, parking areas, playgrounds)
- Single-family houses (in beds, walks and driveways)
- Parks/recreational areas (in beds, walks and playgrounds)
- Churchyards (walks)
- Sport grounds (walks, running tracks, tennis courts etc.)
- Schools and child-care institutions (beds, walks, playgrounds)
- Public buildings/hospitals etc. (beds, walks, parking areas)
- Roads (road verges, sidewalks, footpaths)
- Railroads/railroad stations
- Waterwork sites (non-paved areas)
- Surrounding areas around waterwork wells.

Weed control using Casoron and Prefix occurred both in urban and agricultural groundwater catchment areas. The number of BAM contaminant sources, however, is typically much higher in urban areas and the contaminant sources closer compared to agricultural areas.

Investigations of the BAM contaminant sources show concentrations of typically up to 100 µg/kg of the parent pesticide dichlobenil in soils. The average concentration in the top 1 meter is at approx. 55 µg/kg. Dichlobenil is found in soil samples in more than half of the investigated sites, regardless of knowledge of dichlobenil-containing herbicides having been used at the sites or not. It is assumed that the herbicides have not been used since 1997, and that the observed concentrations of dichlobenil represent residual concentrations of dichlobenil that has not been degraded. Small amounts of BAM is also detected in the soil, which shows that dichlobenil is still degraded and that BAM continues to infiltrate from the surface. BAM is also detected in pore-water

from vadose zone (in concentrations of up to 37 µg/l) as well in groundwater aquifers near the ground surface, which shows that BAM is still leaching through vadose zone to the groundwater. Often, 2,6-dichlorobenzoic acid also is detected in pore water samples from the vadose zone, indicating that BAM is degraded since 2,6-dichlorobenzoic acid in the literature is reported as being a metabolite from BAM.

Calculations show that the residuals of dichlobenil in soils from the upper few meters of the investigated sites can still cause groundwater contamination for many years to come. However, the main part of BAM is considered to have already infiltrated into deeper parts of vadose zone or into the groundwater aquifer.

Apart from the direct infiltration of BAM from the contaminant sources there might be a risk of spreading BAM via surface water (streams) and rainwater runoff from roads and paved surfaces. For instance, rainwater basins without firm bottom imply a risk of infiltration into the groundwater of BAM polluted rainwater.

Investigations of selected groundwater catchments have shown that the many BAM contaminant sources in urban and agricultural areas have caused widely spreaded BAM-pollution in the groundwater aquifers. The spreading of BAM-pollution is caused by leaching of BAM from all the contaminant sources resulting in many small pollution plumes which often seem to combine to larger coherent plumes due to the high mobility of BAM. The complex distribution of contaminant sources in the catchment areas combined with the spreading of BAM via surface water and runoff rainwater pattern makes it very difficult to identify preferential pathways from the contaminant source to the groundwater.

In the Danish groundwater aquifers BAM pollution is found in concentrations above the official limit value for drinking water in on average 10% of the analysed wells (data from the official Groundwater Monitoring Programme, 2000). However, the degree of BAM contamination varies from county to county from 1% in Frederiksborg County to 15% in Southern Jutland County. The difference in the frequency of BAM contamination may be due to different application doses of the herbicides, different land use, and different hydrogeological conditions. Most of the BAM findings originate from groundwater at a depth of up to 40 meter, but BAM has also been observed in groundwater reservoirs at a depth of 100 meter.

Transport via leaky wells

Groundwater BAM contamination caused by transport of pollution through leaky wells requires that the dichlobenil containing herbicides have been applied close to the well.

Investigations in this project combined with experiences from other studies show that there is a potential risk of leaks through well constructions as a result of drilling techniques, well construction techniques and well construction materials. Evidence of defective well construction was recorded in 84 % of 172 wells investigated. In all wells constructed before 1980 there may be a risk of leaks due to one or more constructional errors. Many relatively newly established wells, however, are defective too.

Leakage along the casing will in most cases not cause BAM pollution of the groundwater above the limit value. At small waterworks with lower pumping rates leakage along a casing pipe may be a problem if there are high concentrations in the secondary groundwater. In water supply wells with a high continuous pumping rate, the contribution from leaky wells is nonessential

Leakage resulting from improper well closure may cause significant BAM transport and contamination problems, since there are a great number of abandoned inadequately closed wells nearby water supply wells that are in use.

Attenuation and degradation of dichlobenil and BAM

Degradation and sorption of dichlobenil and BAM are processes crucial for the resulting concentrations and duration of BAM-pollution in the groundwater. The experimental studies show that the sorption of dichlobenil depends on the content of organic matter and clay in the sediment. A very high sorption of dichlobenil has been observed for anaerobic clay. This means that the presence of a layer of anaerobic clay underneath the subsurface of the dichlobenil/BAM contaminant source minimize the risk for leaching of dichlobenil to the groundwater. Also, a high sorption of dichlobenil has been observed in the topsoil due to high contents of organic matter, which most probably inhibits the degradation of dichlobenil to BAM. This means that dichlobenil will remain in the top soil for many years to come. The most rapid degradation of dichlobenil to BAM has been observed at depths of 0.25-0.7 m b.s. with estimated half-live constants of 0.4-0.6 years. From a depth of 0.75 m the degradation rates decrease rapidly with depth, and at a depth of 4.0 m b.s. no significant degradation of dichlobenil is observed.

Compared to dichlobenil the sorption of BAM to sediments is much lower. However, the sorption of BAM still seem significant for most of the investigated sediments. The sorption of BAM is dependent on the content of organic matter and clay like the sorption of dichlobenil. As expected, in most cases BAM is not degradable. Significant degradation has only been observed in the topsoil (0-0.75 m b.s.) after an experimental period of 436 days. However, for one of the study sites a significant but low degradation was observed in a sediment from a depth of 5 m b.s. just above the groundwater level, but no significant degradation has been observed below the groundwater level. The experimental data indicate that the transportation rate of BAM in groundwater aquifers is controlled by the low but significant sorption to the sediments.

Durability of BAM contamination in groundwater

The extent and durability of BAM pollution in the groundwater and water extraction wells depend on a complex interaction between the following main factors:

- The BAM contaminant sources and their location
- The source strength (application dose)
- The geological conditions (type of aquifer, composition and thickness of overlaying aquitards)
- The hydrological conditions (precipitation, surface run-off, infiltration, groundwater flow etc.)
- The groundwater catchment (extraction and yield)
- Leakage along inadequately or abandoned wells

- The ability of the soil and aquifer to attenuate the pollution (degradation and sorption of dichlobenil and BAM).

The evaluation was carried out by means of mathematical modelling using a linked aquitard- and groundwater model FRAC3dvs and MODFLOW/MT3D, which include the above mentioned factors of importance for the durability of the pollution. Model simulations were carried out for geologically different types of aquifer in order to describe the extent and durability of BAM under various typical Danish hydrogeological conditions. The model evaluation therefore provides an overall picture of the average extent and durability of BAM in groundwater aquifers with rough intervals for concentrations and duration of contamination.

The modelling shows how BAM-pollutions appear and develop in the groundwater, and the future evolution is highly varying and dependent on e.g. the thickness of the overlaying clay aquitard and of the water balance.

The modelling indicates that the maximum BAM concentrations will occur in groundwater aquifers with only a thin or no protecting clay aquitard above. The highest concentrations are expected in approximately year 2000 and the concentrations will decrease to below 0.1 µg/l after a period of 20-50 years.

The modelling indicates that groundwater with thick protecting clay aquitards above will have a breakthrough of BAM pollution after many years. For groundwater aquifers with 30 m of protecting clay aquitard above BAM contamination is only expected after approximately 50 years and hereafter the BAM concentration will slowly increase until the middle next century. However, the modelling shows that the lowest maximum concentrations in groundwater occur where the thick inter-layered clay layers are without fractures.

The modelling moreover indicates that the groundwater will be more exposed to BAM pollution underneath aquitards of glacially disturbed clay and heterogeneous clay types containing abundant thin sand layers. In such areas the model indicates that, other things being equal, there is or there will soon be a breakthrough of BAM to aquifers and following long duration of BAM contamination.

The highest BAM concentrations appear in groundwater under the urban areas of the model catchment, while the BAM concentrations in the agricultural areas in general are lower. Lower BAM-concentrations and longer distances between the BAM contaminant sources in the agricultural catchment areas mean a lower frequency of BAM findings and shorter durability compared to the urban catchment areas.

It shall be emphasized that the results of the model are very sensitive and dependent on the degradation potential of BAM. In the laboratory studies no degradation of BAM was observed in experiments representing groundwater aquifers. However, if BAM is degraded in groundwater, the degradation rate must be very low since the model calibrations with "no degradation" seem to fit the actual findings of BAM in the groundwater. Nonetheless, the predicted durabilities of BAM pollution are very long, and even a very slow degradation of BAM (e.g. half life of 10 years) in the groundwater would reduce the predicted extent and duration of BAM pollution dramatically.

Conclusions

The following overall conclusions from the project can be made:

- The herbicides Prefix and Casoron containing dichlobenil og chlorthiamid, which is parent pesticides to BAM, have been applied to many areas by a great number of different types of users in both urban and agricultural catchment areas.
- BAM is the pesticide (or degradation product) which so far has polluted most water supply wells (24%) and in 10% of the wells the concentration is above the drinking water limit of 0.1 µg/l.
- Many water supply wells are in a bad shape and can cause a rapid leakage of pesticide pollution into the groundwater. Evidence of defective well construction was recorded in 84 % of 172 wells investigated. However, BAM contamination of water supply wells via leakages in wells is probably often minor in comparison to BAM contamination caused by infiltration through the soil layers. At small waterworks with lower pumping rates preferential pathways via leaky wells may cause problems if high contaminant concentrations are present in secondary groundwater.
- Approximately 90 % of the observed BAM contaminations are observed in shallow groundwater wells of 40 m or less. As expected, there is a tendency that the upper, young groundwater is more polluted than the deeper, old groundwater.
- Despite the fact that application of Prefix and Casoron was abandoned in 1997, the parent pesticide dichlobenil is still detected in many top soils, and the residual pool of dichlobenil may cause leaching of BAM in the future. However, the main part of dichlobenil is degraded, and thus the main part of BAM has most probably already infiltrated from the topsoil.
- The parent pesticide dichlobenil is strongly sorbed to soil and sediments, which to some extent inhibits the infiltration of dichlobenil to the groundwater, but the strong binding also inhibit the degradation of dichlobenil to BAM. Additionally, a low but significant sorption of BAM to sediment and soils is observed which may result in a slight attenuation of BAM.
- No degradation of BAM is observed in the experimental studies representing groundwater conditions during an experimental period of 436 days.
- A low but significant degradation of BAM is observed in top soils and in one sample from a depth of 5 m, with measured half live constants in the range of 3-16 years.
- Modelling based on the main Danish types of geological conditions, typical patterns of contaminant sources and the expected sorption and degradation of dichlobenil and BAM shows that BAM pollution will appear with a high frequency and for a long time in water extraction wells in both urban and agricultural catchments.
- The modelling indicates that the maximum BAM concentrations will occur in groundwater aquifers with only a thin or no protecting clay aquitard above. The longest durability will be expected in areas of thick clay aquitards.
- There are a few remediation alternatives available in order to reduce the spreading of BAM pollution. Especially remedial pumping often seems to reduce the BAM problems at waterworks. Also, it is recommended that renovation of leaky wells is initiated. Finally, as a last resort the groundwater can be filtrated through activated carbon.

The project has covered a lot of questions, that motivates further initiatives and activities in order to ensure drinking water without BAM or other pesti-

cides in the future. It is recommended that development projects are initiated in order to establish the necessary knowledge and basis for further initiatives. Such project may include:

- Further studies of the fate of BAM in soil and groundwater, e.g. detailed studies to clarify if BAM is degraded in the groundwater and if the adsorption of BAM is irreversible, both things important for the durability of BAM. Also, studies focusing on the importance of different ways of transporting BAM to the groundwater which is essential for the extent and durability of BAM.
- Investigations focusing on a more precise mass balance of BAM for the overall water balance.
- Evaluation of the consequences of the large number of leaky wells for groundwater pollution with pesticides and the possible remediation techniques towards BAM pollution, including the effect of using these remediation techniques.
- Investigations and evaluation of the toxic effects of BAM for possible acceptance of temporary elevated BAM-values in the groundwater above the limit values.

Furthermore, there is a need for cooperation between counties and water supplies in order to integrate further activities focusing on:

- Examination of the frequency of BAM contamination levels and spreading of BAM regionally
- Monitoring of BAM contaminant sources
- Monitoring of the groundwater
- Reduction or possibly removal of the contaminant sources
- Reduction or possibly removal of unnecessary pathways of contamination (e.g. leaky wells)

Finally, the results from the project indicate that BAM pollution will appear at many waterworks sooner or later and therefore the water supply security will be minimized. There is thus a great need for guidelines for the handling of future pesticide pollutions, so that the waterworks can prepare themselves to handle the eventual appearances of pollution in their supply wells by e.g. establishing cooperations between several waterworks in order to solve the problems.

1 Indledning

1.1 Baggrund

I de senere år er der rapporteret et stort antal forureninger af vandværksboringer med pesticider. Det må forventes, at antallet af påviste boringer med pesticid-forurening vil stige i de kommende år også i takt med, at analyseprogrammet for pesticider i boringskontrolvejledningen bliver gennemført på alle vandværker.

Projektet "Pesticider og vandværker" er en udløber af forhandlingerne om finansloven for 1998. Her blev der indgået aftale om en forhøjelse af pesticidafgiften, en styrket indsats til opretholdelse og fremme af økologisk landbrug samt en styrket indsats for vandmiljøet – pesticidaftalen.

Af pesticidaftalen fremgår det blandt andet, at der skal "foretages en udredning af forhold, der kan belyse og fremskrive eventuelle problemer med allerede nedsivede pesticider og nedbrydningsprodukter, så man i forhold til små og mindre vandværker kan yde kvalificeret rådgivning om, hvor længe problemet vil forekomme, og hvorledes de indtrufne eller forudsigelige forsyningsproblemer bedst afhjælpes."

Den nuværende viden tyder på, at anvendelsen af totalukrudtsmidler udgør en væsentlig kilde til forurening af vandværksboringer. Det pesticid, som til dato har forurennet flest vandværksboringer i Danmark, er stoffet 2,6-dichlorbenzamid (BAM) (Grundvandsovervågning, 2000). BAM stammer fra totalukrudtsmidlerne Prefix og Casoron, og er et nedbrydningsprodukt fra aktivstofferne dichlobenil og chlorthiamid i disse ukrudtsmidler. Midlerne har været brugt i perioden 1965 til 1997, og er nu forbudt. De fortsatte fund i vandværkernes boringer tyder på, at store mængder af nedbrydningsproduktet fra ukrudtsmidlerne stadig udvaskes til grundvandet.

BAM udgør således et betydeligt forureningsproblem for både store og små vandværker. For de små vandværker, som ofte kun har én eller få boringer, er det specielt afgørende at få et realistisk billede af forureningsens omfang og varighed, idet de ikke har andre boringer, der kan erstatte de forurenede.

Det voksende antal pesticidforureninger af vandværksboringer har derfor skabt behov for at få opsamlet og sammenfattet den eksisterende viden samt at få udarbejdet en vejledning i, hvordan pesticidforurening håndteres og afhjælpes.

1.2 Formål

Projektet er igangsat med det formål at medvirke til at udfylde rammerne i pesticidaftalen. Miljøstyrelsen har efter drøftelser med de to vandværksforeninger Danske Vandværkers Forening og Danmarks Private Vandværker defineret projektet til specifikt at omhandle forurening af vandværksboringer med BAM på grund af det omfattende problem med BAM-forurening, som kon-

stateres i dag på mange vandværker i Danmark. Den viden, der opnås om BAM og afhjælpning af forureningsproblemer, vil i vidt omfang kunne anvendes i forhold til andre totalukrudtsmidler.

I projektet er foretaget en udredning af forureningsforholdene med hensyn til BAM på vandværker. Formålet med projektet er at vurdere under hvilke geologiske forhold pesticidforureningen forekommer og hvilke typer boringer og boringskonstruktioner, der specielt er kritiske i forhold til forurening med pesticider.

Formålet er endvidere at få belyst og fremskrevet eventuelle problemer med allerede nedsivede pesticider og nedbrydningsprodukter, så der kan gives et bud på, hvor længe problemet vil forekomme, efter man er ophørt med brug af midlerne Prefix og Casoron. Herunder er forureningens vej fra kilde til grundvand via direkte nedsivning gennem forskellige jordlag eller via utætte boringer beskrevet.

Endelig har formålet været – med baggrund i de indhentede erfaringer i projektet – at udarbejde en række anbefalinger vedrørende håndtering af pesticidforurening til brug for vandværkerne, herunder forslag til hvilke afhjælpende foranstaltninger, der kan foretages.

1.3 Strategi og fremgangsmåde

Projektet har været opdelt i flere delaktiviteter, hvor den indsamlede viden og erfaringer har dannet baggrund for det efterfølgende arbejde:

- Udvælgelse og undersøgelser på vandværker forurenede med BAM
- Undersøgelse af boringskonstruktioner og deres betydning for forurening med BAM
- Kortlægning af kilder til BAM-forurening
- Undersøgelse af nedbrydning og sorption af dichobenil og BAM
- Vurdering af transportveje og varighed af forurening baseret på modellering
- Udarbejdelse af anbefalinger til håndtering og afhjælpning af BAM-forurening på vandværker

Der er indhentet data og rapporter hos Amterne om vandværker forurenede med BAM for at få overblik over problemets omfang og få udpeget en række relevante lokaliteter til videre undersøgelser. Efter en besigtigelse og vurdering af forureningssituationen blev 12 vandværker udvalgt til detailundersøgelser. Vandværkerne er udvalgt således, at forskellige geologiske forhold og typer af indvindingsopland/kildefordeling (by- og landområde) er repræsenteret. Herudover er der udvalgt både små og store vandværker.

Gennem detailundersøgelserne er der indhentet viden om kilder til BAM-forurening samt nedsivning og spredning af BAM fra kilderne. Herudover er forskellige boringskonstruktioner undersøgt med henblik på at vurdere betydningen af utætte boringer for grundvandsforurening. Undersøgelserne er foregået i samarbejde med de udvalgte vandværker og deres eventuelle rådgiver. Endvidere er inddraget resultater og erfaringer fra andre vandværker, hvor der har været udført undersøgelser og afværgetiltag.

Der er udført et indledende udredningsarbejde om boringsforhold og filterindretning anvendt i Danmark for at klarlægge konstruktionsbetingede risici

for lækage. Gennem detailundersøgelser er betydningen af boringskonstruktion og utætte boringer undersøgt. Endvidere er forskellige undersøgelsesmetoder afprøvet og valideret.

Opsporingen af kilder til BAM-forurening er udført for at få belyst den aktuelle koncentration af dichlobenil og BAM på arealer, hvor der har været anvendt Prefix og Casoron. Der er udført undersøgelser af jord, porevand og eventuelle sekundære magasiner for indhold af dichlobenil, BAM og i visse tilfælde 2,6-dichlorbenzoe-syre for at undersøge, om der er feltindikationer af, at BAM nedbrydes i miljøet.

Nedbrydning og sorption af dichlobenil og BAM er undersøgt ved laboratorieforsøg, idet data om BAM i litteraturen er meget begrænset. Sediment og vand til undersøgelserne er udtaget ved udvalgte feltlokaliteter (ved vandværker), således at nedbrydning og sorption er undersøgt i forskellige sedimenttyper med forskellig indhold af ler og organisk stof samt under varierende vandkemiske forhold.

Varigheden af BAM-forurening er vurderet ud fra modelsimuleringer af 6 forskellige geologiske hovedtyper, der bredt repræsenterer de forskellige grundvandsforhold i Danmark. Ved modelleringen er anvendt en koblet dæklags- og grundvandsmodel baseret på FRAC3Dvs4.0 og MODFLOW/MT3D. Modelopsætningen er foretaget på baggrund af projektets undersøgelser af forureningskilder og koncentrationer, samt resultaterne fra nedbrydnings- og sorptionsforsøgene.

På baggrund af den indsamlede viden i projektet er der udarbejdet en pjece med anbefalinger til håndtering af BAM-forurening til brug for de mindre vandværker. Vejledningen indeholder anbefalinger til undersøgelser, når en forurening med BAM er konstateret samt forslag til eventuelle afværgemuligheder.

1.4 Indhold og opbygning af rapport

Projektet er afrapporteret i nærværende hovedrapport samt i fire selvstændige delrapporter:

Delrapport 1. Forureningstransport via utætte boringer – litteraturopsamling samt undersøgelseserfaringer.

Delrapport 2. Kilder til BAM-forurening og forureningsudbredelse – undersøgelseserfaringer.

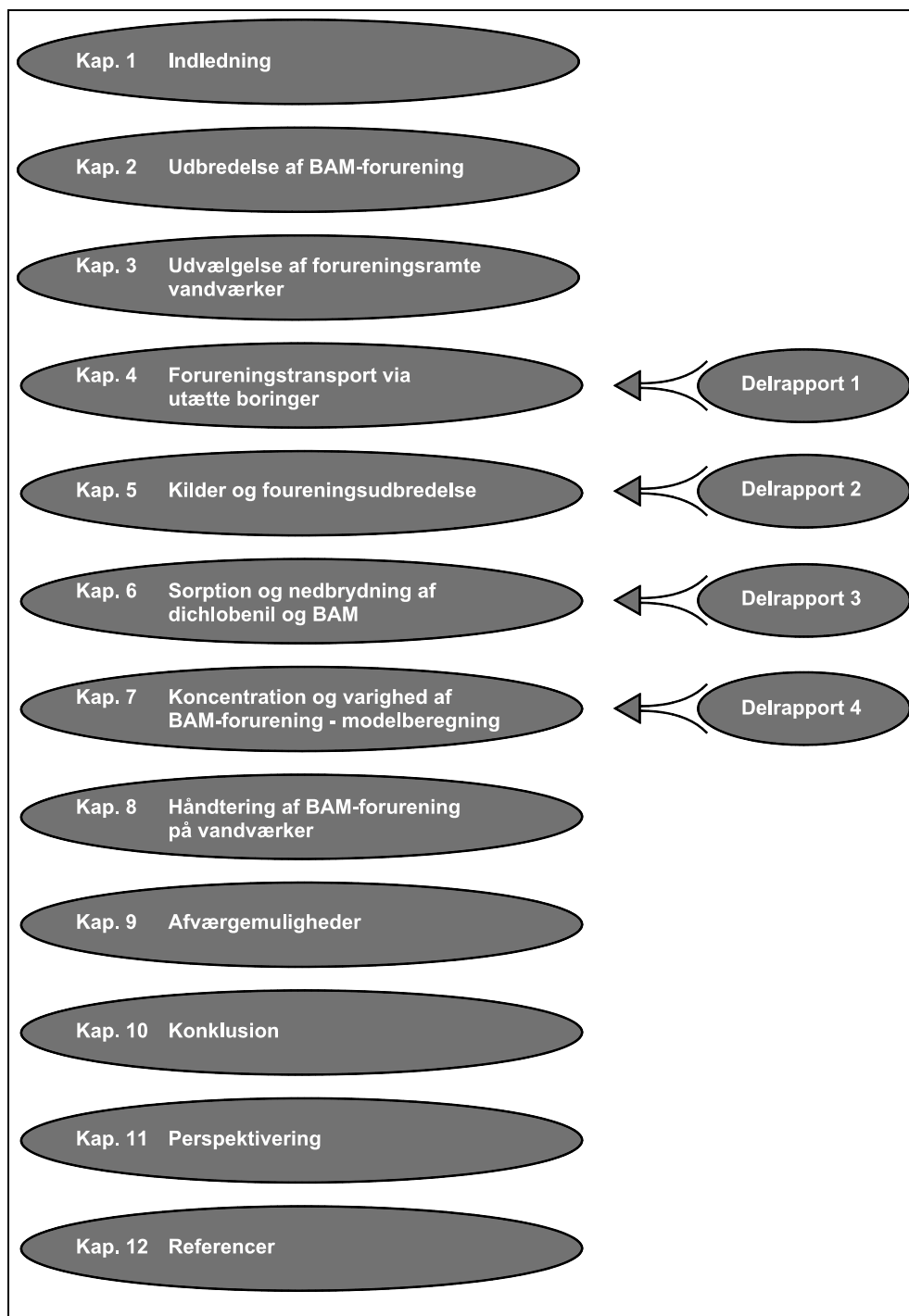
Delrapport 3. Nedbrydning og sorption af dichlobenil og BAM – litteraturopsamling samt laboratorieforsøg.

Delrapport 4. Vurdering af koncentration og varighed af BAM forurening i grundvand.

I hovedrapporten er projektets resultater og konklusioner sammenfattet. På figur 1.1 er vist opbygningen af hovedrapporten opdelt i kapitler. Som det fremgår af figuren, indbefatter hovedrapporten således de væsentligste resultater og vurderinger fra hver af delrapporterne 1-4 (kapitel 4, 5, 6 og 7). Herudover er der i hovedrapporten beskrevet udvælgelsen af vandværker til detailundersøgelser (kapitel 3), redegjort for BAM-forureningens omfang i Dan-

mark (kapitel 2) samt beskrevet hvorledes man kan håndtere BAM-forureningen på vandværker (kapitel 8). I kapitel 9 er specifikt beskrevet de mulige afværgeforanstaltninger, som kan iværksættes overfor BAM-forureninger.

Med baggrund i projektets samlede udredningsarbejde er der udarbejdet en pjece "Håndtering af BAM-forurening på vandværker". Pjecen er stilet mod at kunne bruges specielt af mindre vandværker, som rammes/eller er ramt af BAM-forurening. Rapporten indeholder en række råd og anbefalinger til, hvorledes man håndterer en konstateret BAM-forurening, hvad angår mulige undersøgelser og afværgeløsninger. Indholdet i pjecen er mere detaljeret beskrevet i kapitel 8 og 9 i nærværende rapport.

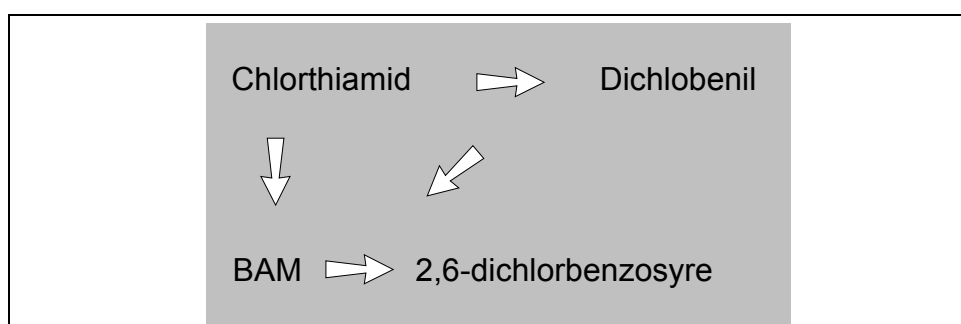


Figur 1.1 Hovedrapportens opbygning samt relation til delrapporter

2 Udbredelse af BAM-forurening

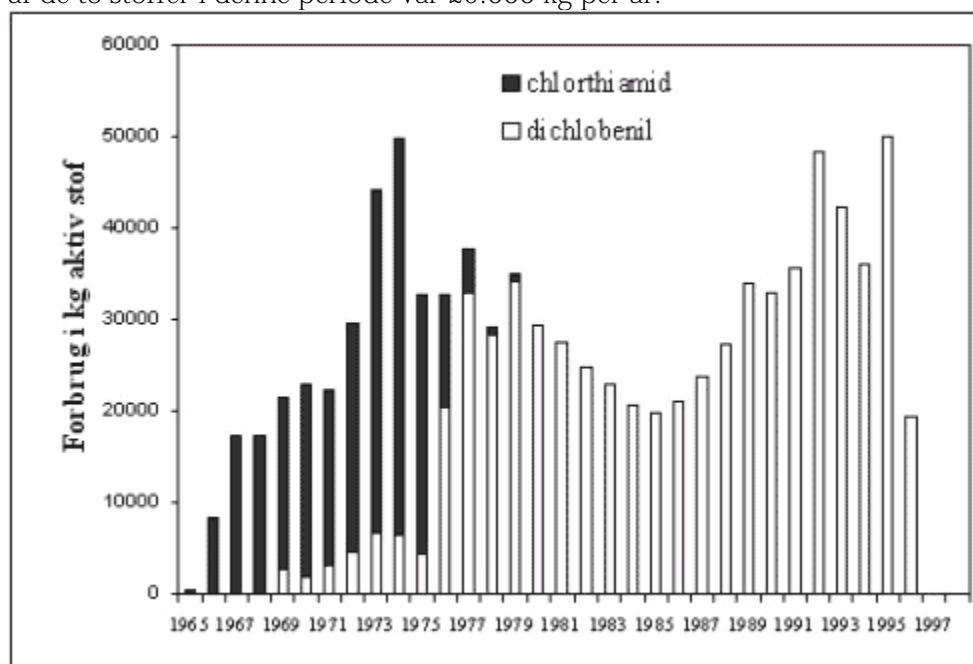
2.1 Anvendelse og forbrug af Prefix og Casoron

Dichlobenil og chlorthiamid, som er moderstoffer til nedbrydningsproduktet BAM (jf. figur 2.1), blev introduceret som herbicider i henholdsvis 1960 og 1963 af firmaerne Philip-Duphar, Amsterdam og Shell Limited, London. Begge herbicider har været solgt til brug på udyrkede arealer, i frugtplantager og under prydræer og prydbuske. Chlorthiamid blev i Danmark solgt som Prefix i perioden 1965-1980, mens dichlobenil blev solgt i handelsprodukterne Casoron G, Prefix G og Prefix Garden i perioden 1970-1997 (Miljøstyrelsen, 1996). Salg af dichlobenil blev forbudt i Danmark i 1997.



Figur 2.1 Nedbrydningsveje for chlorthiamid, dichlobenil og BAM

Det årlige forbrug i Danmark af chlorthiamid og dichlobenil i perioden 1965-1997 opgjort på basis af salg er vist på figur 2.2. Det gennemsnitlige forbrug af de to stoffer i denne periode var 29.000 kg per år.



Figur 2.2 Forbrug af chlorthiamid og dichlobenil opgjort på basis af salg i perioden 1965-1997.

Ifølge Miljøstyrelsen har doseringen af dichlobenil været mellem 4 og 30 kg aktivstof pr. ha., med en skønnet typisk dosering på ca. 20 kg aktivstof pr. ha

(Miljøstyrelsen, 1997). Doseringen af chlorthiamid har formentlig været af samme størrelsesorden. Statens Planteavlsvforsøg har fra 1991 og frem anbefalet en maksimal dosering svarende til 13,5 kg aktivstof pr. ha. I tekstboksen nedenfor er refereret vejledningen i brug af Casoron G og Prefix G fra "Planteværn '93". Som det fremgår er begge ukrudtsmidler på granulat-form med anbefalet udstrøning før regn. De anbefalede mængder til udstrøning på op til 200 kg/ha svarer til ovennævnte ca. 13,5 kg aktivstof pr. ha (6,75 % aktivstof i midlerne). I praksis har udstrøningen nok i mange tilfælde ikke været baseret på nøje afvejede mængder, men formentlig været strøet ud med "let hånd".

Om brugen af Casoron G og Prefix G:

- uddrag fra udgivelsen "Planteværn '93". De to stoffer blev forbudt i 1997

Casoron G:

Aktivstof: Dichlobenil: 6,75 %

Skal bruges under frugttræer og frugtbuske efter frugtplukning og indtil første maj.

Virkning: Casoron G er et meget bredtvirkende ukrudtsmiddel i granulatform til udstrøning. Anvendelse: Udstrøes ved lav temperatur på fugtig jord før regn.

Midlet flyder ikke i jorden og trænger ikke længere ned end 7 - 10 cm. Udyrkede arealer: Gårdspladser, industrianlæg, sportsanlæg, vejkanter, fortove og havegange. Frugt og bærkulturer: I æble- og pæreplantager samt ribs- og solbærplantninger kan der behandles med 80 - 100 kg Casoron G pr hektar i det tidlige forår. Små træer og prydbuske: 40 - 60 kg Casoron G pr. hektar.

Fareklasse: Ingen.

Prefix G:

Aktivstof: Dichlobenil: 6,75 %

Virkning: Bekæmper de mest almindelige ukrudtsarter. Spredes i granulatform.

Bedst virkning ved udspreddning før regn. Bør ikke anvendes i eller omkring væksthuse. Anvendelse: Totalukrudsbeholdelse og ukrudtsbeholdelse i æble, pære, frugtbuske, løvfældende træer og busketter.

Behandling: Prefix G trænger ikke længere end 7 - 10 cm ned i jorden og giver mulighed for udstrøelse under træer og buske med dybereliggende rødder.

Dosering: Udyrkede arealer: 100 - 200 kg/ha, æble- og pæretreer med mere: 60 - 80 kg/ha.

Fareklasse: Ingen

2.2 BAM-forurening i grundvand

Ifølge "Grundvandsovervågningen 2000", som opsamler data fra grundvandsovervågningsområderne (GRUMO), landovervågningsoplande (LOOP) og vandværksboringer, fremgår det med al tydelighed, at pesticidforurening af grundvandet er et meget stort problem. I analyseperioden 1993-1999 er der påvist pesticider eller nedbrydningsprodukter fra pesticider i ca. 35 % af de undersøgte 1.061 boringer, som indgik i grundvandsovervågnings GRUMO-boringer. De tilsvarende fundprocenter for de 119 undersøgte boringer fra LOOP og 5.774 undersøgte vandværksboringer var henholdsvis 53 % og 24 %.

Samlet tegner der sig et billede af, at det er gruppen af herbicider, som dominerer forureningsmæssigt i grundvandet, formentlig fordi disse stoffer ofte er mere mobile (vandopløselige) end fungicider og insekticider, men også fordi de er brugt i størst mængder herhjemme. Indenfor gruppen af herbicider og nedbrydningsprodukter heraf er BAM det stof, der hyppigst detekteres over

grænseværdien på 0,1 µg/l, til trods for, at dichlobenilholdige (og chlorthiamidholdige) ukrudtsmidler er solgt i væsentlig mindre mængder end for eksempel triaziner og phenoxyser.

Den relative forekomst af forskellige pesticider og nedbrydningsprodukter viser et noget forskelligt billede afhængigt af, hvilken gruppe af boringer, der betragtes. BAM detekteres hyppigst over grænseværdien på 0,1 µg/l i vandværksboringer og i boringer fra grundvandsovervågningen, hvorimod der for boringer i landovervågningsoplandene kun relativt sjældent er påvist BAM (i 4 ud af 78 boringer). I sidstnævnte gruppe af boringer synes triaziner samt glyphosat/AMPA at udgøre de oftest detekterede pesticider. De sjældne fund af BAM i boringerne fra LOOP viser, at de installerede filtre under markerne åbenbart kun i få tilfælde er påvirket af pesticidanvendelse fra eksempelvis veje, gårdspladser m.m.

For vandværkerne synes det største og mest hyppige problem med hensyn til pesticidforurening at være relateret til BAM-forurening. Mere specifikt er der i "Grundvandsovervågningen 2000" konstateret BAM i ca. 24 % af i alt 3.191 undersøgte boringer, hvoraf der i ca. 10 % af boringerne er konstateret fund over 0,1 µg/l. Moderproduktet dichlobenil er til sammenligning konstateret i 0,9 % af 3.746 undersøgte boringer, hvilket viser, at moderproduktet meget sjældnere når grundvandsmagasinet sammenlignet med BAM. Tilsvarende er i alt 124 vandværksboringer analyseret for indhold af 2,6-dichlorbenzoesyre, som er nedbrydningsprodukt fra BAM, men stoffet er ikke blevet påvist. Til sammenligning er der for grundvandsovervågningens GRUMO-boringer påvist 2,6-dichlorbenzoesyre i 3 ud af 65 undersøgte filtre.

2.3 Fordeling af forureningsramte boringer

2.3.1 Datagrundlag

Amterne og Københavns og Frederiksberg kommune indberetter løbende oplysninger til GEUS om fund af BAM i grundvandsboringer, og disse sammenstilles da med andre grundvandskemiske data i en national GrundVands Kemisk database (GVK databasen). Ved projektets opstart i november 1999 var der samlet resultater af 3.716 vandanalyser for BAM i GVK databasen. I forbindelse med dette projekt er oplysninger fra GVK databasen sammenholdt med GEUS' boredatabase PC-Jupiter med henblik på at skabe et datagrundlag for en landsdækkende behandling af BAM-forureningerne. Arbejdet med at oprette databasen er udført i forbindelse med et eksamensprojekt på Danmarks Tekniske Universitet, og en mere uddybende beskrivelse af databasen og resultaterne af søgningerne kan læses heri (Sørensen, 2000).

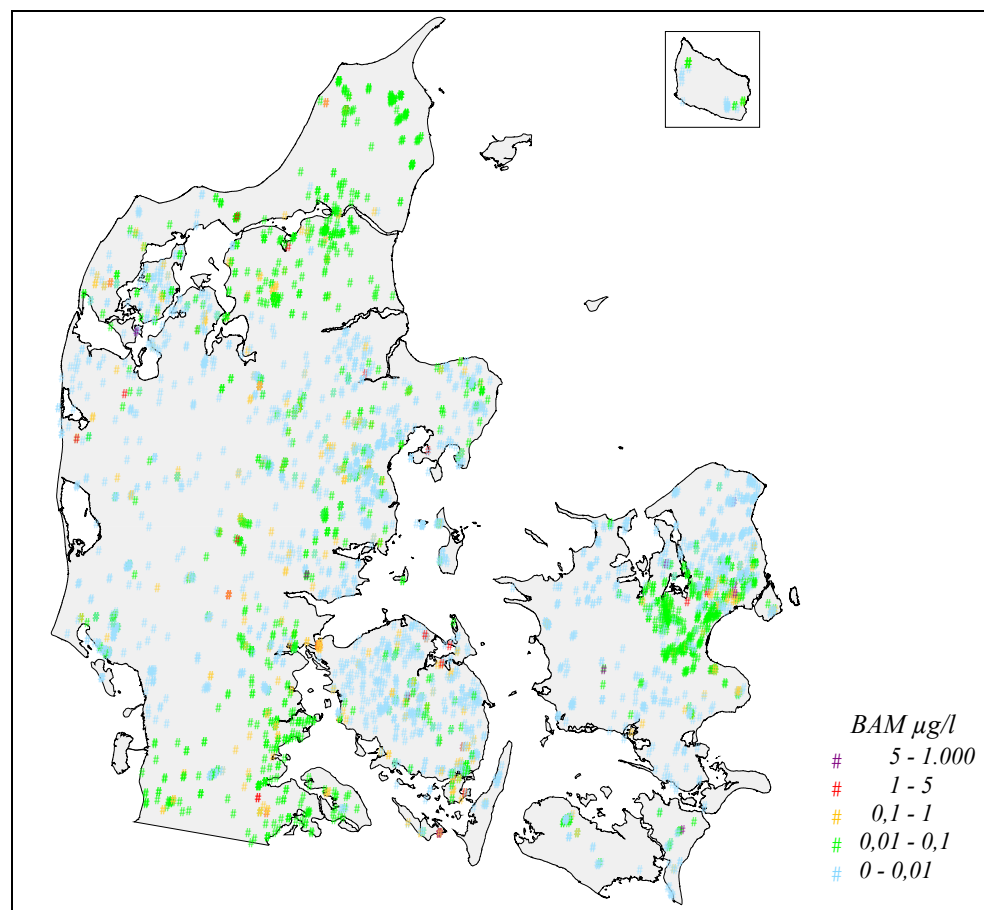
Med baggrund i dette datagrundlag er der indledningsvist i projektet foretaget søgninger om sammenhæng mellem fund af BAM og dybder for prøvetagning i boringer, de terrænære geologiske forhold omkring boringerne (defineret som de gennemborede geologiske lag indenfor de øverste 5-10 m), selve boreringskonstruktionen, grundvandskemiske forhold samt arealanvendelserne omkring boringerne. Søgning om sammenhæng mellem arealanvendelse og fund af BAM er gennemført med CORINE databasen, som indeholder oplysninger om arealanvendelser i Danmark.

I det følgende præsenteres udvalgte fundne sammenhænge omkring fordelingen af BAM-forureningen i Danmark. Resultatet af de mere specifikke søg-

ninger omkring BAM-fund og forskellige boringskonstruktioner er beskrevet i kapitel 4 og delrapport 1.

2.3.2 Fordeling af BAM-fund - geografisk og dybdemæssigt

På figur 2.3 er vist placeringen af boringer, som er undersøgt for indhold af BAM (og som ultimo 1999 var indberettet til GEUS). Der er fundet BAM over grænseværdien i 377 af boringerne (10,1 %). Som det fremgår af fund af BAM i grundvandet ikke ligeligt fordelt i hele landet.



Figur 2.3 BAM-fund i boringer baseret på data i GVK/ PC-Jupiter databasen

For området omkring Storkøbenhavn ses massiv forurening med BAM ligesom mange af boringerne med BAM synes at være koncentreret i Sønderjylland og i den østlige og nordlige del af Jylland. Tilsvarende synes der at være meget få BAM-fund i Nord- og Vestsjælland samt i den vestlige del af Jylland. I tabel 2.1 er vist fordelingen af BAM-fund fordelt på amter. Heriblandt er opgjort den procentvise andel af analyser med BAM-indhold større end 0,1 µg/l for hvert amt, således at der i vurderingen af fund fordelt i Danmark tages højde for, at antallet af analyser er forskellig indenfor de forskellige amter.

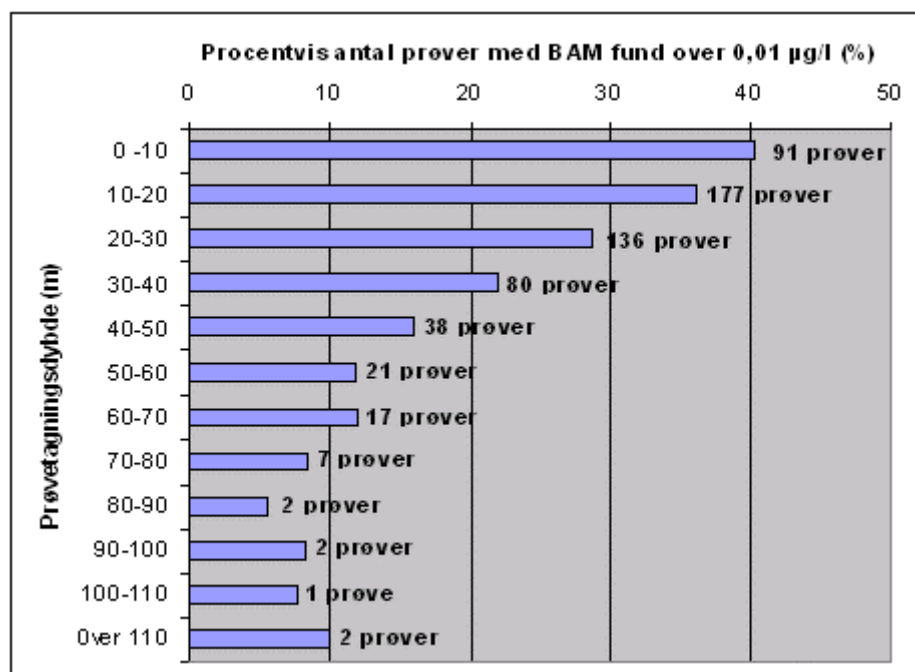
Det fremgår af tabel 2.1, at der i Vestsjællands Amt, Ribe Amt, Roskilde Amt, Bornholms Amt samt Frederiksborg Amt er relativt lave procentvise fund af BAM i de udførte analyser. I Sønderjyllands Amt, Fyns Amt og Vejle Amt er der relativt høje procentvise fund, mens der i de resterende amter er gjort fund svarende til omkring landsgennemsnittet på 10 %.

Amt	Total antal vand-analyser	Antal vandanalyser						Procentvis andel af analyser over 0,1 µg/l
		BAM-indhold under grænseværdien (µg/l)			BAM-indhold over grænseværdien (µg/l)			
		< 0,01	0,01-0,1	0,1-1,0	1,0-5,0	>5,0	>0,1	>0,1 (%)
Nordjyllands	373	268	70	30	5	0	35	9,4
Viborg	302	206	57	36	3	0	39	13,2
Arhus	642	463	121	55	3	0	58	9,0
Ringkøbing	133	100	16	14	2	1	17	12,8
Vejle	200	161	13	23	2	1	26	13,0
Ribe	175	146	20	8	1	0	9	5,1
Sønderjylland	266	202	23	37	4	0	41	15,4
Fyn	547	394	72	59	16	6	81	14,8
Vestsjælland	140	133	5	1	0	1	1	0,7
Storstrøms	157	107	32	17	0	1	18	11,5
Roskilde	278	146	118	12	2	0	14	5,0
Københavns	298	191	73	27	3	4	34	11,4
Frederiksborg	183	171	10	0	0	2	2	1,1
Bornholms	22	17	4	1	0	0	1	4,5
Hele landet	3.716	2.705	634	320	41	16	377	10,1

Tabel 2.1 Antal vandprøver analyseret for BAM fordelt på amter.

Den påviste fordeling af BAM-forurening i landet må umiddelbart kunne forklare ved forskelle i følgende parametre regionerne imellem:

- Typen og antal af prøvetagede borer
- Prøvetagningsdybde
- Arealanvendelse
- Brug af ukrudtsmidler
- Befolkningstæthed
- Hydrogeologiske forhold og opholdstider
- Boringers placering i forhold til byområde



Figur 2.4. Procentvis andel af prøver med BAM-fund indenfor hvert dybdeinterval. Antallet af prøver med BAM-fund er angivet for hvert dybdeinterval.

Den dybdemæssige fordeling af BAM-fund fremgår af figur 2.4 baseret på dybdeangivelser i databasen for 2.291 ud af 3.716 undersøgte vandprøver. Dybden for prøvetagningerne er i databasen defineret som toppen af et filter,

eller hvor borerne ikke er filtersatte, som toppen af den åbne zone i borehullet, hvorfra grundvand strømmer ind i det åbne borehul. Langt den største del af fundene (87,9 %) er gjort i dybderne fra 0 til 40 m u.t. I alt er der for intervallet 0 til 40 m u.t. gjort fund af BAM i 484 ud af 1.556 vandprøver svarende til en fundprocent på 31 %, mens der under denne dybde kun er påvist BAM i 90 ud af 735 vandprøver svarende til 12 %. Den dybdemæssige fordeling af BAM-fund er en naturlig konsekvens af aldersfordelingen af grundvandet, idet BAM-fundene er relateret til de øvre liggende, yngre grundvandsmagasiner.

2.3.3 Relation til geologi og grundvandskemi

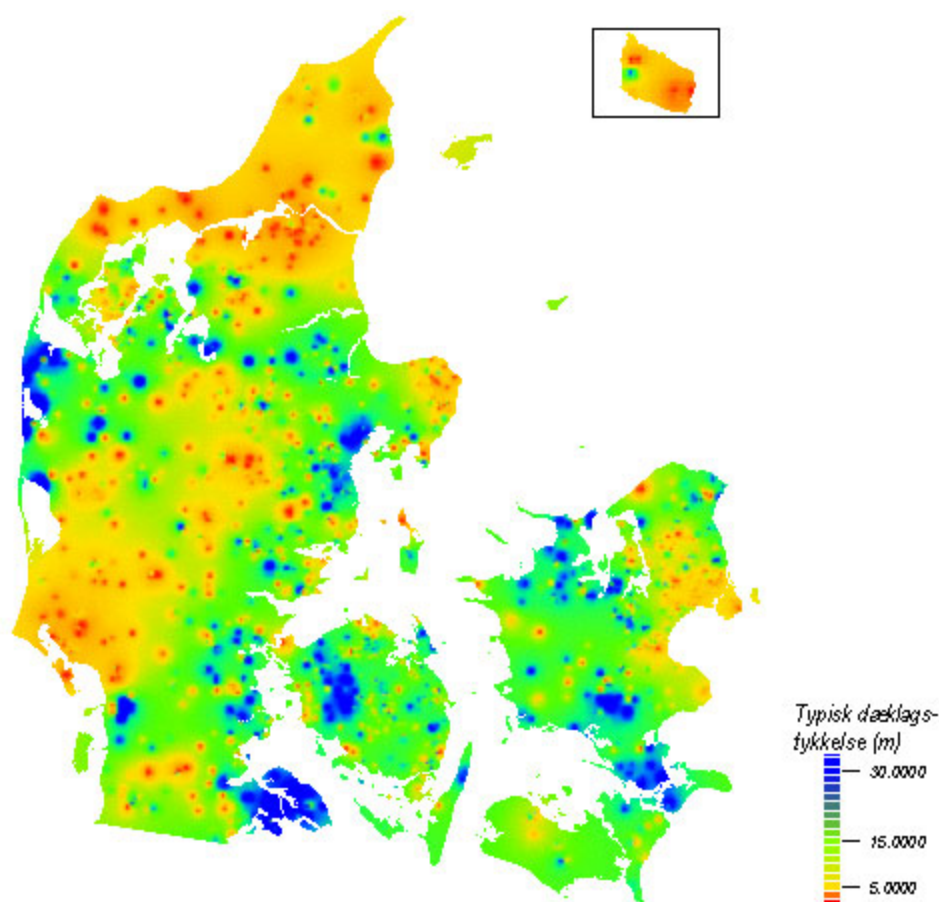
Som det fremgår af figur 2.3, forekommer der BAM-forurening i hele landet fordelt på både sand- og kalkmagasiner, hvor der dog som nævnt er amter, hvor der er påvist relativt få fund af BAM. Dette gælder eksempelvis Frederiksborg og Vestsjællands Amt, og dette kunne umiddelbart forklares med de relativt tykke sekvenser af moræneler i større dele af disse områder (jf. figur 2.5), samt det faktum, at det ældre grundvand under de tykke lag af ler endnu ikke er BAM-forurennet. Der er imidlertid gjort relativt mange fund af BAM i de østjyske amter og i Fyns Amt (figur 2.3), hvor der også er forekomst af relativt tykke dæklag af moræneler (figur 2.5), hvorfor morænelerstykkelsen ikke alene synes at kunne forklare BAM-fordelingen i landet.

Betragtes de vestjyske, sandede regioner i Danmark (som fx Ribe og Ringkøbing Amt) kan det måske umiddelbart undre, at der ikke er observeret flere BAM-forureninger her (jf. figur 2.3 og tabel 2.1) med forventet ringe tykkelse af dæklag over sandmagasinerne. Ved gennemgang af datamaterialet for disse områder findes, at en stor del af borerne imidlertid er placeret i områder med lerdække (glaciale dæklag fra næstsidste istid), som udgør de såkaldte bakkeø-landskaber (eksempelvis ved Skovbjerg og Varde), hvilket kan være noget af forklaringen på, at BAM-forureningen ikke er mere udbredt i denne region. For de udprægede sandede områder, hvor der ikke er væsentlige dæklagstykkelser af moræneler, foreligger generelt meget få data og samtidig en meget stor variation i påviste koncentrationer af BAM. De få målinger kombineret med, at mange af borerne sandsynligvis udgør markvandingsboringer med en vis afstand til potentielle kilder, antages at udgøre de væsentligste grunde til de relativt få og lave koncentrationer af BAM i de sandede, vestjyske områder.

Med baggrund i oplysninger fra databasen om de geologiske forhold er der søgt på sammenhængen mellem BAM-fund og de boringsnære, terrænnære geologiske lag, som udgør toplaget indenfor typisk de øverste 5-10 meter. Søgningen viste omtrent samme antal fund af BAM i områder med sandede dæklag som i områder med lerede dæklag, hvilket peger i retning af, at mindre dæklag af ler ikke væsentligt tilbageholder forurening sammenholdt med sandede dæklag. Søgningen i databasen har ikke indbefattet sammenstilling af større, akkumulerede lerlagstykkelser og BAM-fund.

Mere detaljerede studier af sammenhæng mellem tykkelsen af lerlag og fund af BAM er gjort i bl.a. Fyns Amt (Sørensen, 2001). I undersøgelsen er der påvist en statistisk sammenhæng mellem tykkelsen af lerlag og fund af BAM, idet der i oplande med dæklag af moræneler med mægtigheder under 15 m er en større risiko for, at borerne er forurennet med BAM. I områder med ler mægtigheder større end 15 m ses p.t. kun en mindre udbredt BAM-forurening. Disse observationer beskriver imidlertid kun et "øjebliksbillede" i

forureningssituationen, og den påviste sammenhæng mellem tykkelsen af lerdækket og hidtidige fund af BAM på nuværende tidspunkt kan derfor forklares med en længere transporttid gennem de tykke lerpakker på grund af adsorption.



Figur 2.5 Estimerede dæklagsstykkelser (baseret på boringsoplysninger i Jupiter-databasen, GEUS, 2000)

Der er med baggrund i tilgængelige oplysninger fra GVK-databasen vedrørende uorganiske parametre (natrium, kalium, calcium, magnesium, sulfat, alkalinitet, nitrat, total jern, mangan, metan, ammonium, pH, svovlbrinte, opløst organisk stof, opløst ilt samt vandets elektriske ledningsevne) foretaget søgninger om sammenhænge mellem BAM-fund og indhold af uorganiske parametre. Der er imidlertid ikke påvist en systematisk sammenhæng mellem grundvandets uorganiske sammensætning og indhold af BAM (Sørensen, 2000), og der kan således ikke ses nogen tydelig sammenhæng mellem redoxforholdene i grundvandsmagasinerne og BAM-forurening. Ikke overraskende er der dog en tendens til, at der i vandprøver med et større indhold af opløst ilt og nitrat ofte samtidig findes BAM, hvilket alene har sin forklaring i, at de øverste sårbare dele af magasinerne med det yngste grundvand ofte kan være forurenede med BAM. Tilsvarende ses der relativt sjældent BAM i det ældre, dybereliggende grundvand.

I Århus Amt er der foretaget lignende sammenstillinger mellem BAM-fund i 784 vandværksboringer og vandkvaliteten klassificeret i overensstemmelse med zoneringsvejledningens klassificering (Thorling og Jensen, 2002). Heraf fremgår det, at der kan findes BAM i knap halvdelen af alle vandværksboringer, hvor der samtidig er indhold af nitrat. I boringer med en reduceret vand-

type (sulfat-indhold under 40 mg/l) ses tilsvarende kun fund af BAM i 3-4 % af borerne. Dette peger igen i retning af, at BAM-forureningen har haft tid til at nå de mest iltede vandtyper, mens vandet i de mest reducerede vandtyper er så gammelt, at BAM ikke er nået frem. De få fund af BAM i den stærkt reducerede vandtype kan skyldes nedsivning af overfladenært BAM-forurenet vand via utætte borer eller, at vandet er udtaget fra meget lange filtre med mulighed for opblanding af forskellige vandtyper.

2.3.4 Relation til arealanvendelse

Sammenstilling af BAM-fund med arealanvendelsen er udført ved hjælp af CORINE databasen. I denne er imidlertid kun medtaget arealer, som er større end 25 ha (250.000 m²). Et areal på denne størrelse er imidlertid et relativt stort areal, hvis målet er at lokalisere kilder til BAM forureninger, som kan være gårdspladser og lignende. I CORINE databasen er der oprindeligt defineret 31 arealanvendelser, men arealer som udgør under 1 % af det samlede areal, er i denne fremstilling samlet i én klasse, som benævnes "diverse". Antallet af klasser kunne hermed reduceres til 12, hvilket fremmer overskueligheden af data. De behandlede 12 klasser for arealanvendelser er følgende:

- 1) Blandet landbrug/natur (8 %)
- 2) Blandet skov, frataget arealer med nåleskov (3 %)
- 3) Parker (0,2 %)
- 4) Diverse (14 %)
- 5) Landbrugsareal, gartneri, frugtplantager (58 %)
- 6) Ferske enge (0,5 %)
- 7) Industri og handel (0,3 %)
- 8) Komplekse dyrkningsmønstre (7 %)
- 9) Nåleskov (4 %)
- 10) Søer (0,8 %)
- 11) Tæt bebyggelse, hvor det ikke-bebyggede areal er mindre end 20 % (0,1 %)
- 12) Åben bebyggelse, hvor det ikke-bebyggede areal er større end 20 % (4 %)

Procentsatserne for hver klasse angiver den pågældende arealanvendelses andel af det samlede areal i Danmark.

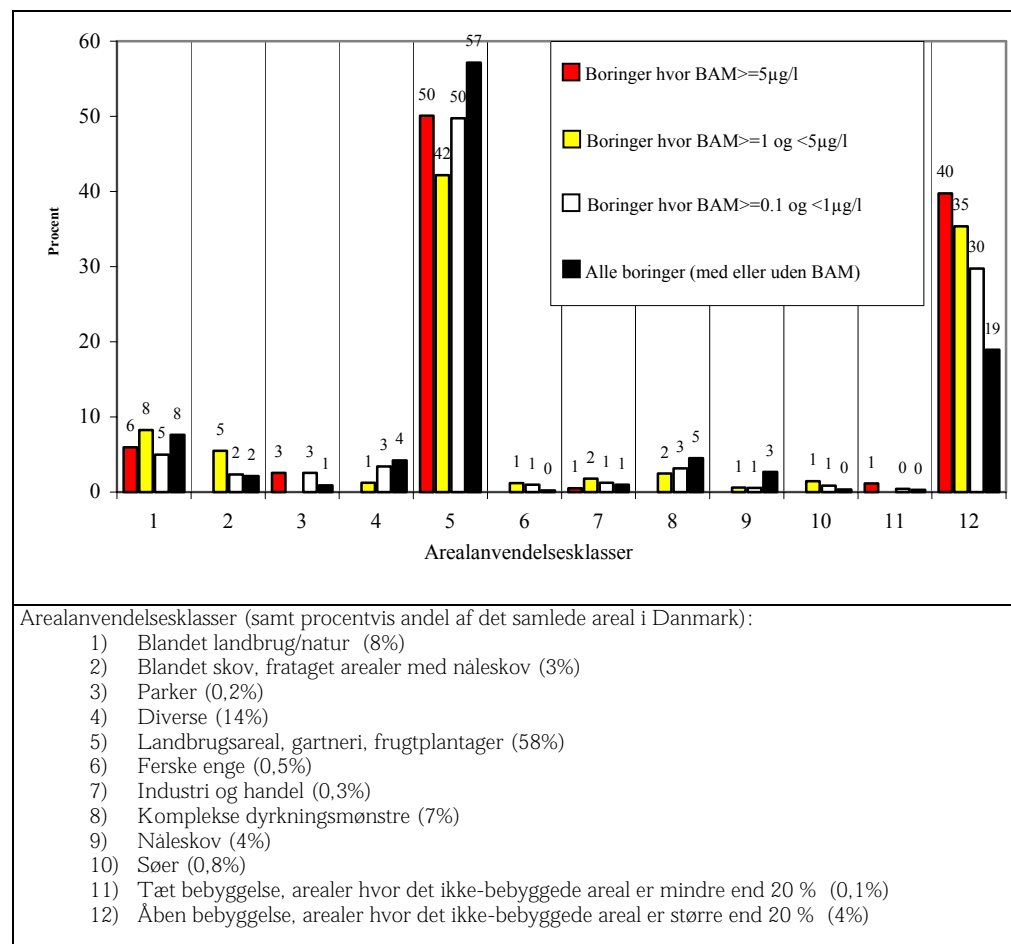
Sammenhængen mellem arealanvendelsen indenfor en afstand af 250 meter fra boringen og fund af BAM i borerne fremgår af figur 2.6. Det ses, at især ved de to typer af arealanvendelser "landbrugsarealer, gartneri og frugtplantage" og "åben bebyggelse" er der påvist relativt mange fund af BAM.

Arealanvendelsen "landbrugsarealer, gartneri og frugtplantage" er forbundet med mellem 42 og 50 % af fundene af BAM i landet i de definerede koncentrationsniveauer. Til sammenligning ses at 57 % af alle borer er placeret indenfor denne gruppe af arealanvendelse. Da total ukrudtsmidler med chlorthiamid og dichlobenil ikke er anvendt på dyrkede landbrugsarealer, er det sandsynligt, at disse fund er knyttet til en anvendelse i bl.a. frugtplantager og på gartnerier - samt i øvrigt til gårdspladser tilknyttet landbrug, plantager og gartnerier. De påviste fund i denne klasse af arealanvendelser er fordelt på alle koncentrationsniveauer.

Areal typen "åben bebyggelse" er forbundet med mellem 30 og 40 % af fundene af BAM i danske borer. Til sammenligning ses, at kun 19 % af alle borer er placeret indenfor denne arealanvendelse. Set i lyset af, at arealan-

vendelsen "åben bebyggelse" samtidig udgør kun 4 % af det samlede areal i Danmark, må det konkluderes, at der er en overrepræsentation af fund af BAM indenfor denne arealanvendelsesgruppe set i forhold til den del af arealanvendelsen, som borerne repræsenterer. Som det ses af figur 2.6, synes der at være en tendens til, at mange af BAM-fundene indenfor gruppen "åben bebyggelse" udgør relativt høje koncentrationer. De påviste relative høje koncentrationer af BAM fund i grundvandsprøver fra åben bebyggelse kan umiddelbart forklares med store variationer i doseringer ved privat brug af produkter med chlorthiamid og dichlobenil.

Den påviste sammenhæng mellem arealanvendelse og fund af BAM i hele landet er ikke overraskende, men bekræfter ved hvilke arealanvendelser chlorthiamid og dichlobenil hovedsagelig er blevet anvendt.



Figur 2. 6 Sammenhæng mellem BAM-fund i borer og arealanvendelsen indenfor en afstand af 250 meter fra boringen. Efter Sørensen, 2000.

3 Udvalgelse af forureningsramte vandværker

3.1 Dataindsamling og kriterier for udvælgelse

For at få overblik over BAM-forureningens omfang på danske vandværker er amternes miljø-/grundvandsafdelinger indledningsvist kontaktet. Via amterne er der indhentet data og rapporter om forurening af vandværksboringer. Amterne er blevet bedt om at udpege relevante vandværker med BAM-forurening til videre undersøgelse. Dette har resulteret i indberetning af i alt 128 vandværker med BAM-forurening. Via amternes besvarelse af udsendte spørgeskemaer er specifikationer om forureningens omfang (antal forurenede boringer og påviste koncentrationer af BAM) opgivet, og de hydrogeologiske forhold er til en vis grad indberettet i form af specifikationer om magasintypen (frit eller spændt grundvandsmagasin), vandførende lag (kalk, sand eller grus), tykkelse af eventuelt dæklag, mv. Herudover er der i nogle tilfælde givet oplysninger om de formodede årsager til BAM-forureningen, samt om der er iværksat afværgetiltag eller undersøgelser til belysning af forureningen. De indhentede data er endvidere sammenholdt med GEUS' boringsdatabase (GEUS, 2000a).

På baggrund heraf blev der indledningsvist udvalgt en hovedpulje på 23 vandværker til nærmere besigtigelse og interview. Det første udvælgelseskriterium var, at den konstaterede BAM-forurening af grundvandet overskred drikkevandskriteriet for pesticider på 0,1 µg/l. Vandværkerne er desuden udvalgt med henblik på at få en spredning i geologiske miljøer, magasintyper og forureningsniveau. Endvidere er der i udvælgelsen skelet til den geografiske placering af vandværkerne, samt sørget for at både mindre og større vandværker er repræsenteret.

Forholdene på de 23 vandværker blev besigtiget. Ved besigtigelsen blev kildepladsen inspiceret og forureningsituationen vurderet med henblik på potentielle kilder i oplandet og mulige transportveje fra kilde til grundvandsmagasin.

3.2 Udvalgte vandværker

Af de 23 vandværker er 12 vandværker udvalgt til nærmere detailundersøgelser af varierende omfang med henblik på at få belyst forskellige forureningsituationer ved konkrete undersøgelsestiltag. På figur 3.1 er vist den geografiske fordeling af de 12 udvalgte vandværker

I tabel 3.1 er de udvalgte vandværker karakteriseret, og der er foretaget en overordnet gruppering i 6 geologiske hovedtyper, som tilsammen dækker hovedtyperne af grundvandsmagasiner i Danmark. Som det fremgår af tabel 3.1, er de 6 geologiske hovedtyper repræsenteret ved et eller flere af de udvalgte vandværker, og der er en fornuftig spredning af de udvalgte vandværker på små og større vandværker, mindre og større BAM-forureninger og forskellige oplandstyper.

3.3 Iværksatte undersøgelser

Omfanget af detailundersøgelser på de 12 vandværker varierer fra vandværk til vandværk. På en del af de udvalgte vandværker er der allerede udført eller igangsat undersøgelser. Projektet har i disse tilfælde bygget videre på de igangsatte undersøgelser i tæt samarbejde med vandværket eller den til vandværket tilknyttede rådgiver, og finansieringen af undersøgelserne er i disse tilfælde kun delvist foretaget af projektet.

I tabel 3.2 er vist fordelingen af de udvalgte 12 vandværker på følgende overordnede typer undersøgelser af forureningssituationen: "forureningstransport via utætte borer", "kildeopsporing", "magasinforurening/forureningsspredning", "feltindikationer af BAM-nedbrydning ved måling af 2,6-dichlorbenzoesyre" samt "sorption og nedbrydning". Som det fremgår af tabellen, er der udført flere typer af undersøgelse for mange af vandværkerne.

Vandværk	Undersøgelse af				
	Forureningstransport via utætte borer	Kilder	Magasinforurening/forureningsspredning	Feltindikationer af BAM-nedbrydning	Sorption og nedbrydning *
Alsted	x	x			
Eskærhøjværket, Haderslev		x	x		x
Frederiksberg, Sorø	x	x			
Hvidovre		x	x	X	x
Kildebakken, Assens	x	x			
Klausenskov, Ærø				X	
Københoved, Rødding	x	x			
Staurbyskov, Middelfart		x	x		x
Strøby Egede		x	x	X	x**
Tejn/Muradam, Bornholm	x				
Varde	x	x			
Årslev	x				
* Der er yderligere foretaget sorptionsforsøg på sediment fra to andre lokaliteter (ikke vandværker)					
** Kun udført sorptionsforsøg					

Tabel 3.2 Detailundersøgelser af BAM-forurening på de 12 udvalgte vandværker

Resultaterne af detailundersøgelserne på de udvalgte vandværker er beskrevet detaljeret i delrapport 1, 2 og 3.

Fra projektets begyndelse er der inddraget konkrete erfaringer fra tidligere udførte detailundersøgelser af BAM-forureninger på andre kildepladser, som amterne og større vandforsyninger har indberettet til projektet, eller som projektgruppen på anden måde har haft kendskab til, jf. liste over erfaringsundersøgelser i bilag A. Erfaringerne har dels været anvendt til at planlægge detailundersøgelser på de 12 udvalgte vandværker og har derudover været inddraget i varierende omfang ved afrapporteringen for at få et bedre helhedsbillede af BAM-problemets omfang.

4 Forureningstransport via utætte boringer

Boringen som transportvej har længe været under mistanke som en mulig forklaring på, at BAM hurtigt er transporteret ned i grundvandsmagasinet. Dette har specielt været gældende, hvor der over kort afstand har været påvist store koncentrationsforskelle i boringer i samme magasin. I projektet er der derfor foretaget en undersøgelse af boringer som transportvej for BAM-forurening. Formålet er at foretage en udredning af boringens betydning for forureningsspredningen med BAM, herunder lækage i eller omkring boringen, med hvilke metoder lækagen kan spores, samt hvordan forureningsspredningen afværges. Undersøgelsens resultater vedrørende afværgetekniker omtales i kapitel 9.

Undersøgelsen omfatter et udredningsarbejde med en gennemgang af boringers udførelse og konstruktion gennem tiden. Der er i den forbindelse blandt andet taget udgangspunkt i GEUS' boringsdatabase (GEUS, 2000a). Endvidere er transport af BAM-forurening via utætte boringer kortlagt ved gennemførelse af undersøgelser af boringskonstruktioner på 7 udvalgte vandværker (Alsted, Frederiksberg, Kildebakken, Københoved, Tejn, Varde og Årslev). Herudover er der inddraget andre afsluttede undersøgelser med henblik på at få et så dækkende billede af boringerenes betydning for BAM-forurening som muligt. Dette omfatter undersøgelsesresultater af boringskonstruktioners tilstand fra 172 indvindingsboringer fra hele landet.

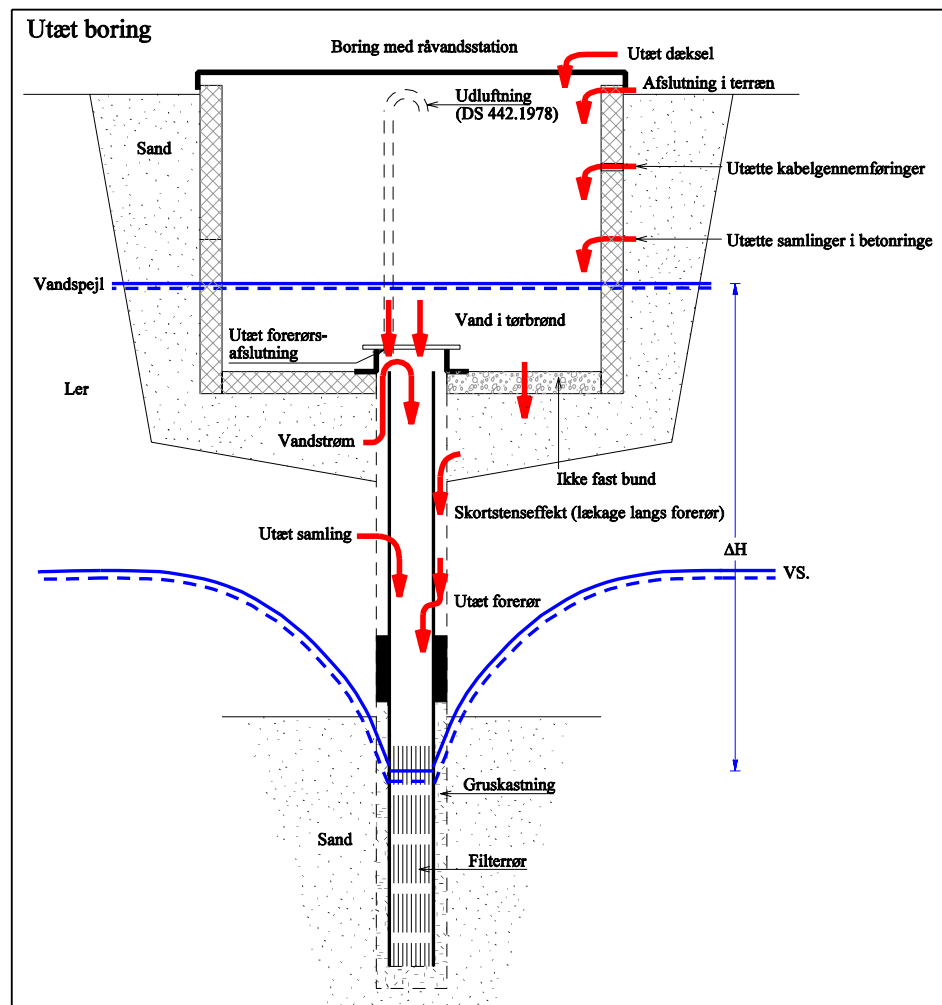
En udførlig gennemgang af undersøgelserne og dens resultater er givet i delrapport 1 "Forureningstransport via utætte boringer – litteraturopsamling samt undersøgelseserfaringer".

4.1 Kortlægning af borearbejde og transportveje

Der er indledningsvis foretaget en gennemgang og vurdering af de boreteknikker, boringskonstruktioner og indbygningsmaterialer, som i det sidste århundrede er anvendt i forbindelse med udførelse af vandindvindingsboringer i Danmark. Der er en række risici for, at der opstår boringsbetingede lækager, så forurenende stoffer får adgang til det pågældende grundvandsreservoir, eller forurener vandet i boringen.

De nævnte risici er specielt relateret til følgende:

- Utætte borings- og forerørsafslutninger
- Lodrette lækager langs forerøret
- Utætte forerør
- Utætte forerørssamlinger
- Ineffektiv sløjfning af boringer.



Figur 4.1 Boringsbetingede transportveje

I figur 4.1 er forskellige boringsbetingede transportveje skitseret. De nævnte lækagetyper kan optræde enkeltvis eller i flere tilfælde kombineret.

4.2 Databasesøgning

Med baggrund i GEUS boringsdatabase (PC-Jupiter, GEUS 2000a) og kemi-database (GVK-database, GEUS 2000b) er det undersøgt, om der kan erkendes nogle generelle tendenser eller sammenhænge mellem BAM-forureningsramte borer og typen af boring, som kan give en indikation af mulige årsager til den konstaterede BAM-forurening.

Resultaterne af undersøgelser af sammenhænge mellem boringsalder og BAM-fund fordelt på dybdeintervaller er vist i tabel 4.1.

Aldersgruppe	Alle boringer		10-20 m		20-30 m		> 30 m	
	Total antal	% med fund	Total antal	% med fund	Total antal	% med fund	Total antal	% med fund
Boringer med alder	3593	9,9	343	20,4	552	18,1	2588	6,7
Boret før 1900	16	18,8	6	16,7	1	0	6	0
Boret 1900 til 1925	53	18,9	15	20,0	18	22,2	16	0
Boret 1925 til 1950	247	11,7	24	33,3	54	18,5	165	6,7
Boret 1950 til 1975	1314	11,0	114	31,6	204	17,7	979	7,1
Boret Fra 1975 til 1980	488	12,1	29	20,7	69	27,5	391	8,7
Boret Fra 1980 til 1990	960	8,0	121	10,7	149	15,4	616	6,2
Boret Efter 1990	515	6,2	34	8,8	57	14,0	415	4,8

Tabel 4.1 BAM-fund og alder af boring fordelt på dybdeintervaller

Hovedresultaterne fra databasesøgningerne viser følgende:

Specielt for de korte boringer (op til 30 m) ses tendenser af en sammenhæng mellem boringsalder og BAM-fund fordelt på dybdeintervaller. I boringer dybere end 30 m ses ingen tydelig sammenhæng mellem boringens alder og BAM-fund, som kan skyldes boringskonstruktionerne. Tabel 4.1 viser desuden, at der i boringer udført mellem 1975 og 1980 er stor hyppighed af BAM-fund, specielt i boringer op til 30 meters dybde, sandsynligvis fordi der blev benyttet duranitkugler som forerørstætning.

I tabel 4.2 er vist sammenhængen mellem fund af BAM og det materiale, som er anvendt til forerørstætning.

Materiale anvendt til forerørstætning	Total	Med fund	Procent
Uspecificeret	60	0	0 %
Bentonit (uspecificeret)	300	32	11 %
Bentonit-cement blanding	10	0	0 %
Bentonitgranulat, Bentonit QS	24	0	0 %
Bentonitkugler	10	0	0 %
Bentonitpiller, Bentonit TS, Hydron TS, Compactonite	70	0	0 %
Bentonitpulver (Wyoming)	1	0	0 %
Cement	8	2	25 %
Ler (uspecificeret)	312	19	6 %
Lerfyld (Opboret materiale)	8	2	25 %
Lerkugler (uspecificeret)	6	2	33 %
Naturler (Rødler/Blåler, Smeltevandsler) (OB-granulat)	7	0	0 %
Uspecificeret pakning/ lerspærre/ forerørstætning	4	0	0 %
Totalt	820	57	7 %

Tabel 4.2 BAM-fund og forerørstætningsmateriale

Som det fremgår er 11 % af boringerne med BAM-fund relateret til fore-rørstætning med en uspecificeret bentonit sammensætning, mens 115 boringer tætnet med en specificeret bentonittype ikke er forurenede. Det tyder på, at boringer udført med en uspecificeret bentonittype er problematiske med mulighed for utætheder, jf. tabel 4.2.

Ved sammenstillinger af forerørstætningens højde og fundhyppigheden af BAM (data ikke vist) er der ikke fundet nogen umiddelbart sammenhæng.

Databasesøgningerne viser, at flere korte boringer uden filter er forurenede i forhold til korte filtersatte boringer, hvilket ses af tabel 4.3. For dybe boringer er der ingen forskel på, om de er filtersatte eller ej.

Dybde / m	Uden filter			Med filter		
	Totalt	Med fund	Procent	Totalt	Med fund	Procent
Under 10 m	11	5	45 %	78	3	3,8 %
10 - 20 m	48	17	35 %	265	44	16,6 %
20 - 30 m	54	12	22 %	502	95	18,9 %
Over 30 m	289	19	7 %	2394	174	7,3 %
I alt	402	53	13 %	3239	316	9,8 %

Tabel 4.3 Fund af BAM i boringer med og uden filter, fordelt på dybdeintervaller

Sammenfattende viser databasesøgningerne, at der er en tendens til, at defekte boringskonstruktioner kan have betydning for fund af BAM i kortere boringer.

4.3 Fel tundersøgelse

I det følgende gennemgås resultaterne af de undersøgelser af boringskonstruktioner, som projektgruppen har haft kendskab til er udført i Danmark.

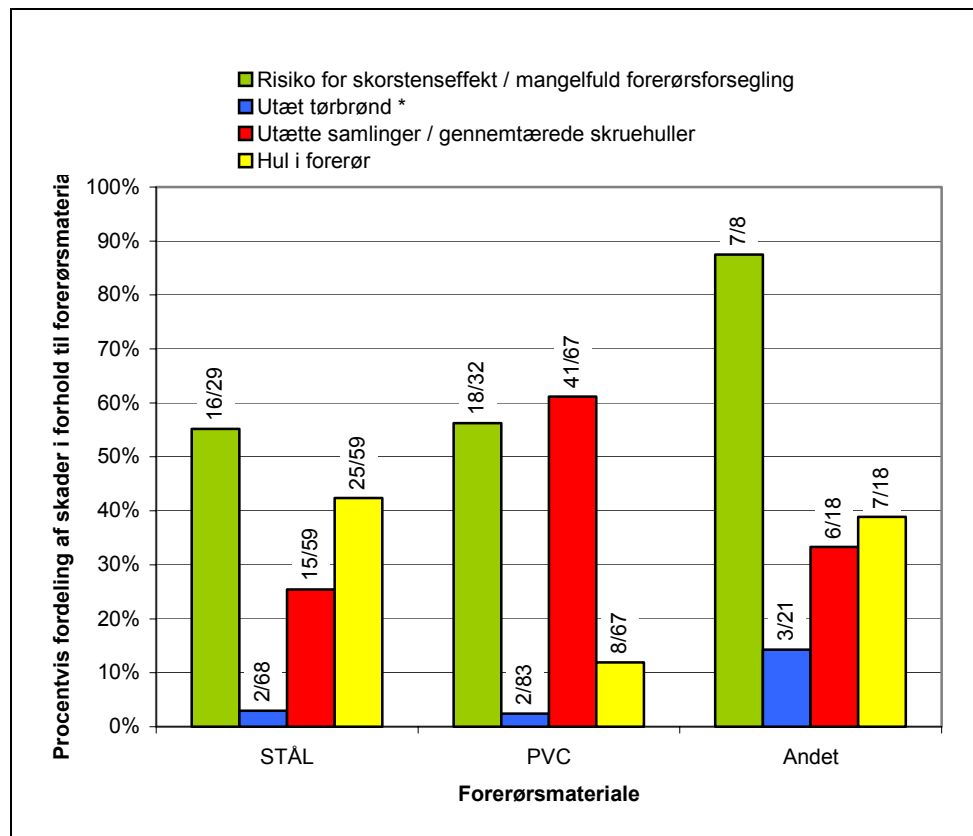
4.3.1 Vandværket som forureningskilde

Forudsætningen for en boringsbetinget forurening, ud over utætheder, er tilstedeværelsen af en boringsnær kilde. Det er ikke muligt at sige noget generelt om rutinerne vedrørende udbringning af ukrudtsmidlerne omkring boringer og på vandværksgrunden. Erfaringerne viser, at der langt fra konsekvent er benyttet Prefix/Casoron på vandværkerne (jf. endvidere delrapport 2, afsnit 3.2.1).

4.3.2 Hyppighed af utætte boringskonstruktioner

Gennemgang af undersøgelsesresultater viser, at hovedparten af de undersøgte boringer er behæftet med en eller anden defekt, jf. figur 4.2. Der er flest utætte samlinger i filtersatte boringer med forerør af PVC (ca. 60 %), mens der er flest huller i boringer, hvor stålør er benyttet som forerør (ca. 40 %). Mulig skorstenseffekt ses i ca. 60 % af undersøgelserne.

Det kan konstateres, at mange undersøgte relativt nyetablerede boringer (efter 1980) er fejlbehæftede, specielt med utætte samlinger (over 40 %) og risiko for skorstenseffekt (over 40 %), blandt andet som følge af ingen eller forkert placerede forerørstætninger.



Figur 4.2 Fordeling af skader på forerørsmateriale i forhold til materialetyper

4.3.3 Betydning af utætte boringskonstruktioner

Indsivningstests i utætte forerørssamlinger viser en forsvindende indsivning i forhold til, hvad der normalt oppumpes fra indvindingsboringer. Der er udført beregninger af den formodede betydning af skorstenseffekt, af utætte borerør- og forerørslutninger, samt af sløjfede boringer. Lækagernes formodede betydning er sammenfattet i tabel 4.4.

Lækagevej	Sandsynlig lækage til magasin m ³ /år	Fortyndingsfaktor ved oppumpning på 10.000 m ³ /år	Nødvendig koncentration ved indstrømning for at nå grænseværdi (0,1 µg BAM / l) i magasinet
Fra overbygning	1-10	1.000-10.000	100-1.000 µg BAM/l
Igennem forerør	1-50	200-10.000	20-1.000 µg BAM/l
Langs forerør	1-1000	10-10.000	1 - 1.000 µg BAM/l
Sløjfet boring	1-1500		

Tabel 4.4. Sandsynlig lækage til grundvandsmagasin fra utætte boringer.

Det fremgår af tabel 4.4, at utæthederne i de fejlbehæftede boringer i mange tilfælde vil spille en mindre rolle i forhold til magasinforureningen med BAM. Der vil ofte være et bidrag fra boringsbetingede lækager, men såfremt den utætte boring alene bidrager til BAM-forurening vil de resulterende koncentrationer i almindeligt ydende vandforsyningsboringer normalt være under grænseværdien. Årsagen hertil er de lave BAM-koncentrationer i sekundært grundvand, sammenholdt med en ringe nedsivning. Med de typisk fundne BAM-koncentrationer i sekundært grundvand på maksimalt ca. 1-10 µg/l, vil det for alle typer utætheder normalt betyde, at koncentrationen holdes under grænseværdien, forudsat at der pumpes med en rimelig ydelse.

På de små vandværker med ringe indvinding, specielt hvor der ikke foretages en kontinuert drift, kan utætte boringer (primært ved skorstenseffekt) være et

problem, hvis der findes høje BAM-koncentrationer i det øvre sekundære grundvand. Forsøg med skiftevis kontinuert og alternerende drift i boringer med utætheder viser dog ingen synlig forskel i BAM-udviklingen i forurenede boringer. Dette kan dog skyldes, at der formodentlig er tale om magasinforurening på de pågældende lokaliteter.

Lækager som følge af dårligt sløjfede boringer kan sandsynligvis forårsage en væsentlig transport af BAM, specielt hvis placeringen er tæt på indvindingsboringer.

Undersøgelserne viser, at der ofte er tale om komplekse forureningssituationer. I mange tilfælde er der forureningsbidrag med BAM fra fejlbehæftede boringer, men også bidrag fra andre transportveje. Af 27 afsluttede detailundersøgelser, hvor boringskonstruktionen er undersøgt, er der med sikkerhed påvist magasinforurening de 13 steder. Ni lokaliteter er med både magasin- og boringsforurening. I 2 tilfælde vurderes det, at det udelukkende er boringsbettinget transport, der har givet anledning til BAM-forurening. I 3 undersøgelser har transportvejen ikke kunne afklares ved undersøgelserne.

4.3.4 Undersøgelsesmetoder til lækagesporing

Ved indsamling af eksisterende viden om boringen fås en uvurderlig information til at tilrettelægge den efterfølgende undersøgelsesstrategi. I projektet er en række forskellige metoder til lækagesporing i boringer undersøgt. Nedenfor er vist hvilke metoder, der er blevet undersøgt og evalueret. For en mere detaljeret beskrivelse henvises til delrapport 1.

Indledende undersøgelser:

- Indsamling af viden om boring og aktiviteter i boringens nærrområde
- Tilstandskontrol af forerørsafslutning og overbygning

Undersøgelser i indvindingsboring:

- Udtagning og analyse af vandprøver
 - Almindelig volumenprøve
 - Niveauspecifikke vandprøver i indvindingsboring udtaget ved hjælp af
 - 2 eller flere pumper i bestemte niveauer
 - 1 eller flere pumper og packer
 - 2 eller flere pumper og heat-puls sonde
 - 2 eller flere pumper og flowlog
 - delstrøm i forerør
 - forskellige pumpescenarier
- TV-inspektion
- Indsivningstest med packer
- Trykprøvning
- Logging
 - Naturlig gammalog
 - Resistivitetslog (Guardlog)
 - Flowlog
 - Induktionslog (Konduktivitetslog)
 - Soniclog

Boringsnære undersøgelser (udenfor indvindingsboring):

- Analyse af boringsnære jordprøver
- Udtagning og analyse af vandprøver
 - Analyse af terrænnært porevand
 - Analyse af sekundært boringsnært grundvand.
 - Analyse af primært grundvand opstrøms og nedstrøms for indvindingsboring
- Datering af grundvand med CFC-metoden
- Infiltrationsforsøg

4.4 Samlet konklusion

Følgende konklusioner kan sammenfattes med hensyn til BAM-forurening via utætte boringer:

Udredningsprojektet viser, at der potentielt er risiko for lækager som følge af boringskonstruktionerne på grund af boremetode, -udførelse, -udbygningsmetode og materialevalg.

Databasesøgningen viser, at der er tendens til, at defekte boringer har indflydelse som transportvej for BAM-forurening i kortere boringer.

Feltundersøgelser viser, at der generelt registreres et problem med utætheder og lækageveje ved fejlbehæftede boringskonstruktioner. Dette gælder ældre, men også nyere boringer. Således ses også boringer etableret senere end 1980 jævnlige at være utætte. Specifikt med hensyn til BAM-forurening spiller utætheder i vandindvindingsboringer ofte en underordnet rolle i forhold til magasinforureningen. Der er ofte et bidrag til BAM-forurening fra boringsbetingede lækager, men bidraget alene fra boringstransport af forurening vil i almindeligt ydende boringer normalt give anledning til koncentrationer under grænseværdien, primært på grund af de relativt svage BAM-koncentrationer i sekundært grundvand, sammenholdt med den ringe nedsivning og den derved opståede fortynding.

I kortere indvindingsboringer med lav indvinding på små vandværker vil utætte boringer tilsyneladende kunne medføre BAM-forurening i problematiske koncentrationer typisk som følge af skorstenseffekt, såfremt der findes overfladenær forurening af en vis styrke med kontakt til boringen.

Sammenstilling af en række afsluttede detailundersøgelser af BAM-forurening og boringskonstruktioner viser, at forureningssituationen i mange tilfælde er kompleks. Magasinforurening er skyld i BAM-forureningen de fleste steder, mens en kombineret magasin- og boringsforurening ligeledes er udbredt. Kun i få tilfælde er der udelukkende konstateret boringsbetinget transport som årsag til BAM-forurening.

Evalueringen af undersøgelsesmetoderne viser, at bearbejdning af eksisterende viden er meget givtigt for den videre undersøgelsesstrategi. Herudover kan indirekte logging- og inspektionsmetoder i visse tilfælde være gavnlige, men altid i sammenhæng med direkte prøvetagnings- og testmetoder.

5 Kilder og forureningsudbredelse

Kilder til BAM-forurening er undersøgt på 10 forskellige kildepladser. Med udgangspunkt i oplysninger om det aktuelle forbrug af ukrudtsmidlerne er der iværksat undersøgelser af de formodede kilder. Formålet hermed har været at opspore kilder til forureningen i de pågældende indvindingsoplande og at få belyst den aktuelle kildestyrke af dichlobenil og BAM, der stadig måtte være relateret til de øverste jordlag. Kildestyrkens størrelse har betydning for varigheden af BAM-nedsivning og forurening af grundvandet.

Med baggrund i kildernes placering er der for udvalgte indvindingsoplande søgt belyst, hvorledes BAM-forureningen har spredt sig til grundvandsmagasinet. Ved undersøgelserne er både indvindingsoplande beliggende i by- og landområder inddraget.

Nedenfor sammenfattes de væsentligste resultater og konklusioner fra undersøgelserne. Der henvises til delrapport 2 for nærmere gennemgang af undersøgelsesresultater samt vurderinger i forhold til øvrige danske undersøgelser.

5.1 Kilder til BAM-forurening

I forbindelse med besigtigelse og undersøgelse af de forskellige kildepladser er der søgt oplysninger om forbrug af Prefix og Casoron i de pågældende indvindingsoplande. Dataindsamlingen gennem projektet har vist, at stofferne har været brugt på en lang række arealer:

- Gårdspladser til landbrugsbedrifter
- Gartnerier (i drivhuse, udenomsarealer til drivhuse, gårdsplads)
- Plantager (under buske og træer på både frugt- og granplantager, gårdsplads)
- Planteskoler (bede, gang- og stiarealer)
- Koloni- og nyttehaver
- Boligforeninger (parkeringsarealer, gang- og stiarealer, bede, legearealer)
- Enfamiliesboliger (indkørsler, bede, gang- og stiarealer)
- Parker/grønne arealer (gang- og stiarealer, bede, legearealer)
- Kirkegårde (gang- og stiarealer)
- Sportspladser/idrætsanlæg (løbebaner, tennisbaner, gang- og stiarealer)
- Skoler/børneinstitutioner (gang og stiarealer, legearealer)
- Hospitaler/øvrige offentlige bygninger (gang- og stiarealer, parkeringspladser)
- Veje (vejrabatter, fortove, stier)
- Jernbane/stationsarealer
- Vandværksgrunden (ubefæstede arealer, omkring boringer)
- Nærfelt omkring boringer i indvindingsoplandet

De ukrudtsbekæmpede arealer - som potentiel kilde til BAM-forurening - fordeles sig primært indenfor kildetyperne punktkilder og liniekilder. Idet punktkilderne imidlertid kan være meget tæt beliggende fx ved frugtplantager (hvor jorden under hvert træ kan være behandlet) eller i parcelhuskvarterer (hvor fx

indkørsler kan være behandlet mod ukrudt), vil den samlede belastning herfra kunne betragtes som en større fladekilde.

Ukrudtsbehandling med Casoron og Prefix har forekommet såvel i indvindings-oplande beliggende i by- og landområder. Antallet og tætheden af enkeltpunktkilder er dog typisk væsentlig højere i bymæssige områder. Casoron og Prefix har generelt ikke været anvendt til decideret landbrugsdrift (ukrudtsbehandling af marker), men har været anvendt på gårdspladser/indkørsler til landbrugsbedrifterne. Af typiske landligt beliggende potentielle kilder til BAM-forurening skal endvidere nævnes frugt- og granplantager, gartnerier (drivhus og friland), planteskoler og eventuelt større idrætsanlæg.

5.2 Undersøgelse af kildestyrken

Til vurdering af kildestyrken er der primært udtaget jordprøver til analyse for dichlobenil og BAM. Med henblik på at øge sandsynligheden for detektion af stofferne i jorden er der i de fleste tilfælde analyseret på blandeprøver bestående af 5 del-jordprøver fra hver kilde. Herudover er der i visse tilfælde udtaget porevand fra umættet zone samt udtaget prøver fra sekundære magasiner, overfladevand samt afstrømmende vand fra befæstede, bymæssige områder. Vandprøver er analyseret for indhold af BAM og i mindre omfang for dichlobenil og nedbrydningsproduktet fra BAM: 2,6-dichlorbenzoesyre.

I tabel 5.1 er oversigtsmæssigt vist hvilke kilder, der har været undersøgt ved de udvalgte vandværker.

Vandværk	Potentielle kilder													
	Vandværksgrund	Nærfelt omkring boringer	Landbrugsejendomme (gårdspladser)	Gartnerier (drivhuse/gårdspladser)	Plantager (dyrkede arealer/gårdspladser)	Grønne områder/skov	Sportspladser/skole idrætsanlæg	Parcelhuse (indkørsler, bede)	Boligforeninger (bede, stier, P-arealer)	Nyttehaver/kolonihaver	Veje, rabatter, fortove	Jernbane/stationsarealer	Afstrømmende regnvand	Overfladevand, åer, søer
Alsted	X	X	X											
Eskærhøjværket, Haderslev				X				X			X		X	
Frederiksberg, Sorø		(X)				(X)						X		X
Hvidovre				X				X	(X)					
Kildebakken, Assens		X				X								X
Københoved, Rødding	X	X												
Staurbyskov, Middelfart		X	X		X			X					X	X
Strøby Egede	X	X						X						
Varde		X						X						
Årslev			(X)		(X)									

Tabel 5.1 Typen af kilder, som er undersøgt ved de udvalgte vandværker. (X) indikerer, at kilden er beskrevet ved tidligere undersøgelser.

5.2.1 Fundne koncentrationsniveauer i jord, porevand og sekundære magasiner

Resultater fra undersøgelserne viser, at der i en lang række tilfælde stadig findes moderstoffet dichlobenil - og ofte tillige BAM - bundet til de øvre jordlag ved de formodede kilder, jf. tabel 5.2. Dichlobenil er således ofte fundet til trods for, at der ikke altid har foreligget oplysninger om et aktuelt forbrug af Prefix og Casoron. I enkelte tilfælde gør det modsatte sig dog også gældende ved, at stofferne ikke påvises i jordlagene, selvom der foreligger oplysninger om, at ukrudtsmidlerne har været anvendt. En ændret arealanvendelse (med fx fjernet eller tilkørt jord) synes i mange tilfælde at kunne være forklaring på, at stofferne ikke påvises i sådanne situationer.

Kildetype	Antal lokaliteter undersøgt	Antal lokaliteter med fund ¹⁾	Antal prøvetagningssteder/kilder undersøgt ³⁾	Dybder med fund af dichlobenil m u.t.	Fundkoncentrationer (µg/kg)		
					Dichlobenil	BAM	
Vandværksgrund/nærfelt ²⁾ omkring boringer	6	2	10	0-0,2	6,8-64	2,6-15,6	
Landbrugsejendomme (gårdsplads/ kørearealer)	11	8	12	0-0,5 og 3	4,0-88	1,6-6,5	
Gartneri	Dyrket areal	5	0	9	-	-	-
	Gårdsplads	1	1	3	0-1,5	6-468	0,3-102
	Kemikalieoplag	1	1	3	0-0,5	1-550	3-30
Plantager	Dyrkede arealer	4	2	4	0-0,5	4,8-7,3	-
	Gårdsplads	1	1	1	0-2,0	13-49	2,2-13,6
Grønne områder (bede, stier)	1	0	1	-	-	-	
Sportspladser/idrætsanlæg	3	2	11	0-1	4-30	0,3-3	
Parcelhuse (indkørsler, bede)	10	6	8	0-2,0	6,6-49	1-13,6	
Boligforeninger (bede, stier, P-arealer)	2	2	7	0-3,0	6,0-1.200	1,3-13,5	
Nyttehaven/kolonihaver	1	1	6	0-0,5	10-40	3-10	
Veje, rabatter, fortove	3	2	6	0-0,25 samt 6,0	10-1.320	2-243	
Jernbane/stationsarealer	1	0	2	-	-	-	
Total	50	28	83				

1): fund af dichlobenil og/eller BAM i jordprøver
2): Nærfelt er indenfor 5 meters radius fra boringen
3): Der kan være flere prøvetagningssteder/kilder pr. lokalitet, hvor et prøvetagningssted kan indbefatte flere prøver taget ud i forskellige dybder. Såfremt jordprøver er analyseret som blandedprøver fra flere steder ved den formodede kilde er dette opgjort som ét prøvetagningssted.
-: stoffet er ikke påvist

Tabel 5.2 Påviste koncentrationer af dichlobenil og BAM i jordprøver samt funddybder ved forskellige undersøgte kildetyper. Herudover angivet antal undersøgte lokaliteter/kilder samt antal prøvetagningssteder.

For de undersøgte kilder i de 10 indvindingsoplande er der i nærværende projekt – og i mindre omfang ved tidligere undersøgelser - analyseret ca. 170 jordprøver fordelt på 50 forskellige lokaliteter og 83 forskellige prøvetagningssteder (idet der er flere prøvetagningssteder/kilder pr. lokalitet). Som det fremgår, er der for de 50 forskellige lokaliteter påvist dichlobenil i 28 af undersøgelserne. For de 83 forskellige prøvetagningssteder er der i ca. halvdelen af tilfældene (44, ikke vist) påvist dichlobenil i en eller flere prøver udtaget indenfor den øverste meter. I betragtning af, at jordprøverne er udtaget uden altid forudgående viden om forbrug af dichlobenilholdige ukrudtsmidler på den pågældende lokalitet, må fundprocenten på over 50 % betragtes som høj.

De fundne koncentrationer af dichlobenil ligger typisk under 100 µg/kg. Gennemsnitskoncentrationen indenfor den øverste meter for lokaliteter med fund ligger på ca. 55 µg/kg. Enkelte steder er der fundet langt højere koncentrationer (op til 1.320 µg/kg), som formentlig skal relateres til et "overforbrug" eller spild af ukrudtsmidler.

I nærværende projekt er der ikke analyseret jordprøver i et tilstrækkelig omfang for hver kildetype til at konkludere, om der er enkelte kildetyper, hvor fundprocenten og kildestyrken er lavere eller højere end gennemsnittet forårsaget af generelle variationer i dosering eller behandlingshyppighed. Undersøgelserne peger dog i retning af, at den samlede fundprocent for gårdspladser til henholdsvis landbrugsejendomme, plantager og gartnerier ligger markant højere end den gennemsnitlige fundprocent, idet der er konstateret fund af dichlobenil/BAM i jorden på 10 ud af 13 undersøgte gårdspladser. Tilsvarende synes undersøgelserne af selve vandværksgrundene eller områder umiddelbart omkring borerne at pege i retning af, at vandværkerne langt fra altid selv har anvendt ukrudtsmidler.

Den store hyppighed, hvormed dichlobenil findes i jorden i kildeopsporingen, var umiddelbart overraskende, da dichlobenil tidligere er betragtet som et let nedbrydeligt stof. Set i lyset af de udførte nedbrydningsstudier i nærværende projekt, hvor dichlobenil kun er påvist moderat nedbrydelig i topjorden (med halveringstider på flere år, jf. kapitel 6) synes den store fundhyppighed langt mere forklarlig. Det er i mange tilfælde svært præcist at vide, hvornår stofferne senest har været brugt, men det må antages, at forbrug af stofferne er ophørt umiddelbart efter, at midlerne blev forbudt i 1997. Med baggrund i feltdata kan det således konkluderes, at dichlobenil ikke er blevet fuldstændigt nedbrudt siden 1997.

I mange tilfælde påvises samtidigt et mindre indhold af BAM i jordprøverne, hvilket viser, at dichlobenil fortsat langsomt nedbrydes, og at der stadig siver BAM fra overfladen til grundvandsmagasinet. I tabel 5.3 er vist de nedsivende koncentrationer af BAM målt i porevand fra installerede sugeceller i moræneler (under umættede forhold) ved udvalgte kilder.

Kildetype	Antal lokaliteter	Antal sugeceller	Antal sugeceller med fund ¹⁾	Fundkoncentrationer (µg/l)		
				BAM	Dichlobenil	2,6-dichlorbenzoesyre
Sportsplads/løbebane	1	3	1	0,78	-	-
Boligforening	2	4	3	2,0-37	-	0,028-0,82
Gartneri (væksthuse)	4	8	3	0,5-8,8	-	0,2-1,2
1): fund af BAM og eventuelt tillige 2,6-dichlorbenzoesyre i porevand -: stoffet er ikke påvist						

Tabel 5.3 Påviste koncentrationer af BAM, dichlobenil og 2,6-dichlorbenzoesyre i porevand fra sugeceller installeret i moræneler 3-5 m u.t. under umættede forhold.

Som det fremgår er der ikke konstateret dichlobenil i porevandet, formentlig på grund af stoffets større sorptionskapacitet til jordfasen og mindre mobilitet sammenlignet med BAM. Til gengæld er der konstateret indhold af 2,6-dichlorbenzoesyre i en række tilfælde. Det er oplagt at tolke disse fund af 2,6-dichlorbenzoesyre som indikation af nedbrydning af BAM, idet 2,6-dichlorbenzoesyre i litteraturen er opgivet som nedbrydningsprodukt fra den langsomme omsætning af BAM, skønt den ikke i alle tilfælde synes at kunne detekteres som metabolit (jf. delrapport 3, afsnit 2.3). Indikationer af BAM-nedbrydning ved påvisning af 2,6-dichlorbenzoesyre synes dog primært rela-

teret til umættet zone/eller overfladenære magasiner, idet stoffet sjældent er påvist i primære grundvandsmagasiner, jf. afsnit 5.3.1.3.

Undersøgelseserfaringer fra projektet samt datagennemgang af øvrige undersøgelseresultater peger i retning af, at koncentrationer af BAM i sekundære magasiner omkring kilder typisk ligger i intervallet 0,01-10 µg/l, hvor langt de hyppigste fund ligger under 1 µg/l. Der ses relativt sjældent meget høje koncentrationer af BAM (over 10 µg/l), hvilket formentlig er udtryk for, at den enkelte punktkilde typisk har en relativ beskedne kildestyrke, samt at punktkilderne længe har været under udvaskning.

5.2.2 Fundne koncentrationsniveauer i overfladeafstrømmende vand samt overfladerecipienter

I flere af de udvalgte indvindingsoplande, hvor overfladevand har været oplagt som potentiel kilde eller transportvej til den konstaterede grundvandsforurening, er der udtaget prøver fra afstrømmende regnvand/drænvand samt fra overfladerecipienter. Resultater af undersøgelserne fremgår af tabel 5.4.

Lokalitet	BAM µg/l
Afstrømmende regnvand/drænvand	
- udløb fra regnvandsbassin (opsamler drænvand fra bebygget område)	1,32
- dræn/regnvandsudløb fra parcelhusområde	-
- vandløb, ved tilløb af drænvand fra parcelhusområde	0,03
- regnvandsledning fra parcelhusområde	0,05
- regnvandsledning fra parcelhusområde	0,25
- mindre dam, dannet af drænvand	-
- dræn (delvist fra bebygget område og fra marker)	0,30
Overfladevand	
- Humlegårdsbæk, (Eskærhøjværket)	0,053-0,054
- Sorø Sø, (Frederiksberg Vandværk)	0,030-0,050
- Kålsmølle dam/Kærum å, (Kildebakken Vandværk)	0,09
- Staurby Mølleå, Staurbyskov, (Staurbyskov Vandværk)	-
- mindre end detektionsgrænsen (0,03 µg/l)	

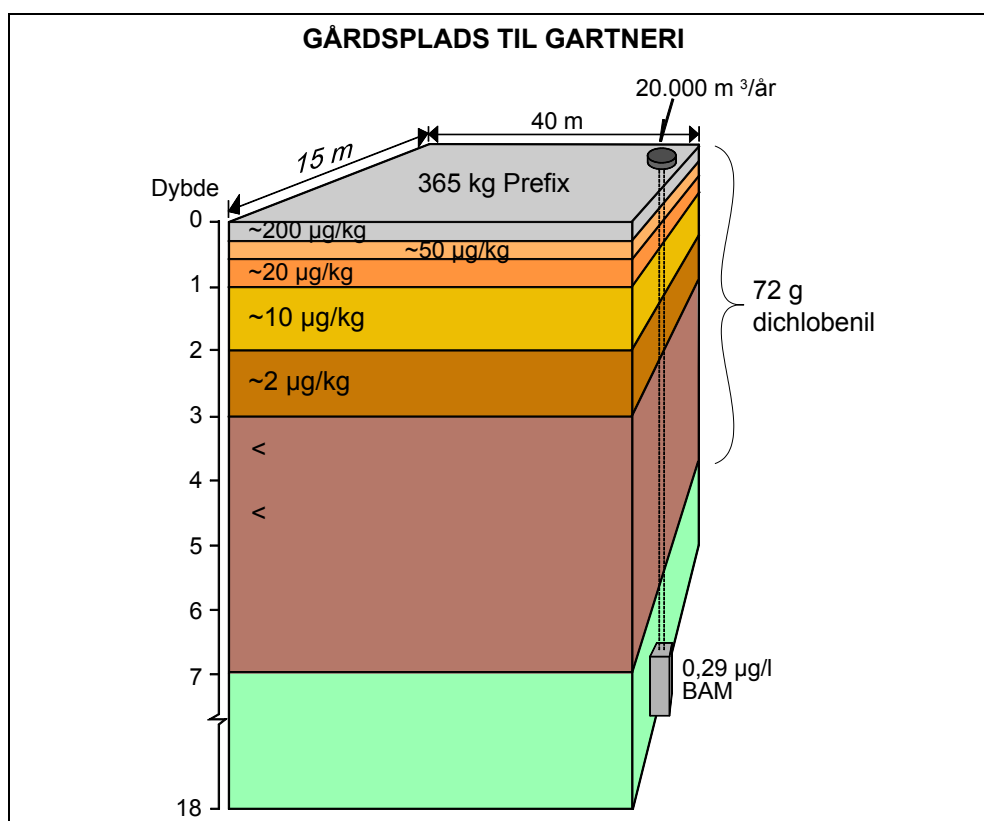
Tabel 5.4 Indhold af BAM i regnvand/drænvand samt i overfladerecipienter

Undersøgelser udført af Københavns Energi indikerer, at hovedkilden til BAM-forurening af recipienter kommer fra afstrømning fra bebyggede områder via separatkloakering af regnvand (Københavns Vand, 2000). Ovenstående data i tabel 5.4. bekræfter, at der påvises BAM i overfladeafstrømmende vand fra fx parcelhuskvarterer samt i recipienterne. En større forurenings-screening af 41 søer og 22 vandløb på Sjælland (Cristensen et al., 2001) har vist, at 90,2 % af søerne og 72,3% af vandløbene var forurenede med BAM med fundne gennemsnitskoncentrationer på henholdsvis 0,111 µg/l for søer og 0,095 µg/l for vandløb.

Med baggrund i ovenstående må det konkluderes, at der vil være risiko for spredning af BAM-forurening via vandløbene. Direkte nedsivning af overfladeafstrømmende vand fra befæstede områder vil endvidere kunne bidrage til BAM-belastning af grundvandet. Specielt for regnvandsbassiner uden fast bund, hvori der opsamles vand fra bebyggede områder, vurderes der at være øget risiko for nedsivning af BAM-forurenede vand til grundvandet.

5.2.3 Vurdering af kildestyrken

Det har været overraskende at konstatere, at dichlobenil målt i jorden findes i relativt store dybder på visse af de udvalgte lokaliteter. Således er der konstateret indhold af dichlobenil i op til 6 meters dybde, trods en forventning om, at dichlobenil forblev sorberet til toplaget. De hyppige fund af dichlobenil i jorden samt påvisningen af dichlobenil til store dybder viser, at der samlet stadig kan ligge en relativ stor pulje af dichlobenil i de øvre jordlag. Et eksempel på en masseberegning af den samlede pulje dichlobenil beliggende ved en punktkilde er vist i figur 5.1. Beregningseksemplet er baseret på påviste koncentrationer af dichlobenil ved en gårdsplads til et gartneri (jf. figur 5.2). Som det fremgår kan den samlede mængde dichlobenil i jorden under den Prefix-behandlede gårdsplads estimeres til 72 g dichlobenil. Baseret på de konkrete målinger på denne gårdsplads synes 90 % af massen at være relateret til de øverste 0,5 meter. Antages som udgangspunkt, at al dichlobenil før eller siden omsættes til BAM (svarende til ca. 80 g BAM), vil denne mængde såfremt al BAM nedsives kunne forurene 800.000 m³ grundvand til et koncentrationsniveau på 0,1 µg/l. Ved den konkrete gårdsplads indvindes grundvand til gartneriets egenforsyning svarende til en indvinding på maksimalt 20.000 m³/år. Såfremt denne indvinding er alene om at "fjerne" BAM-forureningen vil forureningen således have en varighed på minimum ca. 40 år. Hertil skal nævnes, at der kun i ovenstående regnestykke er medtaget puljen af dichlobenil og ikke puljen af BAM, som er relateret til jordlagene i umættet zone.



Figur 5.1. Illustration af målte koncentrationsniveauer fordelt på dybder ved en gårdsplads til et gartneri, hvor det samlede forbrug af Prefix på gårdspladsen er oplyst at have udgjort 365 kg.

Ovenstående beregningseksempel indikerer således, at restkoncentrationerne af dichlobenil i jordlagene under kilderne fortsat vil kunne give anledning til grundvandsforurening i år fremover.

I forhold til de typiske doseringsmængder på 20 kg dichlobenil/ha, som umiddelbart efter udstrøning af midlerne må have svaret til jordkoncentrationer på omkring 12 mg/kg (midlet antages fordelt over ca. 10 cm's dybde umiddelbart efter udstrøning) udgør de aktuelle påviste koncentrationer i topjorden på typisk maksimalt 100 µg/kg dog kun restkoncentrationer heraf svarende til kun 1 % af den oprindelige mængde. Såfremt der har været doseret gentagne gange, udgør den resterende mængde procentvis endnu mindre. Dette viser således, at hovedparten af forureningen i form af dichlobenil og BAM allerede er ned-sivet fra topjorden til dybere jordlag eller grundvandsmagasinet. Vurderinger af kildestyrkens fortsatte forureningstrussel er endvidere beskrevet i kapitel 7.

5.3 Forureningsspredning i udvalgte indvindingsoplande

5.3.1 Undersøgelseserfaringer

Der er for de udvalgte BAM-forureningsramte vandværker i Hvidovre, Strøby Egede, Eskærhøj og Staurbyskov udført undersøgelser med henblik på at belyse forureningsspredningen fra kilde til grundvand i situationer, hvor der formodes at være tale om en større magasinforurening forårsaget af en generel nedsivning fra kilderne gennem jordlagene. Nedenfor er de væsentligste undersøgelser erfaringer herfra kort opsummeret.

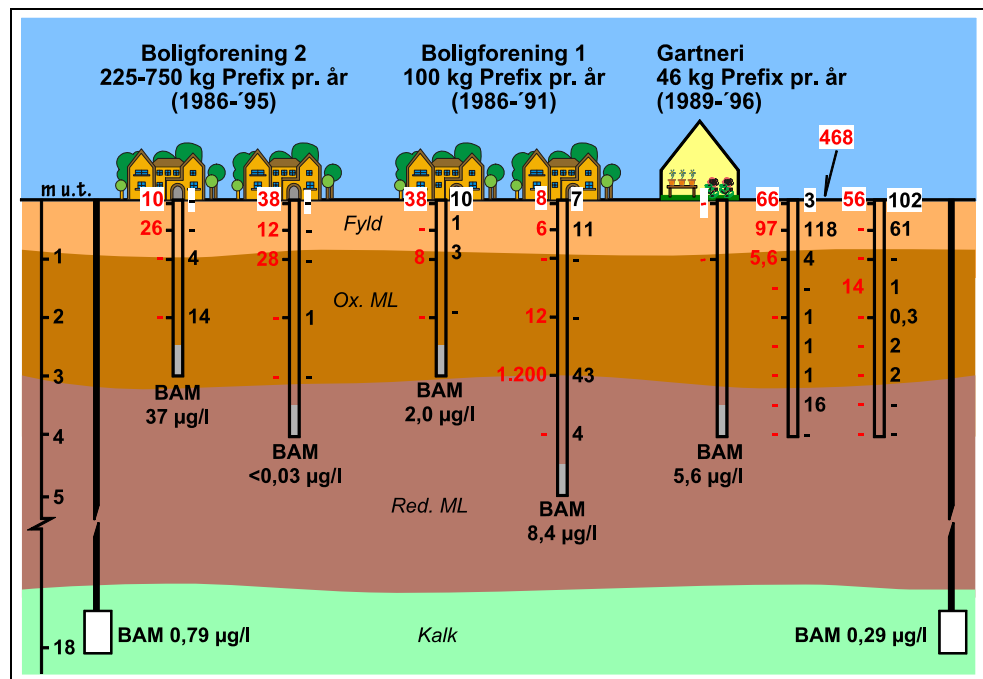
5.3.1.1 Feltindikationer af BAM-nedsivning gennem moræneler, umættet zone

For Hvidovre Vandværk og Strøby Egede Vandværk er der udført feltundersøgelser ved udvalgte kilder i indvindingsoplandene med henblik på at få belyst, hvorledes dichlobenil- og BAM-forureningen fordeler sig ned gennem jordprofiler. Formålet hermed er at få en række feltindikationer af, i hvilket omfang BAM stadig nedsiver til grundvandsmagasinet.

Begge vandværker indvinder grundvand fra kalkmagasiner. Over kalkmagasinet findes i Hvidovre dæklagstykker varierende mellem 5-12 m, hvorimod der for Strøby Egede findes dæklagstykker på ca. 10-16 m.

I figur 5.2 er oversigtsmæssigt vist resultaterne af de påviste koncentrationer i jord, porevand og grundvand ved tre kilder i indvindingsområdet til Hvidovre Vandværk.

Som det fremgår, er der påvist indhold af dichlobenil og BAM i topjorden på alle lokaliteterne. I jorden fra boligforeningerne er der påvist indhold af dichlobenil på 8-38 µg/kg og på gårdspladsen til gartneriet koncentrationer på 56-468 µg/kg. Der er påvist indhold af dichlobenil og BAM i moræneleren til dybder omkring 3-4 m u.t. Koncentrationen af dichlobenil i jorden i 3 meters dybde i et jordprofil (boligforening 1) er markant høj, over 1 mg/kg. Det peger i retning af, at der er sket en ophobning af stof, som måske skal relateres til de reducerede forhold, som indtræder omkring denne dybde. Som beskrevet i kapitel 6 har detailstudier af sorptionen af dichlobenil og BAM til jord og sedimenter i bl.a. Hvidovre vist, at der er store forskelle i sorptionen af dichlobenil afhængigt af redoxforholdene, idet sorptionen synes at være langt større i anaerob ler end i aerob/oxideret ler. Dette betyder reelt, at hvis dichlobenil først er transporteret til større dybder til en reduceret ler, vil stoffet formentlig forblive stærkt bundet i dette jordlag i mange år, idet nedbrydningen samtidigt foregår meget langsomt under reducerede forhold. Det er eventuelt det fænomen, som konstateres i jordprofilen ved den ene boligforening.



Figur 5.2 Påviste koncentrationer af BAM (sort) og dichlobenil (rød) i jord (enhed µg/kg), porevand og grundvand (enhed µg/l) i Hvidovre. Geologien er indtegnet meget skematisk.

Porevand er udtaget i dybder fra 3 til 5 meters dybde, som ligger henholdsvis over og under redox-grænsen (overgangen fra oxideret moræneler til reduceret moræneler). BAM-koncentrationen i porevandet fra de 6 installerede sugeceller varierer meget. Således ses der for samme boligforening (boligforening 2) en koncentration på 37 µg/l i en sugecelle og intet indhold af BAM i en anden sugecelle til trods for, at den overliggende kildestyrke synes relativt ens for de to prøvetagningssteder. Dette afspejler formentlig problematikken omkring udtagning af porevand fra opsprækket moræneler, idet koncentrationen vil afhænge af, i hvilken grad sugecellen har hydraulisk kontakt til vandførende sprækker. Den store variation i BAM-koncentrationen illustrerer samtidigt, hvor heterogent nedsivningen foregår i en opsprækket moræneler.

Der er på hver af de undersøgte lokaliteter konstateret 2,6-dichlorbenzoesyre i porevandet fra en eller flere af sugecellerne, som indikerer at transporten/ nedsivningen af BAM ikke foregår fuldstændig konservativt, men at der foregår en vis omsætning af BAM undervejs i umættet zone.

Resultater fra Strøby Egede viser samme indikationer af, at BAM findes i porevand i umættet zone og fortsat nedsiver til grundvandet.

5.3.1.2 Kildfordeling og udbredelse af BAM forurening- eksempler fra indvindingsområder i land og by

Der er udført undersøgelser af kildfordeling og udbredelse af BAM-forurening ved Staurbyskov Vandværk i Middelfart, som er beliggende i primært landområde, og Eskærhøjværket i Haderslev, som er beliggende i primært by-område.

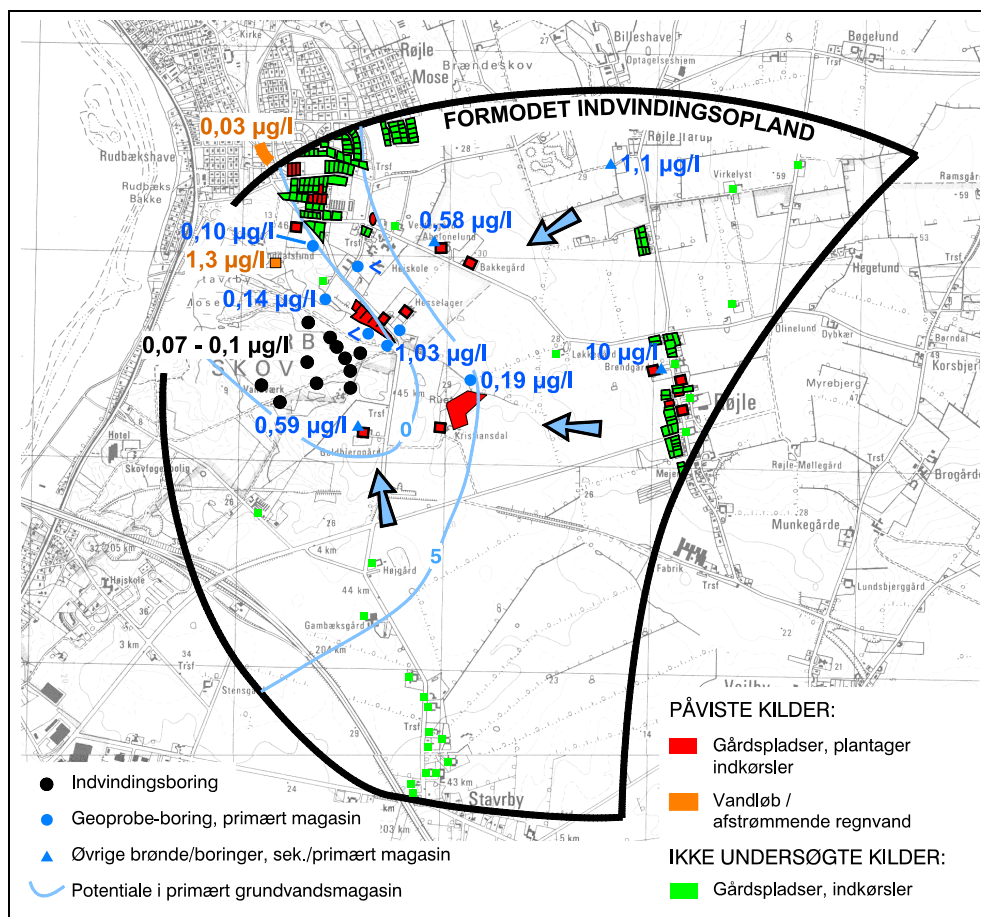
Undersøgelserne har illustreret, at der i begge tilfælde er tale om en lang række af kilder, som bidrager til den konstaterede BAM-forurening i indvindingsbo-

ringerne. Begge vandværker indvinder grundvand fra sandmagasiner. Ved Eskærhøj indvindes grundvand fra flere magasiner.

I figur 5.3 er vist beliggenheden af kilder i Staurbyskov og de tilsvarende fundne koncentrationer af BAM i det primære magasin.

I undersøgelserne er der identificeret en række kilder, som med baggrund i påviste koncentrationer af dichlobenil i jorden, udgør gårdspladser (til landbrugsejendomme og plantager), plantager samt indkørsler til private ejendomme. Herudover er vist andre formodede kilder (som ikke er undersøgt ved jordprøvetagning) i indvindingsoplandet. Som det fremgår, er kilderne spredt ud i hele indvindingsområdet som punktkilder, hvor de mindre parcelhusområder i udkanten af indvindingsområdet fremstår som sammenhængende, tæt beliggende punktkilder.

Den konstaterede BAM-forurening i henholdsvis indvindingsboringer, udførte Geo-Probe boringer samt i øvrige brønde og boringer fremgår af figur 5.3. Der er konstateret BAM i mange af de udførte boringer opstrøms for kildepladsen, hvilket viser, at der strømmer BAM-holdigt grundvand til kildepladsen fra alle retninger.



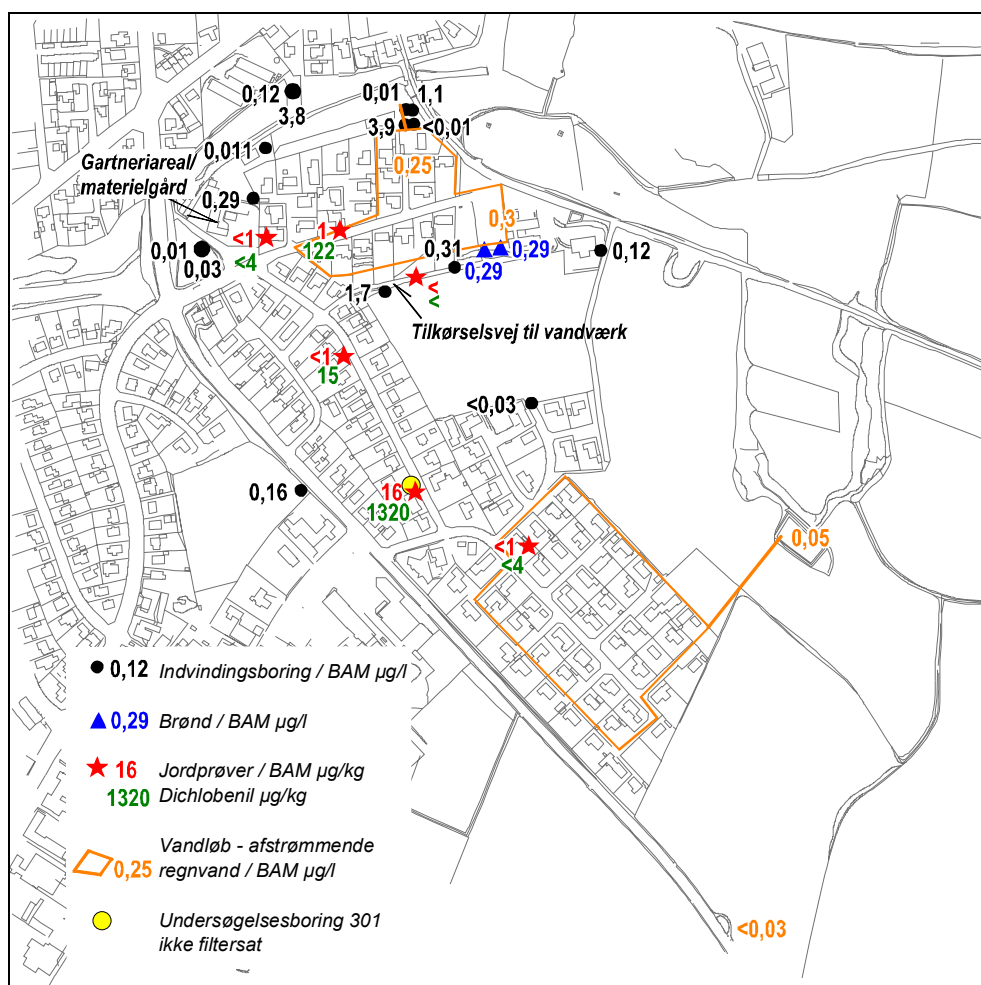
Figur 5.3. Beliggenheden af kilder ved Staurbyskov Vandværk og påviste koncentrationer af BAM i vandprøver.

Den tilsvarende forureningssituation ved Eskærhøj er vist på figur 5.4. Indvindingsboringerne er beliggende i bymæssigt område, og som det fremgår, er kilderne mere tætliggende her sammenlignet med situationen i Staurbyskov primært på grund af de større villakvarterer. Ved undersøgelserne er blandt andet de kommunale veje/fortove identificeret som kilder til forureningen.

Herudover er der konstateret BAM i overfladestrømmende vand fra villakvartererne samt BAM i å-recipienterne. Undersøgelserne illustrerer således, at der er utallige kilder og spredningsveje til BAM-forurening specielt i et bymæssigt indvindingsopland. Som følge heraf er der ligeledes konstateret en massiv BAM-forurening i stort set alle indvindings- og undersøgelsesboringer i indvindingsområdet. BAM-forureningen fordeler sig på henholdsvis det øvre og mellemste sandmagasin, hvorimod der ikke er konstateret BAM-forurening i det nedre tertiære sandmagasin.

5.3.1.3 Feltindikationer af BAM-nedbrydning

Som nævnt indikerer de konstaterede indhold af 2,6-dichlorbenzoesyre i porvand ved flere af lokaliteterne, at BAM nedbrydes i umættet zone. Med henblik på at undersøge om der kan ses tilsvarende feltindikationer af nedbrydning i grundvandsmagasiner, blev der udtaget en række vandprøver fra grundvandet ved Klausensskov vandværk på Ærø. Grundvandet herfra repræsenterer en oxideret, sårbar vandtype. Grundvandet er kraftigt forurenet med BAM med påviste koncentrationer i niveauet 5-7 µg/l i visse boringer, og koncentrationsniveauet har ligget så højt siden 1995, hvor stoffet første gang blev påvist. Idet BAM-koncentrationerne er så høje synes sandsynligheden for, at selv en ganske lille omsætning af BAM kan detekteres højere end for andre grundvandstyper. Samtidig må det antages, at forholdene her er gunstige for, at mikroorganismene i grundvandet igennem en lang årrække er blevet "tilvænnet" BAM-forureningen.



Figur 5.4. Forureningssituation ved Eskærhøj Vandværk.

Undersøgelsen har dog vist, at der ikke detekteres 2,6-dichlorbenzoesyre i grundvandet over detektionsgrænsen på 0,01 µg/l. Dette indikerer, at nedbrydningen af BAM i grundvandsmagasinet foregår så langsomt - hvis den overhovedet foregår - at den ikke kan erkendes ved analyser af 2,6-dichlorbenzoesyre. Omvendt kan det ikke udelukkes, at nedbrydningen af 2,6-dichlorbenzoesyre går så hurtigt, at den ikke vil kunne detekteres. De manglende fund af 2,6-dichlorbenzoesyre i grundvand stemmer ligeledes overens med resultater fra GRUMO- og vandværksboringer, hvor 2,6-dichlorbenzoesyre kun i sjældne tilfælde er påvist, jf. kapitel 2.

5.4 Sammenfatning

Det kan konkluderes, at det ved analyser af jordprøver har været muligt at identificere en lang række af forskellige typer af kilder til BAM-forurening ved de udvalgte kildepladser. De fundne koncentrationer af dichlobenil ligger typisk under 100 µg/kg. Gennemsnitskoncentrationen indenfor den øverste meter ligger på ca. 55 µg/kg. Enkelte steder er der fundet langt højere koncentrationer (op til 1.320 µg/kg), som måske skal relateres til et "overforbrug" af ukrudtsmidler de pågældende steder.

Undersøgelserne viser, at kilder til BAM-forurening kan findes i såvel by- som landmæssigt beliggende indvindingsoplande. Der kan typisk identificeres mange kilder til forurening i indvindingsoplandene på grund af den brede anvendelse af Prefix og Casoron hos mange brugergrupper såsom private borgere, forskellige erhvervsvirksomheder og erhvervsbrancher samt offentlige forvaltninger og institutioner. De mange kilder til forurening gør, at der er mange "bidrag" til den samlede BAM magasinforurening, og i mange tilfælde synes de mange mindre BAM forureningsfaner nu at fremstå som en større magasinforurening i indvindingsoplandene. Der er således ofte svært at identificere de primære sprednings- og transportveje for forureningen. Påvisning af BAM i afstrømmende vand fra befæstede områder samt i å-recipienter gør, at spredningsvejene yderligere kompliceres. Erfaringerne fra undersøgelser af forureningsudbredelsen synes således at pege i retning af, at det ofte er komplekst at søge at kortlægge forureningsudbredelsen, og at der nok kun i sjældne tilfælde kan være tale om en "simpel" forureningsfane forårsaget af en enkelt kilde.

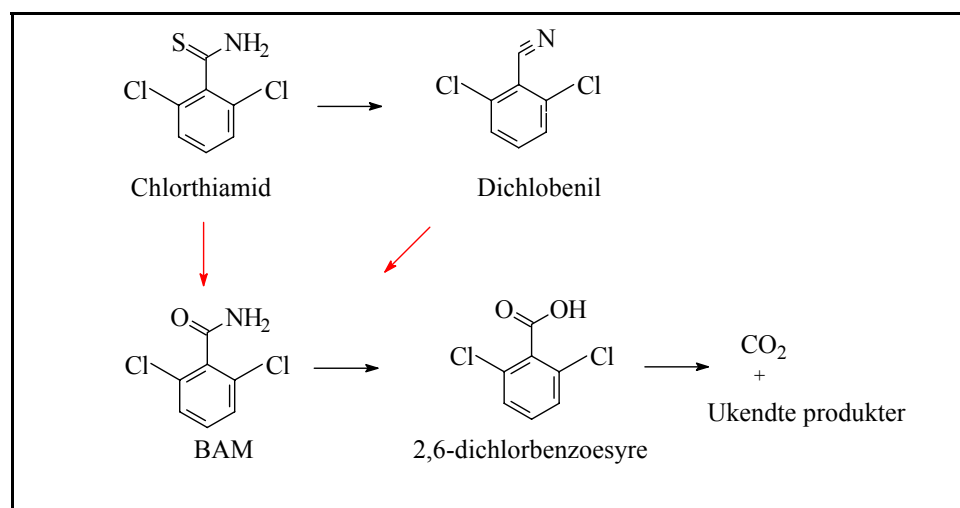
BAM-forureningen synes i alle tilfælde at nedsive fra kilderne i takt med at dichlobenil nedbrydes i de øverste jordlag. Feltundersøgelser viser, at BAM stadig nedsiver fra kilderne efter ca. 4 år, hvor Casoron og Prefix må antages ikke at have været anvendt. Beregninger viser, at de påviste dichlobenilindhold repræsenterer mindre restkoncentrationer i forhold til den formodede mængde dichlobenil, der må have været umiddelbart efter udstrøning af midlerne (kun 1 % tilbage), hvorfor hovedparten af den muligt dannede BAM allerede må være nedsivet. Til trods for det må de tilbageblevne mængder dichlobenil i jorden (typisk under 100 µg/kg) ikke undervurderes, idet denne restmængde stadig vil kunne give anledning til BAM-dannelse og BAM-nedsivning fremover.

6 Sorption og nedbrydning af dichlobenil og BAM

Som vist i de foregående kapitler er der gjort et stort antal fund af BAM i dansk grundvand (kapitel 2). Endvidere er der i forbindelse med den udførte kildeopsporing (kapitel 5) ofte detekteret såvel BAM som moderstoffet dichlobenil i jordprøver. Der er derfor stadig en pulje af BAM og dichlobenil i jorden, som fortsat kan give anledning til BAM nedsivning og dermed forurening af grundvandet. For at kunne vurdere varigheden af forureningen med BAM er det nødvendigt at kende både BAMs og moderstoffernes nedbrydning og sorption (binding til sedimenter), idet disse processer vil være afgørende for koncentrationsniveauer og transporthastigheder i jord og grundvand. I forbindelse med dette projekt er der derfor udført en detailundersøgelse af sorption og nedbrydning af dichlobenil og BAM. Et resumé af undersøgelsen er beskrevet i nærværende kapitel, mens en detaljeret gennemgang af studierne kan findes i delrapport 3 "Sorption og nedbrydning af dichlobenil og BAM – litteratursamling samt laboratorieforsøg".

6.1 Baggrund og formål med sorptions- og nedbrydningsforsøg

Indledningsvis er der udført et udredningsarbejde vedrørende den eksisterende viden om stofferne. Herunder er medtaget oplysningerne om stoffet chlorthiamid (2,6-dichlorothiobenzamid), et andet moderstof til BAM (figur 6.1).



Figur 6.1. Kemisk struktur og omsætningsveje for chlorthiamid, dichlobenil og BAM.

Litteraturgennemgangen har vist, at sorption af chlorthiamid er begrænset (K_{oc} i størrelsesordenen 100 l/kg) (Verschueren, 1996). Chlorthiamid omdannes enten direkte eller indirekte via dichlobenil til BAM (figur 6.1). I en undersøgelse af fem forskellige sedimenter er der efter seks måneder omdannet 81-99 % chlorthiamid (Beynon og Wright, 1968), og nedbrydningspotentialet er derfor højt. I Danmark har salg af chlorthiamid været forbudt i over 20 år, og da sorptionen af stoffet er begrænset og nedbrydningspotentialet højt, er det således ikke sandsynligt at finde stoffet i jord- og vandprøver. Chlorthiamid er derfor ikke medtaget i det videre eksperimentelle arbejde.

Sorptionen af dichlobenil er i litteraturen bestemt ved høje initialkoncentrationer, og de publicerede sorptionskoefficienter varierer meget (K_{oc} mellem 92-883 l/kg) (Verloop, 1972; Tomlin, 1994). Sorptionskoefficienter for danske sedimenter ved grundvandsrelevante koncentrationer forefindes derfor ikke.

Litteraturgennemgangen har vist, at nedbrydning af dichlobenil primært foregår ved mikrobielt katalyseret hydrolyse, men der er eksempler på, at processen i begrænset omfang kan foregå abiotisk. Data fra detailstudier om nedbrydning af dichlobenil i overfladenære sedimenter har givet halveringstider mellem 0,2 og 196 døgn (Montgomery, 1972; Jernlås, 1990), mens nedbrydningsstudier af dichlobenil i grundvandssedimenter viser, at nedbrydningen her er særdeles begrænset (ingen nedbrydning detekteret efter 371 døgn) (Pedersen et al., submitted). Der er således stor variation på publicerede nedbrydningsrater for dichlobenil, og det er derfor uafklaret, hvordan og hvor hurtigt nedbrydningen af dichlobenil foregår.

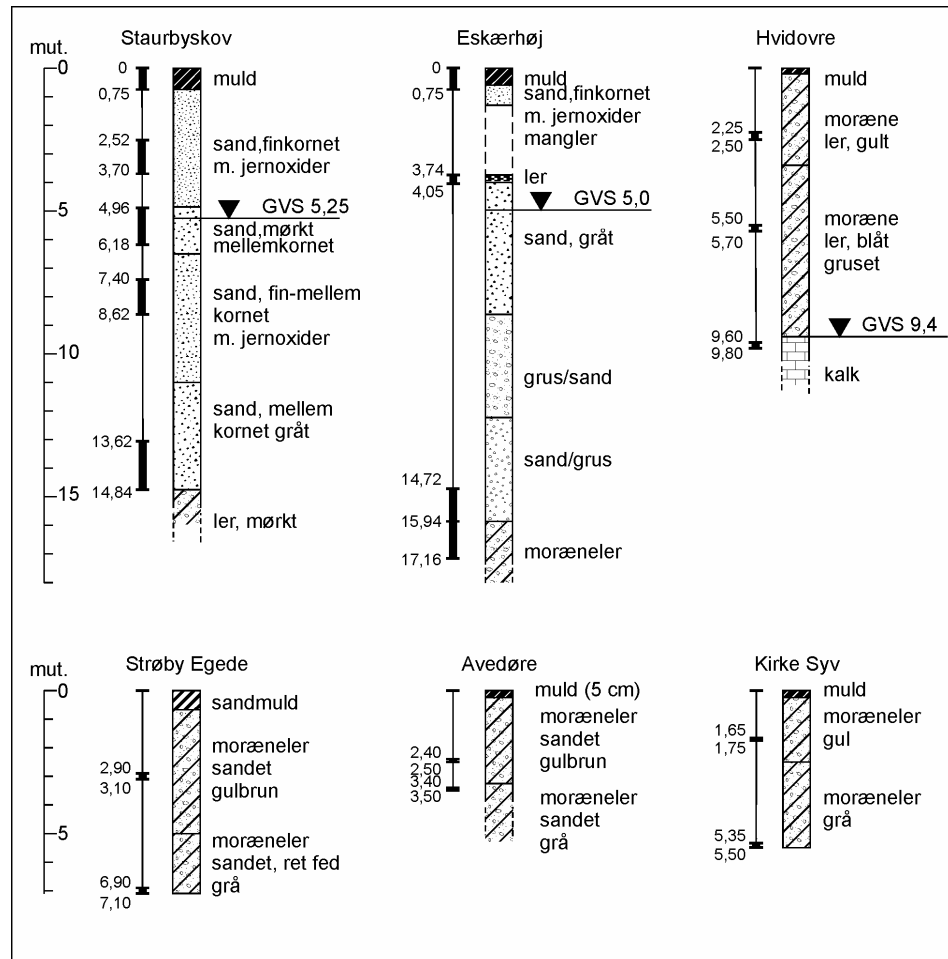
Data om BAM er i litteraturen generelt begrænset. Sorptionsforsøg med BAM i grundvandssedimenter med et lavt indhold af organisk stof og ler har vist, at BAM stort set ikke bindes til sedimenterne (Tuxen et al., 2000), hvorfor mobiliteten af BAM i grundvandssedimenter er høj. Data fra litteraturen viser, at BAM er svært nedbrydelig (Beynon og Wright, 1972). I en undersøgelse af nedbrydningen af BAM i aerobe danske grundvandssedimenter er der således ikke påvist en nedbrydning af BAM inden for en eksperimentel periode på 371 dage (Pedersen et al., submitted). I enkelte udenlandske undersøgelser er det dog fundet, at BAM nedbrydes til 2,6-dichlorbenzoesyre, som via mineralisering af sidekæden (decarboxylering) giver CO_2 og et eller flere restprodukter, som det ikke er lykkedes at identificere (figur 6.1) (Nimmo and Verloop, 1975; Heinonen-Tanski, 1981). Decarboxylering af 2,6-dichlorbenzoesyre menes at være en hurtig proces (Verloop, 1972; Heinonen-Tanski, 1981), hvilket kan forklare de meget sjældne fund af 2,6-dichlorbenzoesyre i feltstudier. Den rate bestemmende omsætning er således sandsynligvis nedbrydningen af BAM til 2,6-dichlorbenzoesyre, som ud fra litteraturen tydeligvis er en særdeles langsom proces. Modelsimuleringer har imidlertid vist, at selv meget langsomme nedbrydningsrater vil afkorte forureningsvarigheden væsentligt i forhold til situationer, hvor der ikke sker nedbrydning. Det er derfor vigtigt at forsøge at kvantificere selv en langsom nedbrydning af BAM.

For at kunne præcisere forudsigelserne af langtidseffekter af forureninger med BAM er der udført laboratorieforsøg med dichlobenil og BAM. Forsøgene er alle udført som batchforsøg med sediment fra forskellige dybdeintervaller, således at der i projektet både arbejdes med sediment fra muldlaget, den umættede zone samt fra grundvandszonen. Formålet med de korresponderende sorptions- og nedbrydningsforsøg med dichlobenil og BAM er at:

- bestemme sorptionskoefficienter for BAM og dichlobenil ved grundvandsrelevante koncentrationer samt sorptionens afhængighed af sedimentsammensætningen, således at transporten af stofferne i et givet sediment kan vurderes.
- bestemme hvor hurtigt dichlobenil nedbrydes til BAM samt nedbrydningens afhængighed af sorption, sedimentsammensætning og vandkemi, således at det kan vurderes, hvor nedbrydningen af dichlobenil foregår, og hvorvidt dichlobenil akkumuleres i overfladenære sedimenter.
- vurdere i hvor stort omfang BAM nedbrydes ved grundvandsrelevante koncentrationer.

6.2 Lokaliteter hvorfra sediment og vand er udtaget

Til forsøgene er udtaget sediment og vand fra både umættet og mættet zone fra seks lokaliteter i Danmark. Ved udvælgelsen af disse lokaliteter er der lagt vægt på at få repræsenteret et bredt spektrum af forskellige danske sedimenttyper. Boreprofiler samt de udvalgte sedimentkerner fra de seks lokaliteter er vist på figur 6.2.



Figur 6.2. Boreprofiler fra de seks udvalgte lokaliteter med indtegning af grundvandsspejl og udvalgte sedimentkerner.

6.3 Sorptionsforsøg

Sorption af dichlobenil og BAM er bestemt ud fra batchforsøg efter en modifikation af OECD guideline 106 (1993). Målingerne er foretaget ved scintillationstælling på ^{14}C -mærket dichlobenil og BAM. Resultaterne er vist i tabel 6.1, hvor sorptionen er beskrevet ved en lineær fordelingskoefficient (K_d), som beskriver forholdet mellem den sorberede koncentration på sedimentet og ligevægtskoncentrationen i vandfasen.

Resultaterne viser, at dichlobenil sorberer kraftigt i de øverste jordlag, hvor indholdet af organisk kulstof er højt, samt i sedimenter med et højt lerindhold (tabel 6.1). I grundvandszonen er der i de sandede sedimenter målt K_d -værdier for dichlobenil på 0,2 - 1,27 l/kg, hvilket svarer til en retardationsfaktor på 2 - 9 (retardationsfaktoren, $R = 1 + (\rho_b/\epsilon \cdot K_d)$, hvor ρ_b er bulkdensite-

ten og ϵ porøsiteten). BAM sorberer som forventet mindre end dichlobenil; dog er der målt en signifikant sorption i 18 ud af 22 undersøgte sedimenter. I de sandede grundvandssedimenter er der målt K_d -værdier for BAM på 0,03-0,1 l/kg, hvilket svarer til en retardationsfaktor på 1,2 - 1,6. I moræneler er målt en markant højere sorption af både dichlobenil og BAM, hvilket for dichlobenil giver anledning til retardationsfaktorer mellem 22 og 984 og for BAM mellem 1,5 og 8,3.

Sediment	Dichlobenil K_d (l/kg)	BAM K_d (l/kg)
Staurbyskov		
0-0,25 m u.t. (aerob smeltevandssand)	17,4 ± 2,9	0,66 ± 0,08
0,25-0,50 m u.t. (aerob smeltevandssand)	13,2 ± 0,7	0,45 ± 0,03
0,50-0,75 m u.t. (aerob smeltevandssand)	4,23 ± 0,67	0,14 ± 0,03
2,52-3,70 m u.t. (aerob smeltevandssand)	0,42 ± 0,09	I.M.
4,96-6,18 m u.t. (aerob smeltevandssand)	1,27 ± 0,11	0,10 ± 0,03
7,40-8,62 m u.t. (anaerob smeltevandssand)	1,18 ± 0,17	0,07 ± 0,01
13,62-14,84 m u.t. (anaerob smeltevandssand)	0,20 ± 0,02	I.M.
Eskærhøj		
0-0,25 m u.t. (muld, sandblandet)	7,43 ± 0,40	0,24 ± 0,01
0,25-0,50 m u.t. (aerob smeltevandssand)	1,66 ± 0,13	0,06 ± 0,01
0,50-0,75 m u.t. (aerob smeltevandssand)	0,66 ± 0,04	I.M.
3,74-4,05 m u.t. (smeltevandsler)	2,73 ± 0,15	0,10 ± 0,02
14,72-15,94 m u.t. (anaerob smeltevandssand)	1,04 ± 0,09	0,03 ± 0,02
15,94-17,16 m u.t. (anaerob moræneler)	103 ± 29	0,61 ± 0,01
Hvidovre		
2,25-2,5 m u.t. (aerob moræneler)	3,31 ± 0,1	0,07 ± 0,01
5,5-5,7 m u.t. (anaerob moræneler)	126 ± 35	0,93 ± 0,03
9,6-9,8 m u.t. (kalk)	0,44 ± 0,05	0,03 ± 0,02
Strøby Egede		
2,90 - 3,10 m u.t. (aerob moræneler)	3,43 ± 0,34	I.M.
6,90 - 7,10 m u.t. (anaerob moræneler)	32 ± 1,03	0,29 ± 0,02
Avedøre		
2,40 - 2,50 m u.t. (aerob moræneler)	12,9 ± 0,43	0,09 ± 0,04
3,40 - 3,50 m u.t. (anaerob moræneler)	47,2 ± 3,5	0,43 ± 0,07
Kirke Syv		
1,65-1,75 m u.t. (aerob moræneler)	4,60 ± 0,64	0,18 ± 0,06
5,35-5,50 m u.t. (anaerob moræneler)	34 ± 3,87	0,33 ± 0,04
I.M. Ikke målelig		

Tabel 6.1. K_d -værdier (l/kg) for dichlobenil og BAM beregnet ud fra forsøg med en initialkoncentration på 10 µg/l på sediment udtaget ved Staurbyskov, Eskærhøj, Hvidovre, Strøby Egede, Kirke Syv og Avedøre.

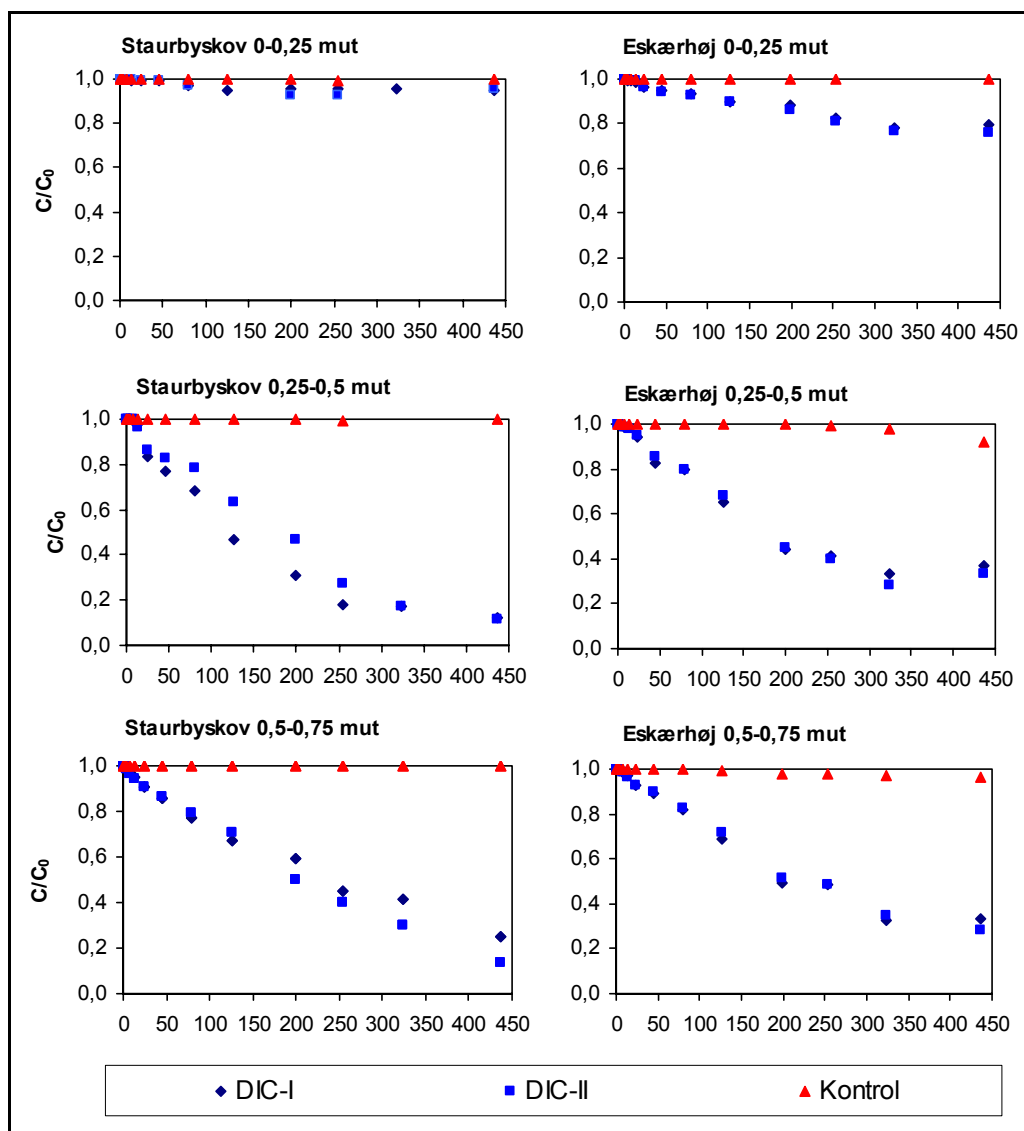
6.4 Nedbrydningsforsøg

Nedbrydningsforsøg er udført som batch-inkubationer med sediment udtaget fra Staurbyskov (smeltevandssand), Eskærhøj (smeltevandssand med ler) og Hvidovre (kalkmagasin overlejret af moræneler). Nedbrydningsforsøgene er opsat med sedimenter fra de samme dybdeintervaller, som er anvendt i sorptionsforsøgene.

6.4.1 Resultater fra nedbrydningsforsøg med dichlobenil

I inkubationer med dichlobenil er koncentrationen af dannet BAM bestemt ved immunkemisk analyse udført på GEUS (Bruun, 1998). Udvalgte resulta-

ter er vist på figur 6.3 som den relative dichlobenil-koncentration, C/C_0 , hvor C er den aktuelle koncentration af dichlobenil beregnet ud fra initialkoncentrationen og koncentrationen af dannet BAM, og C_0 er initialkoncentrationen, hvor der er korrigeret for massefjernelsen af dichlobenil og BAM i forbindelse med udtagning af prøver til analyse.



Figur 6.3. Nedbrydning af dichlobenil til BAM i de øvre 0,75 m i Staurbyskov- og Eskærhøj-sediment udtrykt som C/C_0 . DIC-I og DIC-II angiver hhv. inkubation 1 og 2 opsat for det samme sediment, mens kontrollen er en identisk inkubation, som er autoklaveret. Initialkoncentrationen af dichlobenil er 100 $\mu\text{g/l}$.

Resultater fra nedbrydningsforsøg med dichlobenil og sediment udtaget ved Staurbyskov viser, at der i muldlaget (0-0,25 m u.t.) kun er omsat ca. 5 % efter en forsøgsperiode på 436 døgn (figur 6.3). I sedimenter udtaget 0,25-0,50 m u.t. og 0,50-0,75 m u.t. foregår nedbrydningen væsentligt hurtigere, idet der her er omsat mellem 75 og 88% dichlobenil (figur 6.3). BAM er derfor den primære metabolit ved nedbrydningen af dichlobenil, hvorfor nedbrydningsrater for dichlobenil med rimelighed kan udregnes ud fra dannelsen af BAM (tabel 6.2). I sedimenter fra Staurbyskov aftager nedbrydningshastigheden med dybden, og i sedimenter udtaget dybere end 6 m u.t. er ikke detekteret en nedbrydning af betydning (tabel 6.2). Samme tendens udvikling ses i inkubationer med sediment fra Eskærhøj (figur 6.3). Her foregår nedbrydningen dog hurtigere i muldlaget (20-24 % omsat til BAM efter 436 døgn) end

for muldlaget udtaget ved Staurbyskov. I sedimenter udtaget 0,25-0,75 m u.t. ved Eskærhøj ses igen den hurtigste nedbrydning, idet der her er omsat 63-72 % efter 436 døgn, mens nedbrydningen i større dybder er begrænset. For Hvidovre-sedimenterne (aerob og anaerob moræneler samt kalk) ses en begrænset nedbrydning i den aerobe moræneler (0,9-1,4 % omsat efter 372 døgn), mens der ikke forekommer en signifikant nedbrydning i den anaerobe ler eller i kalken.

Sediment	1.orden			
	Inkubation 1 (DIC-I)		Inkubation 2 (DIC-II)	
	DT ₅₀ (døgn)	R ²	DT ₅₀ (døgn)	R ²
Staurbyskov				
0-0,25 m u.t.	4.395	0,654	3.686	0,654
0,25-0,50 m u.t.	128	0,970	142	0,980
0,50-0,75 m u.t.	230	0,990	172	0,972
2,52-3,70 m u.t.	1.509	0,967	2.066	0,982
4,96-6,18 m u.t.	18.093	0,969	14.708	0,976
7,40-8,62 m u.t.	I.M.	-	I.M.	-
13,62-14,84 m u.t.	32.080	0,661	29.791	0,980
Eskærhøj				
0-0,25 m u.t.	1070	0,925	948	0,957
0,25-0,50 m u.t.	233	0,918	216	0,930
0,50-0,75 m u.t.	237	0,963	230	0,991
3,74-4,05 m u.t.	28.087	0,993	33.243	0,987
14,72-15,94 m u.t.	I.M.	-	I.M.	-
15,94-17,16 m u.t.	I.M.	-	I.M.	-
Hvidovre				
2,25-2,5 m u.t.	29.332	0,986	21.245	0,951
5,5-5,7 m u.t.	I.M.	-	I.M.	-
9,6-9,8 m u.t.	I.M.	-	I.M.	-

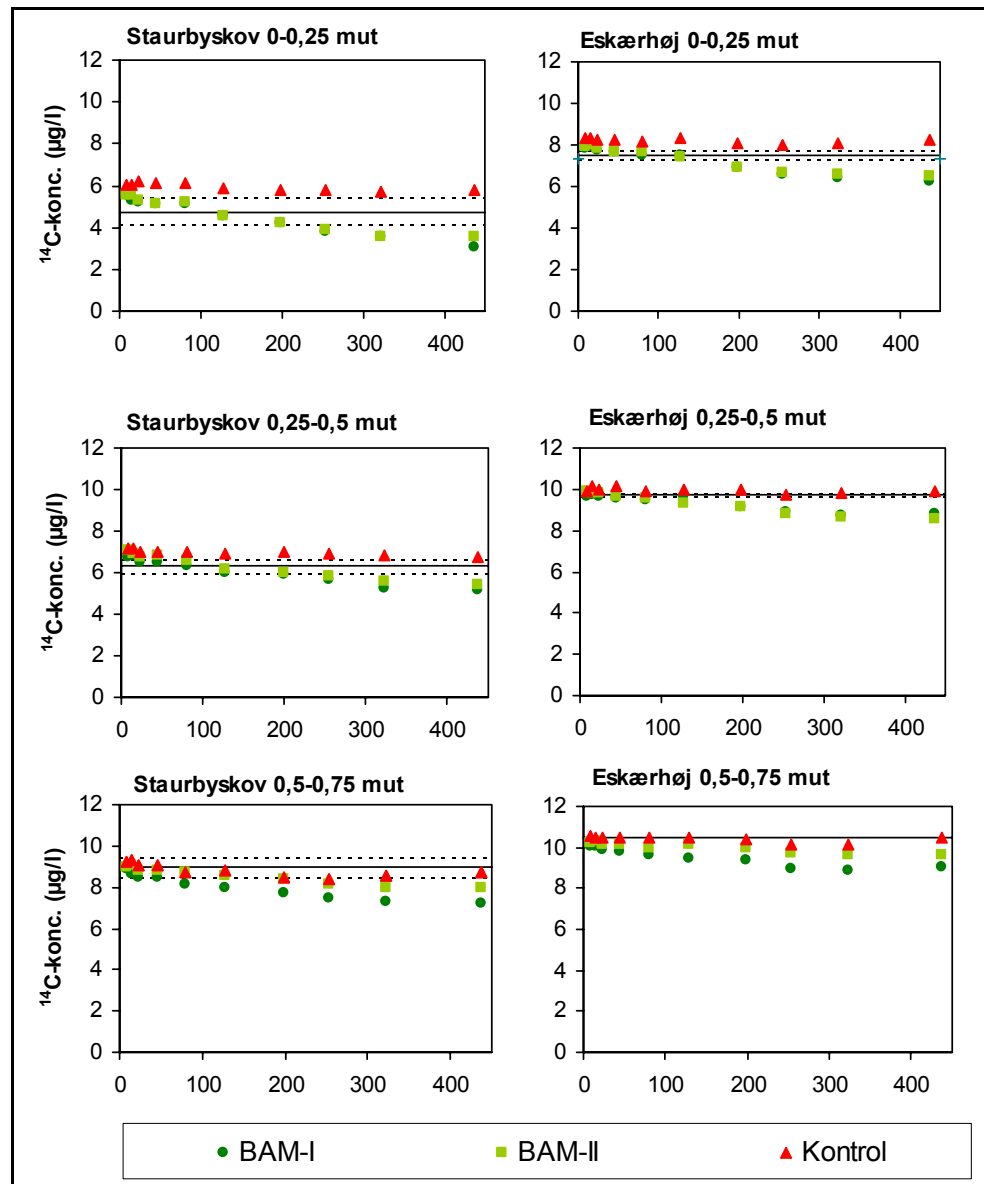
Tabel 6.2. 1.-ordens halveringstider for dichlobenil med tilhørende korrelationskoefficienter, beregnet ud fra dannelsen af BAM. I.M. (ikke målelig) angiver, at mindre end 0,5% er genfundet som BAM i forsøgsperioden (436 døgn for sedimenter fra Staurbyskov og Eskærhøj og 372 døgn for sedimenter fra Hvidovre). DIC-I og DIC-II angiver hhv. inkubation 1 og 2 opsat for det samme sediment.

At nedbrydningen er begrænset i muldlaget må betegnes som overraskende, idet den største diversitet af mikroorganismer som regel findes i overjorden. En mulig forklaring kan være, at tilgængeligheden af dichlobenil for mikroorganismene begrænses af den kraftige sorption af dichlobenil i dette dybdeinterval (tabel 6.1). Dette forklarer også, hvorfor nedbrydningen er mere begrænset i overjorden fra Staurbyskov end i overjorden fra Eskærhøj, idet der er større sorption i sedimentet fra Staurbyskov (tabel 6.2). I kontrolinkubationerne er nedbrydningen ikke signifikant, hvilket indikerer, at omsætningen af dichlobenil sker ved mikrobielt katalyseret hydrolyse. Manglen på lagfase peger i retning af, at nedbrydningen af dichlobenil er en cometabolisk reaktion.

6.4.2 Resultater fra nedbrydningsforsøg med BAM

I inkubationer med BAM måles den ¹⁴C-mærkede koncentration ved scintillationstælling. Idet den anvendte BAM er ¹⁴C-mærket i sidekæden (jf. figur 6.1), vil koncentrationen af både BAM og evt. dannet 2,6-dichlorbenzoesyre blive målt ved denne metode. Et fald i ¹⁴C-koncentration i væskefasen vil derfor vise en mineralisering af sidekæden i benzoesyren, som dog ud fra litteraturen menes at være hurtig. Udvalgte resultater fra inkubationerne med BAM er i figur 6.4 vist som ¹⁴C-koncentration versus tid. For at kunne adskille den del af BAM-fjernelsen, som skyldes langsom sorptionskinetik, fra den del, som skyl-

des nedbrydning, er den teoretiske ligevægtskoncentration i væskefasen efter sorption, C_v , beregnet ud fra resultaterne af sorptionsforsøgene med BAM (tabel 6.1).



Figur 6.4. ^{14}C -koncentration versus tid i BAM-inkubationer med sediment fra Staurbyskov og Eskærhøj, 0-0,75 m u.t. Den teoretiske ligevægtskoncentration beregnet ud fra resultaterne af sorptionsforsøgene er indtegnet med 95% konfidensinterval (stiplet linie).

I de fleste inkubationer med BAM er der overensstemmelse mellem de beregnede ligevægtskoncentrationer i væskefasen efter sorption og de observerede koncentrationer, og en nedbrydning af BAM kan derfor ikke detekteres. Imidlertid er der i sedimenterne fra Staurbyskov 0-0,75 m u.t. og 4,96-6,18 m u.t. og i sedimenterne fra Eskærhøj 0-0,75 m u.t. (figur 6.4) et fald i den ^{14}C -mærkede koncentration i inkubation 1 og 2, som er signifikant større end forventet ud fra sorptionsforsøgene, samtidig med at koncentrationerne i kontrol-inkubationerne er konstante. Dette indikerer, at BAM nedbrydes mikrobielt i den øverste meter af den umættede zone i både Staurbyskov sedimentet og Eskærhøj sedimentet. Endvidere er der fundet en indikation af, at BAM kan nedbrydes også i dybere liggende sediment i den umættede zone, idet der i sedimentet fra Staurbyskov 4,96-6,18 m u.t. (data ikke vist) er tegn på ned-

brydning, men denne tendens ses ikke for sedimenterne fra Eskærhøj og Hvidovre.

For at afgøre hvorvidt BAM mineraliseres (sandsynligvis via mineralisering af sidekæden i 2,6-dichlorbenzoesyre) til CO₂, er der efter sidste prøvetagningsdag tilsat saltsyre til den ene af duplikaterne (BAM-II.) fra samtlige dybdeintervaller samt til udvalgte kontrol-inkubationer, og aktiviteten af den derved producerede mængde ¹⁴CO₂ er målt. Resultaterne fra de inkubationer hvor der er målt en signifikant mængde ¹⁴CO₂ er vist i tabel 6.3. Det ses, at der kan detekteres en signifikant nedbrydning af BAM i sedimenterne fra Staurbyskov og Eskærhøj 0-0,75 m u.t. og i sedimentet fra Staurbyskov 4,96-6,18 m u.t. Imidlertid kan nedbrydningen af BAM ikke kvantificeres ud fra ¹⁴CO₂-målingerne, idet inkubationerne er udluftet igennem forsøget for at sikre aerobe forhold, hvorfor ¹⁴CO₂ er afgasset. Som et groft estimat er nedbrydningen af BAM i de omtalte sediment derfor udregnet ud fra den relative forskel mellem den forventede koncentration i væskefasen efter sorptionsligevægt og den målte ¹⁴C-koncentration efter 436 døgn (tabel 6.3). Ved beregningen er brugt den nedre grænse for konfidensintervallet for ligevægtskoncentrationen efter sorption. De derved estimerede DT₅₀-værdier er i størrelsesordenen 3-16 år, idet den hurtigste nedbrydning er i muldlaget (0-0,25 m u.t.), hvorefter nedbrydningstiden forøges med dybden.

Sediment	Målt ¹⁴ CO ₂ Batch II (%)	Estimeret nedbrydning* Batch I og II (%)	Estimeret DT ₅₀ 1.orden (år)
Staurbyskov			
0-0,25 m u.t.	2,6	14-27	3-5
0,25-0,50 m u.t.	0,8	11-14	5-7
0,50-0,75 m u.t.	0,7	5-16	5-16
4,96-6,18	0,8	10	8
Eskærhøj			
0-0,25 m u.t.	1,1	10-16	5-8
0,25-0,50 m u.t.	2,3	9-11	7-9
0,50-0,75 m u.t.	1,3	8-14	5-10
* Nedbrydning af BAM er estimeret ud fra den relative forskel mellem den nedre grænse med 95% konfidens for ligevægtskoncentrationen i væskefasen beregnet ud fra sorptionsforsøg og den målte koncentration i væskefasen efter 436 døgn.			

Tabel 6.3. Den relative målte koncentration af ¹⁴CO₂ og den estimerede relative nedbrydning af BAM med tilhørende estimerede 1. ordens halveringstider.

6.5 Samlet vurdering af stoffernes mobilitet

Dichlobenil sorberer til alle undersøgte sediment. Sorptionen af dichlobenil afhænger af indholdet af organisk stof og af indholdet af ler. Der er således målt en særdeles kraftig sorption af dichlobenil (gennemsnitlig K_d = 68 l/kg) i anaerob moræneler med et højt lerindhold (>25%). Sorptionsforsøgene viser således, at risikoen for transport af dichlobenil til grundvandszonen er mindre, såfremt der under en overfladenær kilde forefindes et dæklag af reduceret moræneler. I muldlaget (0,25 m u.t.) er der ligeledes målt en kraftig tilbageholdelse af dichlobenil (K_d = 7-17 l/kg) på grund af et højt indhold af organisk stof. Den kraftige sorption i denne zone hæmmer sandsynligvis nedbrydningen af dichlobenil til BAM, idet der efter en forsøgsperiode på 436 døgn kun er målt en omsætning svarende til en 1.-ordens halveringstid på omkring 2,6-12 år. Selv om salg af dichlobenil blev forbudt i 1997 kan vi således forvente at finde dichlobenil i overfladenære sediment i mange år fremover. Dette stemmer overens med de mange fund af dichlobenil i jordprøver udtaget ved gårdspladser, plantager, nyttehaver, gartnerier, sportspladser, fortove og stier,

villakvarterer, boligforeninger m.m. i de undersøgte indvindingsoplande (kapitel 5). Nedbrydningsforsøgene har endvidere vist, at den hurtigste omsætning af dichlobenil til BAM foregår i dybderne 0,25-0,75 m, hvor der er målt halveringstider mellem 0,4-0,6 år. I sedimenter dybere end 0,75 m u.t. aftager nedbrydningsraten kraftigt med dybden, og i dybder større end 4 m u.t. er nedbrydningen af dichlobenil til BAM ubetydelig ($DT_{50} > 40$ år). Produktionen af BAM vil derfor være relateret til de øverste meter af den umættede zone, men raten for omsætningen vil være særdeles afhængig af sorptionen. I et sediment med højt indhold af organisk stof eller i lerholdige sedimenter vil der derfor stadig kunne produceres BAM fra en pulje af dichlobenil, som sidder sorberet på sedimentet, mens produktionen af BAM fra sandede lokaliteter med et lavt indhold af organisk stof i sandlagene med al sandsynlighed alene vil være relateret til øvre liggende muldrag.

BAM sorberer væsentlig mindre end dichlobenil. Dog er der målt en signifikant sorption i 18 ud af 22 undersøgte sedimenter. Sorptionen afhænger af indholdet af organisk stof og indholdet af ler. I sandede grundvandssedimenter er der målt retardationsfaktorer for BAM mellem 1,2-1,6 og i moræneler er målt retardationsfaktorer mellem 1,5-8,3. BAM er som ventet vanskeligt nedbrydelig, og i de undersøgte sedimenter fra umættet og mættet zone er det stort set kun i overjorden (0-0,75 m u.t.), at der forekommer en nedbrydning af BAM efter en forsøgsperiode på 436 døgn. Der er dog for én lokalitet målt en begrænset nedbrydning omkring grundvandsspejlet i dybdeintervallet 4,96-6,18 m u.t., men der er ikke påvist nedbrydning af BAM i sedimenter udtaget under grundvandsspejlet. Forsøgene indikerer derfor, at transporthastigheden af BAM i grundvandsmagasiner primært vil være betinget af den begrænsede sorption. Mængden af BAM, som transporteres til grundvandszonen, begrænses dog af den langsomme, men signifikante nedbrydning af BAM i den umættede zone.

Det er vanskeligt at lave en generel massebalance for BAM-frigivelsen fra umættet zone, idet denne altid vil bero på de aktuelle geologiske forhold og mængden af udstrøet dichlobenil ved kilden. Tages udgangspunkt i de fundne indhold af dichlobenil indenfor den øverste meter på ca. 55 µg/kg (jf. kapitel 5) vil BAM-frigivelsen fra de øverste (0-0,25 m u.t.) muldholdige jordlag estimeres til at foregå i en periode på fortsat 10-48 år (halveringstider på 2,6-12 år indenfor de øverste 0,25 m). Såfremt dichlobenil er transporteret til 0,25-0,75 m synes nedbrydningen her at være hurtigere, og en pulje af dichlobenil på 55 µg/kg vil således give anledning til BAM-frigivelse i fortsat maksimalt 2,4 år endnu (forudsat halveringstider i intervallet 0,4-0,6 år). Tages højde for den tilsvarende BAM-nedbrydning som sker indenfor den øverste meter (groft estimerede halveringstider på 3-16 år) vil varigheden af BAM-frigivelsen formentlig være lidt kortere end ovenfor beregnet. Andelen af BAM, som nedbrydes indenfor den øverste meter, vil imidlertid være meget afhængig af opholdstiden, da nedbrydningen foregår så relativt langsomt.

Der foreligger kun få og meget varierende feltobservationer af dichlobenil koncentrationer i jordlag dybere end 1 m u.t. (jf. kapitel 5 eller delrapport 2), hvilket vanskeliggør estimater af BAM-frigivelsen herfra. I umættede jordlag under eller omkring redoxgrænsen er der i de fleste tilfælde ikke konstateret indhold af dichlobenil. I få tilfælde er der konstateret dichlobenil i koncentrationer på ca. 10-15 µg/kg og i et enkelt tilfælde er der påvist en betragtelig mængde af dichlobenil på op til 1.200 µg/kg i dybden 3 m u.t. (i moræneler i Hvidovre, jf. figur 5.2). Idet nedbrydningen af dichlobenil er meget ringe under anaerobe forhold med halveringstider på mere end 40 år kombineret med

at dichlobenil sorberes meget kraftigt til fx anaerob moræneler, vil konsekvensen for transport af dichlobenil til disse større dybder være, at der vil frigives BAM fra disse dybder i mange år fremover. I tilfældet med den konstaterede pulje af dichlobenil på 1.200 µg/kg i dybden 3 m u.t., vil BAM-frigivelse kunne finde sted i flere hundreder år fremover.

7 Koncentration og varighed af BAM-forurening – modelberegninger

Modelberegningernes formål er at tilvejebringe et grundlag for en vurdering af det gennemsnitlige omfang og varigheden af den konstaterede BAM forurening i grundvandet og vandværksboringer fordelt på danske hovedtyper af grundvandsmagasiner. Endvidere er det formålet at vurdere databehovet og muligheden for at udpege egnede placeringer af fremtidige vandforsyningsanlæg indenfor grundvandsoplande med henblik på at undgå eller minimere risikoen for BAM forurening af vandindvindingen.

Modelberegningerne af BAM-forureningen er baseret dels på de konkrete målinger af binding og nedbrydning i jord og grundvand af dichlobenil og BAM fra foregående kapitel 6 og dels på følgende overordnede skøn vedrørende stoffets anvendelse:

- 1) behandlingen med de dichlobenil-holdige pesticider er udelukkende sket indenfor byområder og landbrugsområder (omkring bebyggelse og i plantager)
- 2) den samlede behandling på disse to arealanvendelser afspejler det totale salg af stoffet på landsplan
- 3) det behandlede areal er 8 gange større i byområderne end i landbrugsområderne
- 4) halvdelen af den solgte mængde dichlobenil er udvasket til kloak, mens resten er infiltreret i jorden

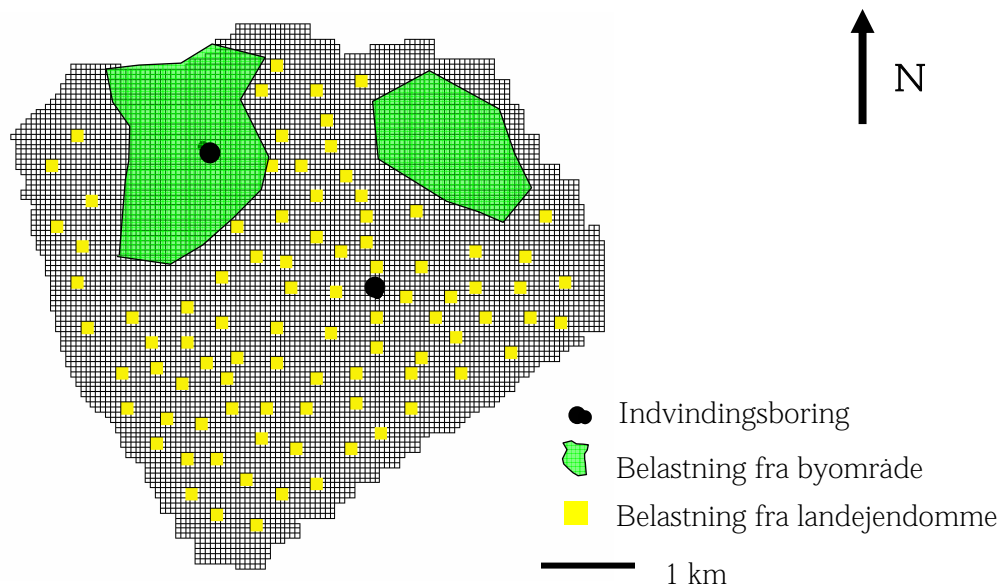
Modelberegningerne dækker derved det forventede gennemsnitlige omfang og varigheden af BAM forureningen inden for forskellige geologiske hovedtyper. Vurderingerne omfatter BAM-forurening i grundvandet fra by- og landområder. Herudover er der givet eksempler på betydningen af lokale forskelle i behandlingsmønster og forureningsstyrke ved modellering af BAM forureningen for en jernbanestrækning og en vandværksgrund samt ved modellering af forskellige tætheder af BAM forureningskilder.

Det skal påpeges, at modelkørslerne er opstillet og gennemført for typeeksempler, hvad angår geologi, hydrologi og belastningsforhold. Modelkørslerne kan derfor ikke anvendes til direkte vurderinger af varighed og koncentrationsudvikling af BAM i aktuelle forureningsituationer.

7.1 Modelopsætning

7.1.1 Opland

Som overordnet ramme for modelleringen af BAM forureningen er opstillet et 21 km² stort grundvandsopland, figur 7.1. Ca. 3,1 km² (15 %) af oplandet er bymæssig bebyggelse og 17,9 km² (85 %) er landbrugsområde. Der modelleres vandindvinding fra det primære grundvand i hhv. by- og landområdet. Fordelingen af land og by i modeloplandet, samt placeringen af vandindvindingsboringerne, fremgår af figur 7.1.



Figur 7.1. Modelopland (21 km²) med fordelingen mellem land og by samt placeringen af vandindvindingsboringer.

7.1.2 Geologiske hovedtyper

Med grundvandsoplandet i figur 7.1, som fælles ramme, repræsenteres de hydrogeologiske forhold i Danmark ved seks overordnede hydrogeologiske situationer, figur 7.2. Disse dækker tilsammen de overordnede hovedtyper af grundvandsmagasiner i Danmark.

De geologiske hovedtyper omfatter, (figur 7.2):

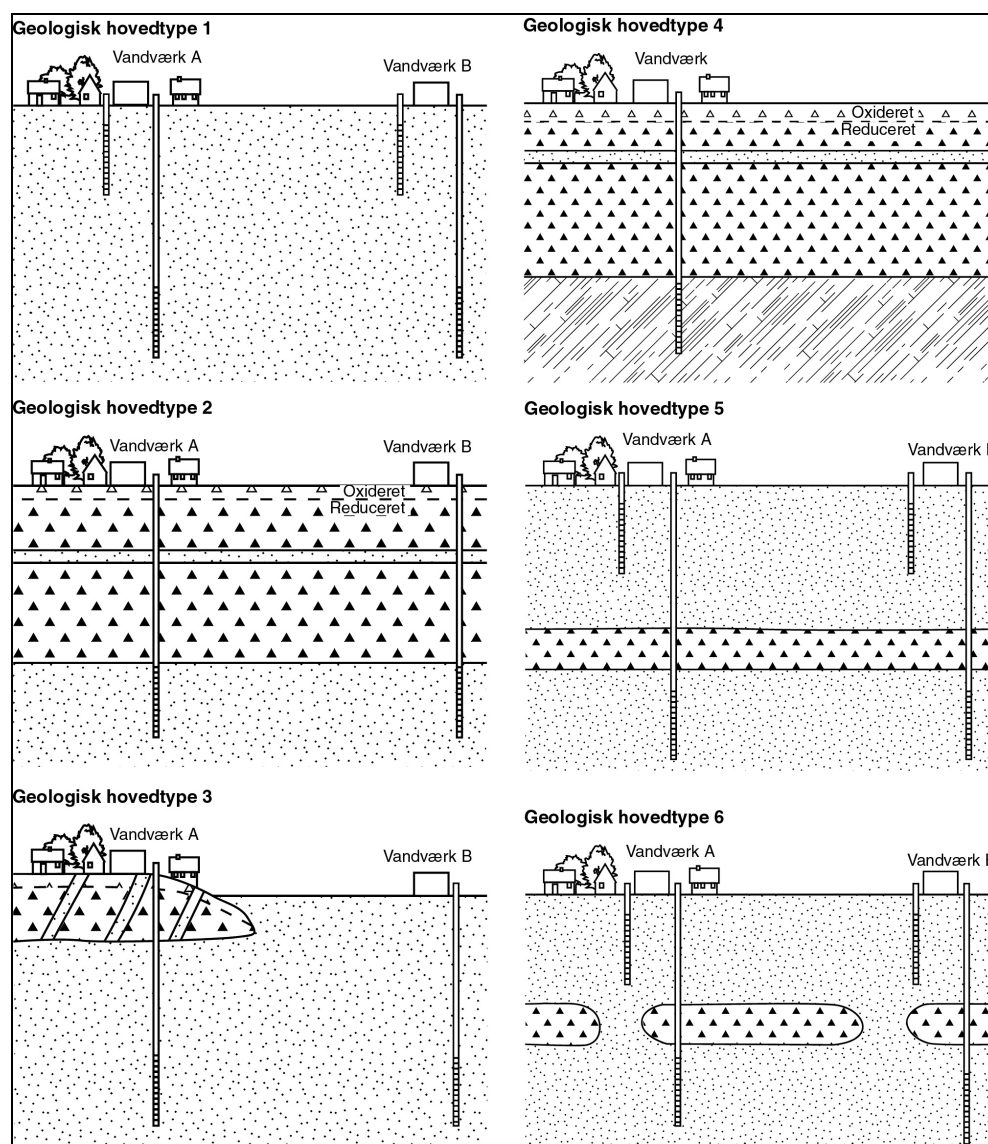
Geologisk hovedtype 1: Sandmagasin uden dæklag, med indvinding fra forskellige dybder. Denne type geologi findes regionalt udbredt i Jylland vest for hovedopholdslinien, og tillige lokalt i resten af landet som større eller mindre vinduer i lerdæklagene.

Geologisk hovedtype 2: Sandmagasin overlejret af opsprækket bundmoræne med forskellig lagtykkelse. Bundmoræne er den mest udbredte dæklagsstype i Danmark og findes dermed både som dæklag over grundvandsmagasiner af sand og kalk. Hovedtype 2 findes udbredt øst for sidste istids hovedopholdslinie (østlige og nordlige Jylland, Fyn og NØ-V Sjælland) samt i bakkeøerne i midt- og vest Jylland og på Bornholm.

Geologisk hovedtype 3: Sandmagasin overlejret af randmoræne. Denne hovedtype findes lokalt indenfor samme udbredelsesområde som bundmorænen (geologisk hovedtype 2 og 4) og dermed både over grundvandsmagasiner af sand og kalk. Randmorænen er opbygget med et væsentligt indhold af skrånede eller på anden måde vertikalt forbundne sandlag og sandslirer.

Geologisk hovedtype 4: Kalkmagasin overlejret af opsprækket bundmoræne med forskellig tykkelse. Grundvandsmagasiner af kalkaflejringer findes særligt på det østlige og sydlige Sjælland samt i det nordlige Jylland. Den overvejende del af disse er dækket af bundmoræne.

Geologisk hovedtype 5: Sekundært og et primært sandmagasin med vandindvinding fra sidstnævnte. De to magasiner er adskilt af 10 m ler uden sprækker. Hovedtyperne 5 og 6 findes under tertiære lerlag bl.a. i midt Jylland samt under morænelag i begravede dalstrukturer bl.a. i det østlige Jylland og nordøstlige Sjælland.



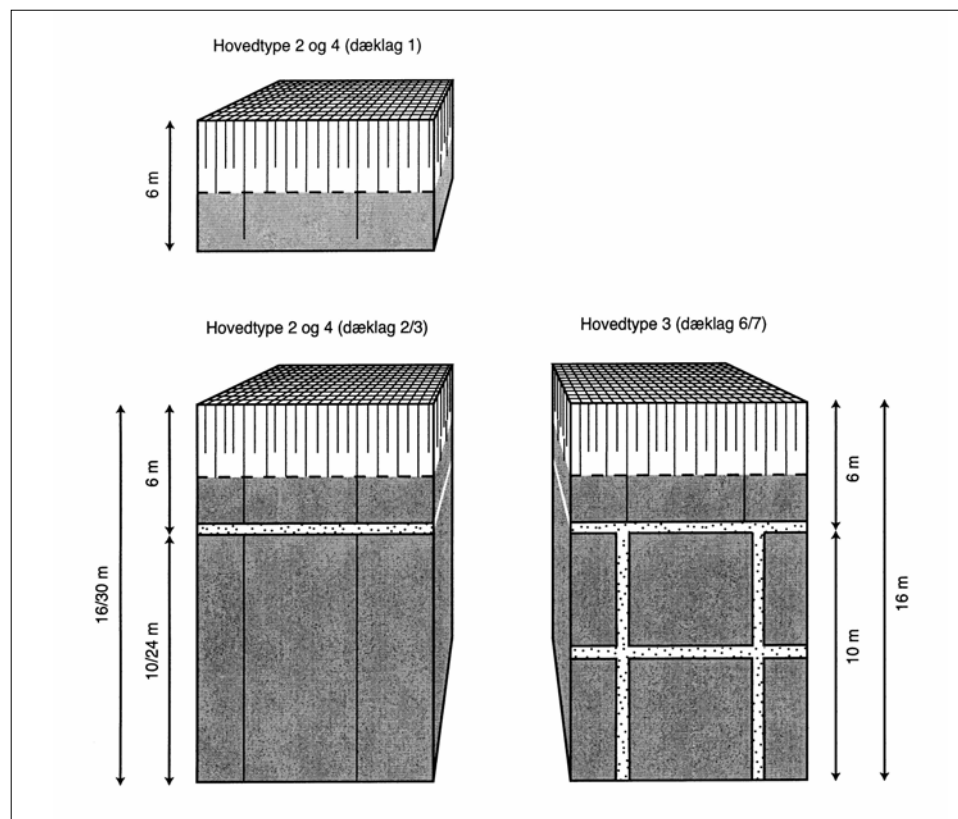
Figur 7.2. Geologiske hovedtyper anvendt til modelleringen af BAM forurenings omfang og varighed i grundvand. Situationerne dækker tilsammen de overordnede hovedtyper af grundvandsmagasiner i Danmark.

Geologisk hovedtype 6: Hovedtypen er en variant af hovedtype 5, men hvor der er sandvinduer i lerlaget mellem det sekundære og primære magasin. Hovedtypen har samme forekomst som hovedtype 5.

Morænedæklag

Morænedæklagene over grundvandsmagasinerne udgør en vigtig mulig beskyttelse af grundvandet. For de geologiske hovedtyper med morænedæklag (hovedtyperne 2, 3 og 4, figur 7.2) er dæklaget modelleret med forskellig opbygning mht. tykkelse og indhold af sprækker og sandlag (figur 7.3).

Dæklagstykkelserne er valgt dels ud fra tidligere kalibrering af sprækkemodellen FRAC3Dvs overfor feltdata (bl.a. Miljøstyrelsen, 1998a og Jørgensen et al., 2001) og dels ud fra anbefalinger vedr. kortlægning af grundvandets sårbarhed (Miljøstyrelsen, 2000a).



Figur 7.3. Modelbeskrivelse af lerdæklagene modelleret i de geologiske hovedtyper 2, 3 og 4.

Morænedæklagene i modelleringen omfatter, (figur 7.3):

Bundmoræne, dæklag 1: 6 meter lerlag gennemsat af sprækker (geologisk hovedtype 2 og 4).

Bundmoræne, dæklag 2 og 3, hhv. 16 m og 30 m lerlag med et 0.5 m tykt sekundært grundvandsmagasin (sandlag) i 5 meters dybde. Lerlaget er opsprækket både over og under det sekundære grundvandsmagasin (geologisk type 2 og 4). Forøgelsen fra 16 m til 30 m dæklag i modellen sker ved forlængelse af lerlaget under det sekundære grundvandsmagasin fra 10 meters tykkelse til 24 meters tykkelse.

Bundmoræne, dæklag 4, har samme opbygning som dæklag 2, med den forskel at der ikke er sprækker eller andre præferentielle strømningsveje i den nederste del af lerlaget (nederste 10 meter). Den hydrauliske ledningsevne for lerlaget uden sprækker har samme værdi som i de tilsvarende situationer med sprækker.

Bundmoræne, dæklag 5, har samme opbygning som dæklag 2, men under det sekundære grundvandsmagasin indeholder laget kun tætsiddende sprækker, for hvilke sprækkeåbningen er kalibreret således at den hydrauliske ledningsevne af lerlaget har samme værdi som for de øvrige dæklag.

Randmoræne, dæklag 6 og 7, er i de øverste 6 m identiske med bundmorænelagene. Herunder indeholder randmorænemodellen et gennemgående netværk

af 0,1 m og 0,3 m tykke vertikale og horisontale sandslirer i stedet for dybe sprækker.

7.1.3 Modelværktøj

Dæklag

Simulering af strømning og pesticidtransport i dæklagene er udført med sprækkemodellen FRAC3Dvs 4.0 (Therrien og Sudicky, 1996). Programmet simulerer grundvandsstrømning og stoftransport i porøse diskret sprækkede medier, som f. eks. moræneler eller opsprækket kalk. Med henblik på den aktuelle opgave er modelkoden blevet modificeret til at kunne beskrive transformationen af dichlobenil til BAM og samtidig transport af begge stoffer.

Sorption af kemisk reaktive stoffer beskrives i FRAC3Dvs som lineær ligevægts sorption vha. retardationsfaktoren, R for sprækkeoverfladerne og en K_d -værdi for matrixen. Stofnedbrydning beskrives ved en 1. ordens nedbrydningskonstant, λ . Laboratorieforsøgene i kapitel 6 indikerer, at modelforudsætningerne om lineær adsorption for BAM og dichlobenil samt 1. ordens nedbrydning for dichlobenil er opfyldt.

I den aktuelle opsætning er FRAC3Dvs anvendt til at simulere vertikal transport af dichlobenil og BAM under vandmættede forhold. Modelleringen er udført for en 10 x 10 m søjle gennem de aktuelle dæklag (6, 16 og 30 m tykkelse). I de øverste 3 m af modelopsætningen repræsenteres sprækker som ortogonale vertikale sprækker, mens de dybe sprækker repræsenteres sprækkerne som parallel sprækker.

Modeldata for sprækker i de øverste 3 m af lerlagene stammer fra opmåling af primære sprækker fra en forsøgslokalitet ved Havdrup syd for Roskilde (tabel 1, delrapport 4). Denne lokalitet repræsenterer en gennemsnitlig opsprækningsgrad vurderet ud fra sprækkeopmålinger udført på 13 danske morænelokaliteter (Klint et al., 2001). For sprækker i dybe lerlag (> 3 mu.t.) er i rapportens vurderinger anvendt sprækkeafstanden 1 m. Denne værdi er fremkommet ved modelkalibrering, således at modelleringen ved anvendelse af denne sprækkeafstand, giver samme BAM koncentration i grundvandet, som der generelt er fundet i grundvandsovervågningen (Grundvandsovervågning 1999) i områder med dæklag af moræneler.

Kalibrering af dæklagsmodellen fremgår af delrapport 4.

Grundvandsmagasiner

Vandstrømning og stoftransport i grundvandsmagasinerne af sand og kalk er modelleret med MODFLOW/MT3D, der beskriver et enkeltporøst strømningsmedium, hvor stoftransporten beskrives med MT3D. Modellen anvendes til oplandssimuleringerne af BAM forureningen og BAM forureningen i vandindvindingsboringer.

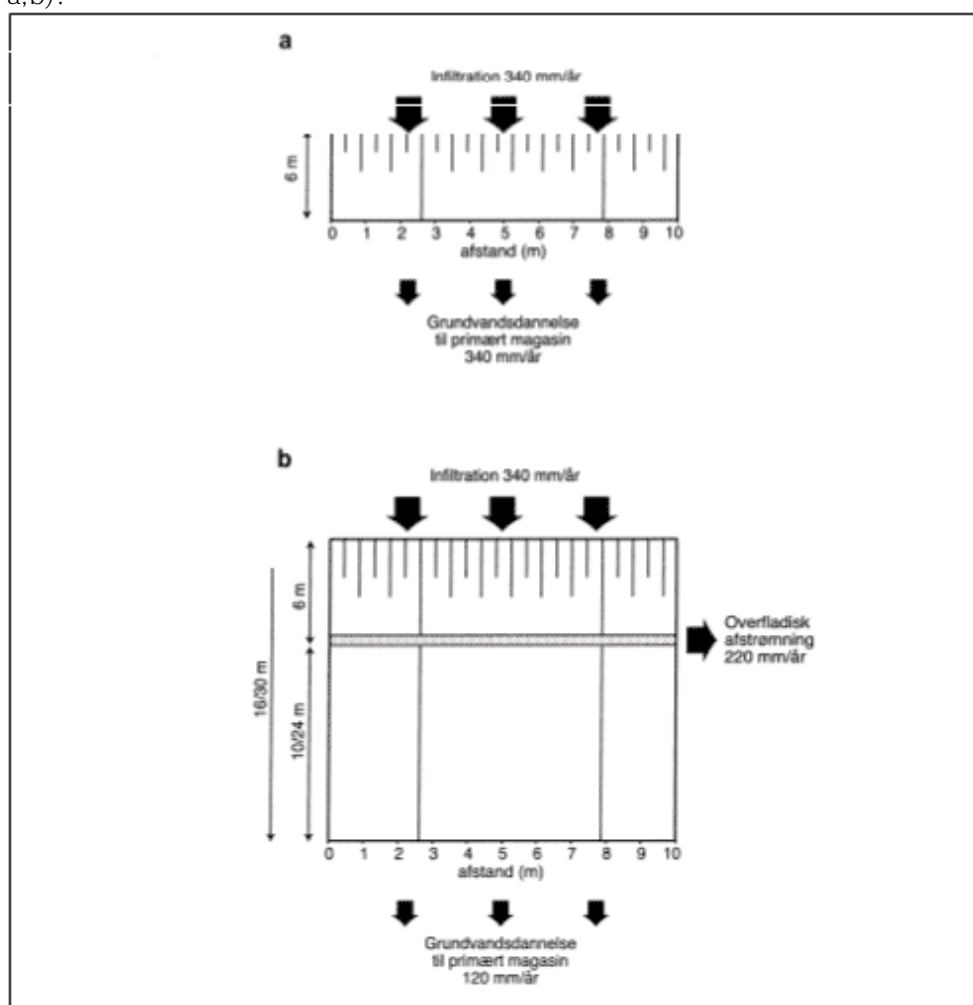
Opsætningen af MODFLOW/MT3D for de geologiske hovedtyper med grundvandsmagasiner af sand er baseret på kalibrerede hydrauliske parametre for et sandet grundvandsmagasin (Jensen et al., 1991). For den geologiske hovedtype med grundvandsmagasiner af kalk er anvendt hydrauliske data for et kalkgrundvandsmagasin (Brettmann et al., 1993). Disse data skønnes at være repræsentative eksempler for de respektive magasintyper. Anvendte modelparametrene anvendt til simuleringerne med MODFLOW/MT3D fremgår af delrapport 4, tabel 2 og 3.

7.1.4 Strømning og vandindvinding

Modelberegningerne af BAM forureningen er udelukkende foretaget for vandmættede stationære strømningsforhold. De opstillede vandbalancer der er anvendt i modelleringen er skønnede gennemsnitsværdier og eksempler på variationer for danske forhold.

Dæklag

Vandstrømning fra terræn til primært grundvand for samtlige dæklagstyper (figur 7.3) er som nævnt simuleret vha. FRAC3Dvs. For infiltrationen gennem rodzonen er anvendt 340 mm/år og for grundvandsdannelsen 120 mm/år. For frit grundvand og grundvand under tyndt ler (< 6 m) er hele infiltrationen (340 mm/år) regnet som grundvandsdannelse (dæklag 1, figur 7.3), mens der ved tykkere lerdæklag (16 og 30 m) er regnet med en overfladisk afstrømning på 220 mm/år gennem sandlaget defineret i 5.5 - 6 m dybde og en grundvandsdannelse på 120 mm/år gennem bunden af lerdæklaget (figur 7.4 a,b).



Figur 7.4. Vandbalance for dæklagsmodelleringen med FRAC3Dvs af 6 m lerlag (a), og 16 m og 30 m lerlag (b).

Med henblik på vurdering af parameterfølsomheden overfor vandbalancen (afs.7.2.5) er endvidere modelleret intervalværdier for infiltration (150 - 600 mm/år), overfladisk afstrømning (30 - 480 mm/år) og grundvandsdannelse (60 - 120 mm/år).

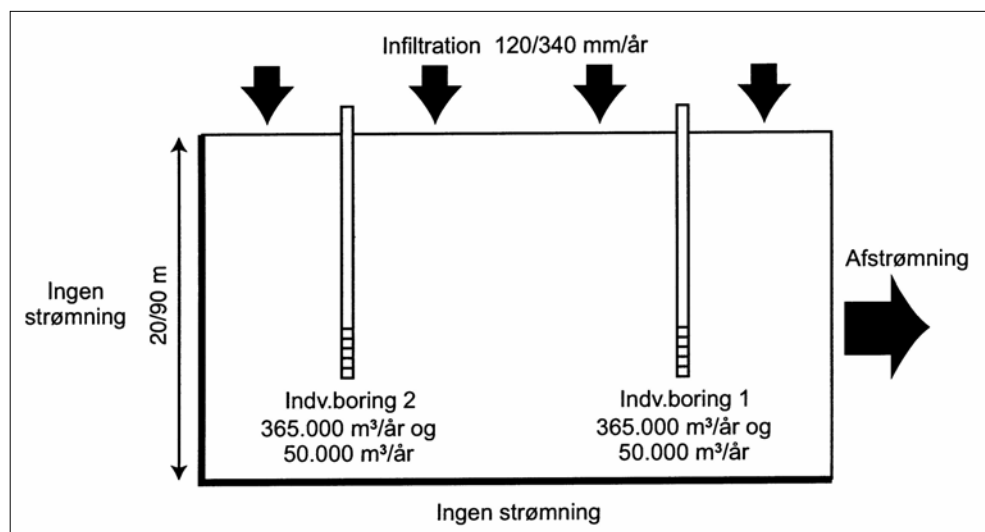
Grundvandsmagasiner

Som ramme for modelleringen af det primære grundvandsmagasin er taget udgangspunkt i en tidligere modelopsætning af MODFLOW/MT3D for indvindingsoplandet til Eskærhøj vandværk ved Haderslev (Haderslev Vandforsyning, 1999).

Hele afstrømningen fra grundvandsmagasinet sker ud af nordranden på modellen, figur 7.1 og figur 7.5. De øvrige modelgrænser er modelleret som impermeable grænser bortset fra modellens øvre rand. Der er defineret en horisontal gridstørrelsen på 50 x 50 m. Vertikalt er der defineret 8 beregningslag.

Indenfor denne oplandsramme er modelleret følgende grundvandsmagasiner for de geologiske hovedtyper i figur 7.2:

- 1) For hovedtyperne 1, 2 og 3 modelleres et 90 m tykt grundvandsmagasin af homogent sand.
- 2) For den geologiske hovedtype 4 modelleres et 20 meter tykt primært grundvandsmagasin med lagdelt hydraulisk ledningevne svarende til lagdelingen af et kalkmagasin med en glacialt opknust topzone, (Jacobsen et al., 1993). For kalken er der ikke inddraget sprækkestrømning.
- 3) For hovedtyperne 5 og 6 modelleres et 90 m tykt grundvandssystem, der er opdelt i et øvre og et nedre sandlag adskilt af et 10 m tykt indlejret lerlag (med eller uden "sandvinduer").



Figur 7.5 Vandbalance for grundvandsmodelleringen med MODFLOW/MT3D. Der modelleres indvinding fra hver boring på 50.000 m³/år og 365.000 m³/år.

Vandindvinding

I de primære grundvandsmagasiner er der modelleret konstant vandindvinding fra to borer placeret hhv. i by- og landbrugsområde i grundvandsoplandet, jf. figur 7.1. De modellerede indvindingsstørrelser dækker mindre (50.000 m³/år) og mellemstore kildepladser (365.000 m³/år), figur 7.5. Filterdybderne for indvindingsboringerne fremgår af de enkelte modelleringer i vurderingen.

7.1.5 Forureningskilder

Modelberegningerne bygger på den antagelse at behandlingen med dichlobenil udelukkende er sket indenfor byområder og landbrugsområder. Ved fastlæggelse af dichlobenilforbruget i modeloplandet er det tilstræbt at dette afspejler det samlede salg af stoffet i Danmark.

Behandlede arealtyper

Modelleringerne af omfang og varighed af BAM grundvandsforureningen er udført for arealanvendelserne:

- Byområde (fortove/stier, indkørsler, m.v.)
- Landområde (gårdspladser, indkørsler, m.v.)
- En jernbanestrækning
- En vandværksgrund

Behandlet areal i byområde:

For byområdet er det skønnet at et areal på 3.000 –3.500 m² pr. km² er behandlet med dichlobenil, svarende til cirka 0,3 % af det samlede byområde. Dette svarer f.eks. til et byområde opdelt i "parceller" a 1250 m² (inkl. fortove, stier, pladser mv.) hvoraf cirka 18 - 20 m² på hvert 5. "parcel" er behandlet med dichlobenil.

Behandlet areal i landområde:

For landområdet er det skønnet, at et areal på 400 - 500 m² pr. km² er behandlet med dichlobenil, svarende til cirka 0,04 % af det samlede landområde. Dette svarer f.eks. til behandlingen af 80 - 90 m² (gårdspladser, indkørsler o.l.) på 5 landejendomme pr. km². Der er tillige modelleret eksempler på 2 i stedet for 5 landejendomme pr. km².

Arealet som er behandlet med dichlobenil er således 8 gange større i byområdet end i landområdet. Forholdet mellem de to arealer er skønnet ud fra en vurdering af fund indenfor de to arealtyper og er behæftet med betydelig usikkerhed.

Herudover er modelleret lokale varianter i forbrugsmønster og behandlingsintensitet repræsenteret ved en jernbanestrækning og vandværksgrund.

Behandling af jernbanestrækning:

For jernbanestrækningen med en bredde på 12 m er det skønnet at hele banelaget er behandlet.

Behandling af vandværksgrund:

For vandværksgrunden er det skønnet, at 100 m² af arealet er behandlet med dichlobenil hvert andet år og at vandindvindingsboringen er placeret midt på det behandlede areal.

Kildetypebeskrivelse

På grund af den forventet tættere beliggenhed af dichlobenil behandlede arealer i byområder end i landområdet, er BAM udvaskningen i byområdet modelleret som en fladekilde, dvs. med ens BAM udvaskning fra hele området. I landområdet er BAM kilderne derimod modelleret som diskrete punktkilder. Modeloplandet og fordelingen af forureningskilderne for land og by fremgår af hhv. figur 7.1.

Dosering og kildestyrke

For BAM kilderne i modeloplandets by- og landbrugsområder er anvendt en skønnet effektiv dosering af dichlobenil på 5 kg/ha/år (belastningen). Denne belastning modsvarer cirka halvdelen af salget af stoffet (29.000 kg aktivt stof/år) på landsplan, når størrelsen af de to arealbenyttelser i oplandet opskales til landsplan (31.900 km² i 1982, Danmarks Statistik, 2000). Det er i fastlæggelsen af denne kildestyrke antaget, at 50 % af den solgte mængde dichlobenil er blevet udvasket til kloaker og overfladiske dræn i forbindelse med anvendelsen af stoffet.

Tallene for arealbenyttelserne er skønnede værdier og estimeret af gennemsnitskildestyrken er behæftet med usikkerhed. Det skal bemærkes, at blandt de modellerede doseringer 5, 10 og 20 kg/ha/år, giver doseringen 5 kg/ha/år den bedste overensstemmelse mellem modellerede og de fundne residualindhold af dichlobenil på undersøgte arealer, som beskrevet i kapitel 5.

Dichlobenil kildestyrkerne for jernbanestrækningen og vandværket er ikke sat i relation til forbruget af dichlobenil på landsplan. Disse kilder er alene medtaget som eksempler på variationer i behandlingsmønsteret og kildestyrke.

Kildestyrke for jernbanestrækning. Jernbanen er valgt som et eksempel på et intensivt behandlet areal. For jernbanestrækningen er det antaget at hele banelegemet er behandlet (12 m bredt) med 20kg/ha/år. Jernbanen er således det eksempel, hvor der er modelleret den største lokale belastning med dichlobenil (12.000 m² behandlet areal/km banestrækning).

Kildestyrke for vandværksgrund. For vandværksgrunden er det skønnet at 100 m² af grunden er behandlet hvert med dichlobenil (5kg/ha/år) og at vandindvindingsboringen er placeret midt i det behandlede areal.

7.2 Modelfølsomhed

I det følgende afsnit vurderes betydningen af en række nøgelfaktorer for de modellerede BAM koncentrationer med udgangspunkt i geologisk hovedtype 2 med 16 m lerdæklag (se i øvrigt også følsomhedsanalysen i delrapport 4).

7.2.1 Betydning af kildestyrke og beliggenhed af forureningskilde

Figur 7.6a,b viser det modellerede indhold af BAM i grundvand og indvindingsboringer i modelområdet ved BAM forurening fra hhv. by- og landbrugsområdet.

Det fremgår, at de højeste BAM koncentrationer forekommer ved forurening fra byområdet i overensstemmelse med, at belastningen herfra er skønnet 8 gange større end fra landområdet. Kildestyrken af dichlobenil i oplandet er som nævnt tidligere afstemt overfor fra det årlige gennemsnitssalg af stoffer. Alt andet lige, er der generelt ligefrem proportionalitet mellem kildestyrke og grundvandskoncentrationer i modelleringen, hvilket muliggør direkte vurderinger af BAM koncentrationer for andre kildestyrker end de anvendte.

Det fremgår, at den korteste varighed af BAM forureningen i både indvindingsboringerne og grundvandsmagasinet forekommer ved rene nedstrømsbeliggenheder af BAM-kilden i oplandet (by området, figur 7.6a). Ved opstrømsbeliggenheder af BAM-kilder (land eksemplet), sker der en generelt øget lateral spredning af BAM forureningen i både det dybe og lave grundvand. Det fremgår af figur 7.6b hvorledes indvindingsboringer både i og nedstrøms for selve kildeområdet (hhv. boring 2 og 1) påvirkes i meget lang tid af BAM forureningen opstrøms i oplandet.

7.2.2 Betydning af nedbrydning af BAM

I figur 7.7A er sammenlignet modelberegnete tidserier for BAM koncentrationen (µg/l) i indvindingsboringerne med og uden nedbrydning i dæklag og grundvandsmagasin.

Laboratorieforsøgene i kapitel 6 viser, at der er usikkerhed vedr. omfanget af langsom nedbrydning af BAM i lerdæklag. Såfremt den påviste nedbrydning er begrænset til den øverste halve meter er den målte rate så langsom, sammenholdt med BAM's korte opholdstid i denne zone, at den er uden praktisk betydning for udvaskningen af BAM til grundvandet. Omvendt viser modelleringen at såfremt den målte nedbrydningsrate ($DT_{50} = 5 - 15$ år) forekommer i hele lerlagenes tykkelse vil der ske en betydelig reduktion af koncentrationer samt afkortning varigheden for BAM forureningen i grundvandet og indvindingsboringerne.

I de følgende model resultatafsnit for omfang og varighed af BAM forureningen (afsnit 7.3) er der ikke modelleret nedbrydning af BAM i dæklag eller grundvandsmagasiner. I denne opsætning tegner modellen det mest kritiske forløb af BAM forureningens omfang og varighed.

7.2.3 Betydning af sprækker i bundmoræne

I Figur 7.7B er modelleret betydningen af sprækker for BAM koncentrationen ($\mu\text{g/l}$) i indvindingsboringerne under det 16 m tykke lerlag i hovedtype 2.

Modelleringen viser at uden sprækker i lerlagene optræder der ikke BAM i modeloplandets grundvand eller indvindingsboringer før omkring år 2050. Da BAM forureningen allerede på nuværende tidspunkt (år 2001) har været påvist under lerlag i betydeligt omfang igennem en årrække, er dette en indikator for tilstedeværelsen af sprækker eller andre præferentielle strømningsveje gennem lerlagene.

I Figur 7.7B er modelleringen foretaget for sprækkeafstandene 5 m og 1 m mellem de dybe gennemgående sprækker i lerlaget. Sammenlignes modelkoncentrationerne med fundkoncentrationerne i grundvandsmoniteringen (figur 2.3), ligger modellen væsentligt over de gennemsnitlige fundkoncentrationer for sprækkeafstanden 5 m, mens den ligger på niveau med fundene for sprækkeafstanden 1 meter.

På denne baggrund anvendes den kalibrerede værdi 1 m for afstanden mellem dybde sprækker i moræneler, som en generel modelforudsætning ved modellering af de geologiske hovedtyper med lerede dæklag fra terræn (type 2, 3 og 4).

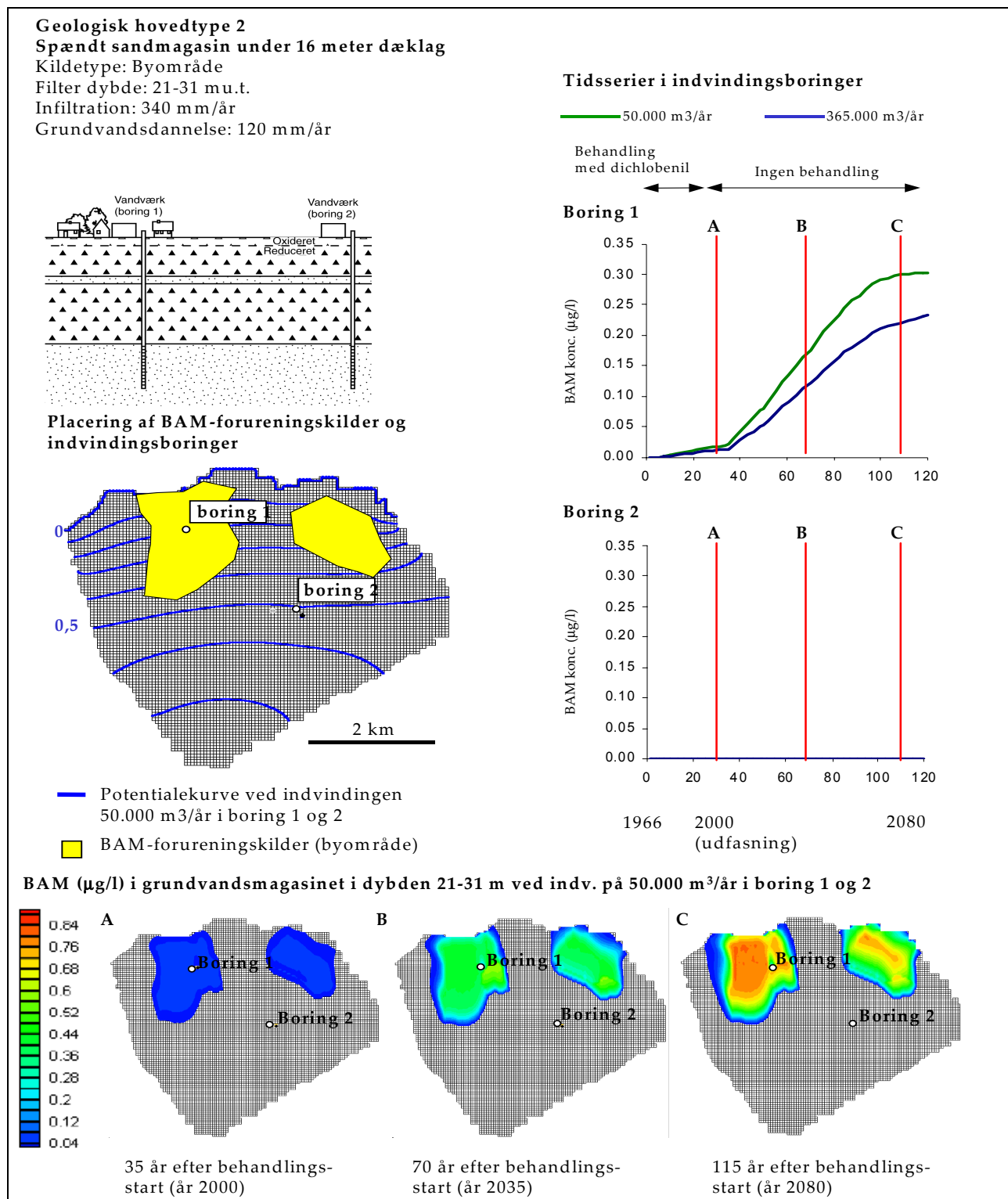
7.2.4 Betydning af sandlag i randmoræne

Randmoræne modellen (geologisk hovedtype 3) er opbygget med et væsentligt indhold af vertikalt forbundne tynde sandlag og sandslirer i stedet for dybe sprækker (se delrapport 4). Herudover har modellen samme sprækkeopsætning i de øvre 6 m som bundmoræne modellen.

I figur 7.7C er sammenlignet modelberegninger af BAM udvaskningen i grundvandet under hhv. bundmorænen og randmorænen (se også følsomhedsanalyse, delrapport 4).

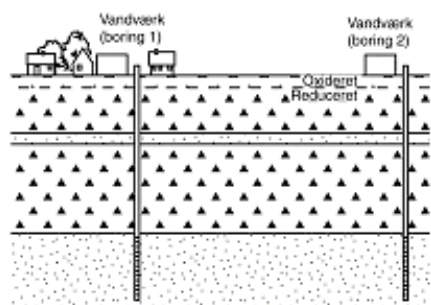
Det fremgår, at randmoræne modellen giver den samme BAM udvaskning som sprækkemodellen med sprækkeafstanden 5 m, mens randmorænen giver væsentligt højere BAM koncentrationer end sprækkemodellen med sprækkeafstanden 1 m. På dette grundlag repræsenterer randmorænen sammen med evt. områder, hvor afstanden mellem dybe sprækker er 5 m eller derover, den

geologiske situation, hvor BAM, alt andet lige, udvaskes med de største koncentrationer. Omvendt er varigheden af forureningen kortest under disse forhold.

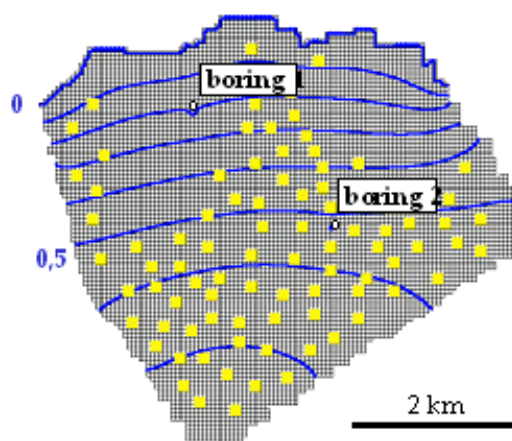


Figur 7.6a. By som BAM kildeområde (nedstrøms beliggenhed). Sammenstilling af modelberegnete tidsserier for indholdet af BAM i grundvand og indvindingsboringer, når der regnes med sprækker i lerlag og ingen BAM nedbrydning

Geologisk hovedtype 2
Spændt sandmagasin under 16 meter dæklag
 Kildetype: Landejendomme/gårdspfadser
 Filter dybde: 21-31 m. ut.
 Infiltration: 340 mm/år
 Grundvandsdannelse: 120 mm/år



Placering af BAM-forureningskilder og indvindingsbøringer

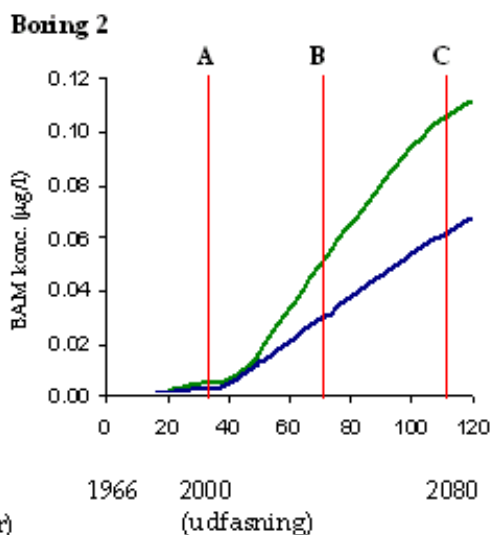
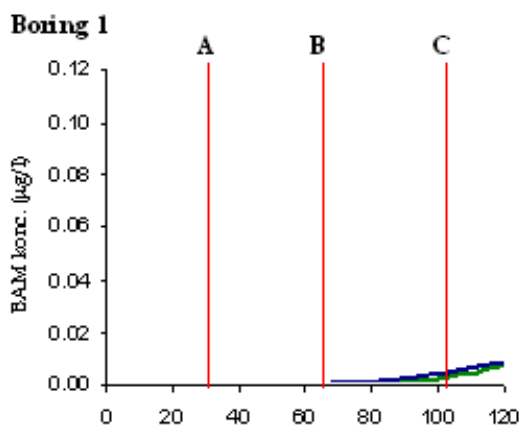


- Potentielle kurve ved indvindingen 50.000 m³/år i boring 1 og 2
- BAM-forureningskilder (landejendomme/gårdspfadser)

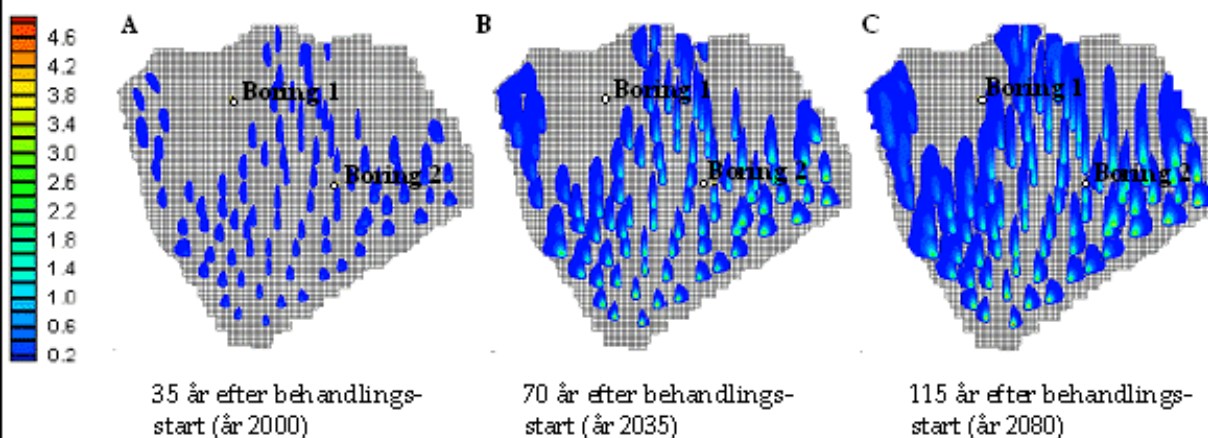
Tidsserier i indvindingsbøringer

— 50.000 m³/år — 365.000 m³/år

Behandling med dichlobenil Ingen behandling



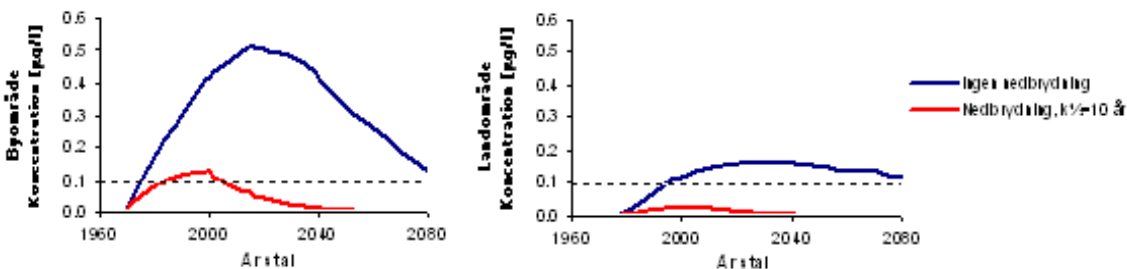
BAM (µg/l) i grundvandsmagasinet i dybden 21-31 m ved indv. på 50.000 m³/år i boring 1 og 2



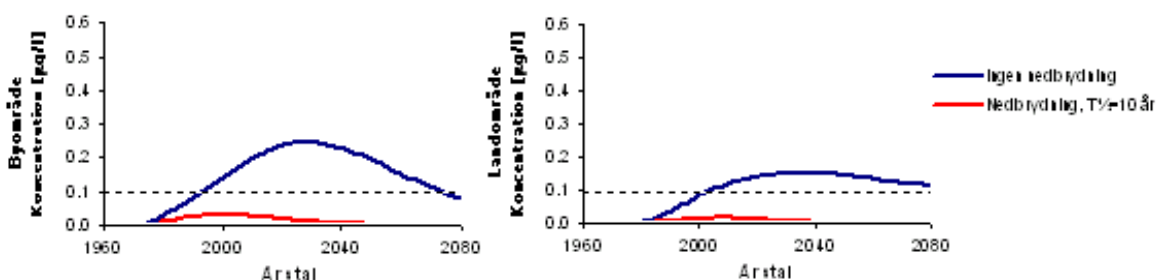
Figur 7.6b. Landbrugsområde som BAM kildeområde (opstrøms beliggenhed). Sammenstilling af modelberegnete tidsserier for indholdet af BAM i grundvand og indvindingsbøringer, når der regnes med sprækker i lerlag og ingen BAM nedbrydning.

A: BAM nedbrydning i dæklag og grundvand (geologisk hovedtype 2)

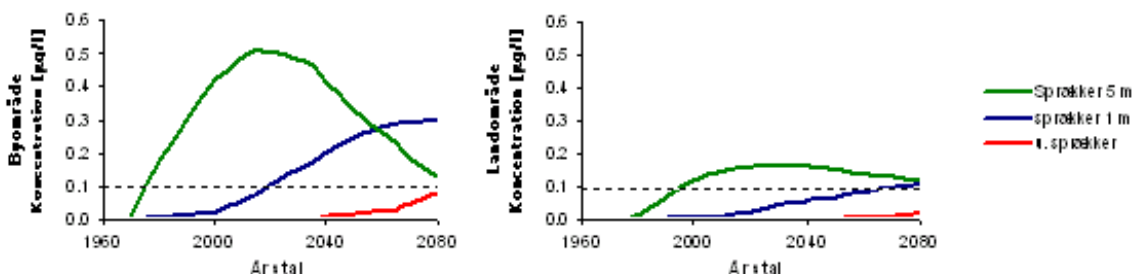
21-31 m u.t.:



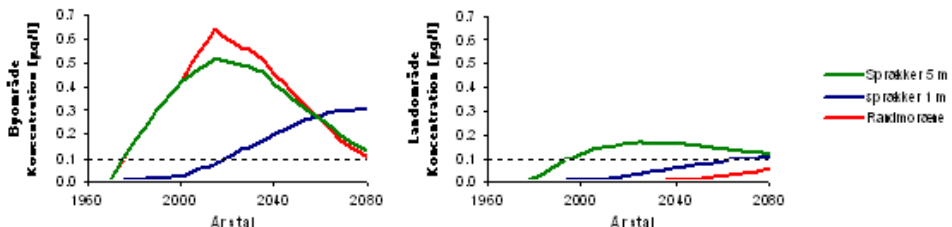
76-86 m u.t.:



B: Stoftransport i sprækker i lerdæklag (geologisk hovedtype 2)



C: Stoftransport i sprækker i lerdæklag og randmoræne (geologisk hovedtype 2 & 3)



Figur 7.7 Følsomhedsanalyse af nøglefaktorer for BAM forureningens omfang og varighed i boringer med vandindvinding under 16 m lerlag i modeloplandets boring 1 (by) og boring 2 (landbrugsområde). Følsomhedsanalysen er baseret på samme modelopsætning som vist i figur 7.6a,b for geologisk hovedtype 2.

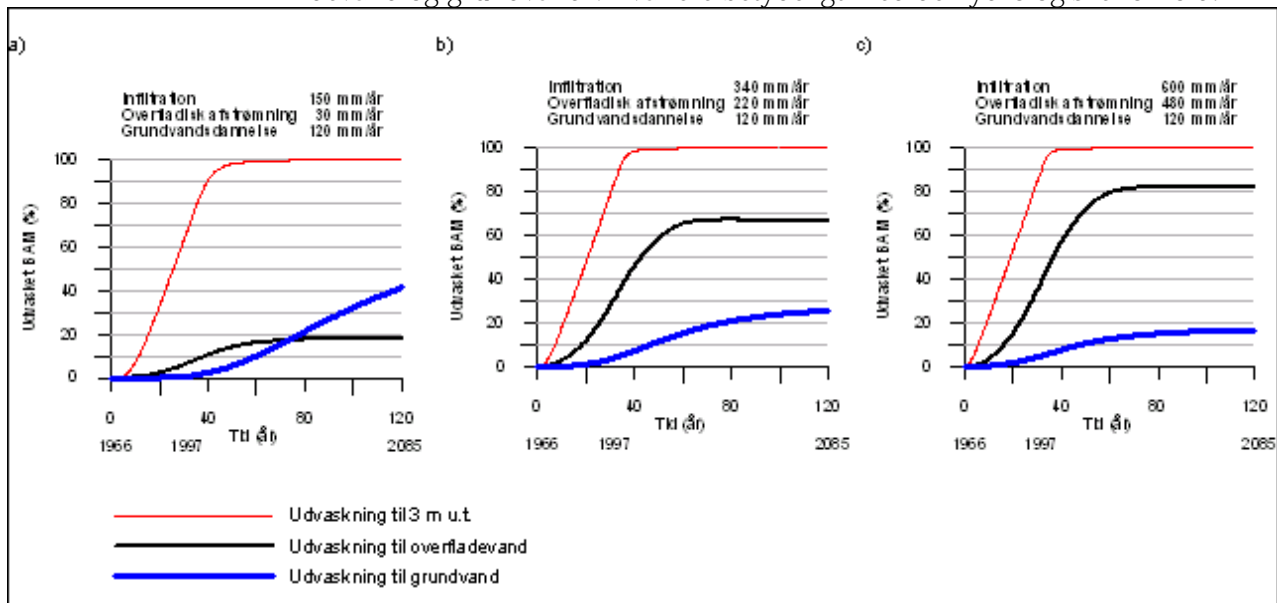
7.2.5 Betydning for vandbalancen

I figur 7.8a-c er grundvandsdannelsen (120 mm/år) fastholdt og infiltrationen varieret mellem 150 og 600 mm/år for 16 m lerlagstykkelse. De sammenhørende overfladiske afstrømningsværdier dækker intervallet 30 til 480 mm/år. Beregningerne er foretaget for den kalibrerede sprækkeafstand på 1 m mellem dybe sprækker i lerlaget.

Modelberegningen viser, at i løbet af 120 år (frem til år 2080) sker der udvaskning til overfladevandet af cirka 20 % (fig. 7.8a) til 80 % (fig. 7.8c) af den producerede mængde BAM, mens hhv. cirka 40% og 20% udvaskes til grundvandet. Bemærk at BAM udvaskningen til grundvandet fra bunden af dæklaget næsten ophører (omtrent vandret kurve) omkring år 2060 ved den store overfladiske afstrømning (fig. 7.8c), mens den er i fortsat stigning i år 2080 ved lille overfladisk afstrømning (fig. 7.8a). Beregningen viser endvidere, at raten af grundvandsdannelsen har væsentlig betydning for BAM koncentrationerne der udvaskes til grundvandet (se delrapport 4, figur 9).

For randmorænen (geologiske hovedtype 3) betinger opsætningen af modellen at posterne for massebalancen totalt set er de samme som for den sprækkede ler med tilsvarende tykkelse (figur 7.8b). BAM udvaskningen (stoftransporten) gennem randmorænen sker dog over en væsentligt kortere periode og dermed med højere koncentrationer end for sprækketilfældet med 1 m sprækkeafstand.

Sammenfattende viser figur 7.8, at massebalancen for BAM mellem overfladevand og grundvand vil variere betydeligt med de hydrologiske forhold.



Figur 7.8. Modelleret massebalance for udvaskningen af BAM til overfladevand og grundvand gennem hhv. sandlag (5.5 - 6 mu.t.) og bunden af lerlag (16 mu.t.) ved forskellige vandbalancer i geologisk hovedtype 2 og 4.

7.2.6 Sammenfatning

Følsomhedsvurderingen viser, at der er en betydelig usikkerhed knyttet til den naturlige variation af nøgleparametre for jord og forureningstoffer.

Med udgangspunkt i geologisk hovedtype 2 (16 m morænedæklag) skønnes de modellerede BAM udvaskningskoncentrationer, at kunne variere cirka 1 - 2

størrelsesorden, som følge af variationen og usikkerheden mht. de fysiske lerparametre. Variationen, og dermed usikkerheden, vurderes at være større under 30 m lerlag og mindre under 6 m lerlag. Til sammenligning vurderes den geologisk betingede variation i BAM udvaskning, at være mindst i rene sandaflejringer (geologisk hovedtype 1).

Beregningerne af lerlagenes sårbarhed overfor BAM nedsivning, er følsomme overfor den usikkerhed der er mht. sprækkers hydrauliske data i dybe lerlag.

Endvidere er modelvurderingerne særligt følsomme overfor den valgte modelforudsætning, at der ikke sker nedbrydning af BAM. Selv langsom nedbrydning af BAM i dæklag og/eller grundvandet ($DT_{50} = 10$ år) vil afkorte BAM problemets hyppighed og varigheden og vil ændre betydeligt på vurderingens konklusioner.

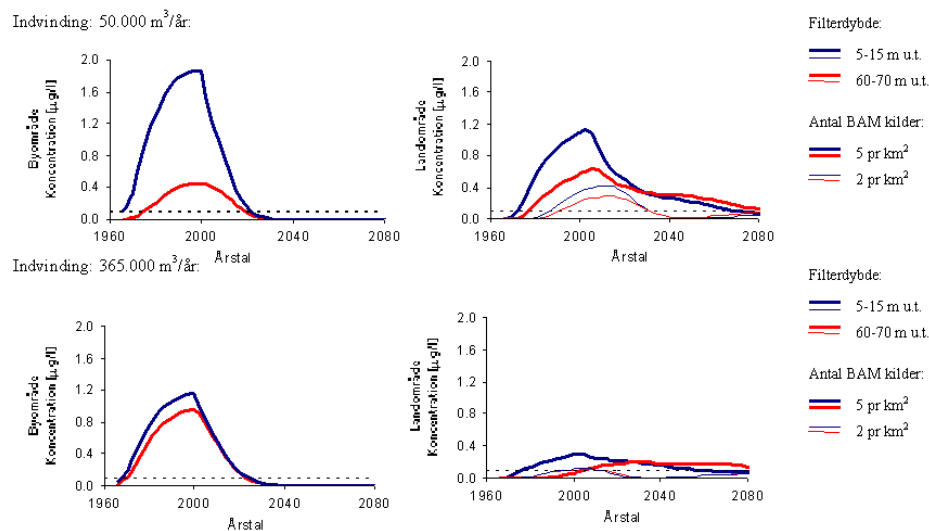
I de følgende model resultatafsnit (afsnit 7.3) er der ikke modelleret nedbrydning af BAM i dæklag eller grundvandsmagasiner. I denne opsætning tegner modellen det mest kritiske forløb af BAM forureningens omfang og varighed med hensyn til den mulige indflydelse af BAM nedbrydning.

Følsomhedsvurderingen viser endeligt, at BAM indholdet, der udvaskes til grundvandet, er afhængigt af vandbalancen i dæklag. Således vil grundvandet være væsentligt mindre udsat for BAM forurening i områder med lille grundvandsdannelse og/eller stor overfladisk afstrømning.

7.3 Model resultater

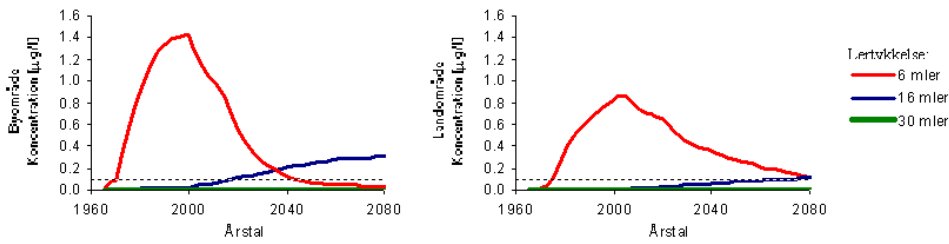
Figur 7.9 viser de modellerede tidsserier for BAM indholdet i indvindingsboringerne i land- og byområdet i de geologiske hovedtyper (geologisk hovedtype 1 – 6, figur 7.2). Alle modelkørsler er foretaget for indvindingsmængderne $50.000 \text{ m}^3/\text{år}$ og $365.000 \text{ m}^3/\text{år}$. Herudover er modelleringerne baseret på forudsætningerne, at der dels ikke sker BAM nedbrydning og dels at afstanden mellem dybde sprækker i lerdæklagene svarer til den kalibrerede værdi på 1 m i de geologiske hovedtyper 2, 3 og 4. Hvor intet andet er nævnt fremgår de øvrige modelbetingelser for kørslerne af tabel 7.1.

A: Frit sandmagasin (geologisk hovedtype 1)

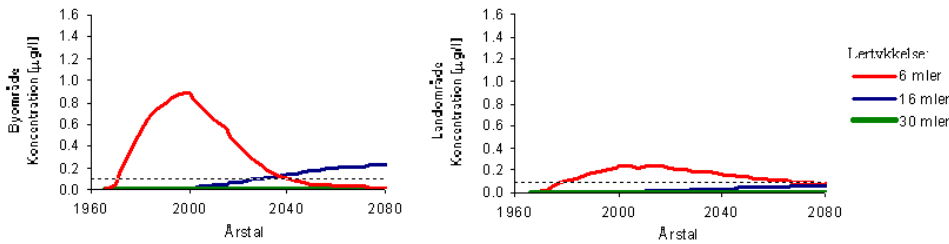


B: Spændt sandmagasin under sprækket lerlag (geologisk hovedtype 2)

Indvinding: 50.000 m³/år:

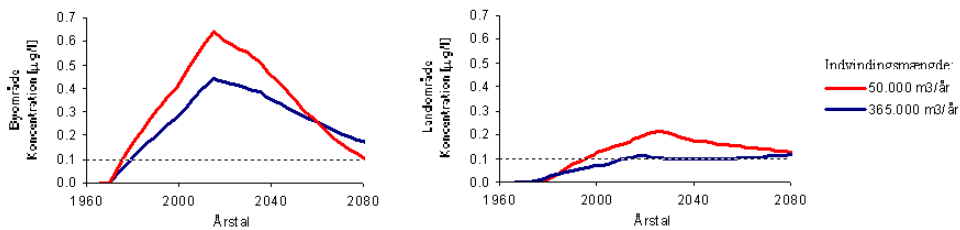


Indvinding: 365.000 m³/år:



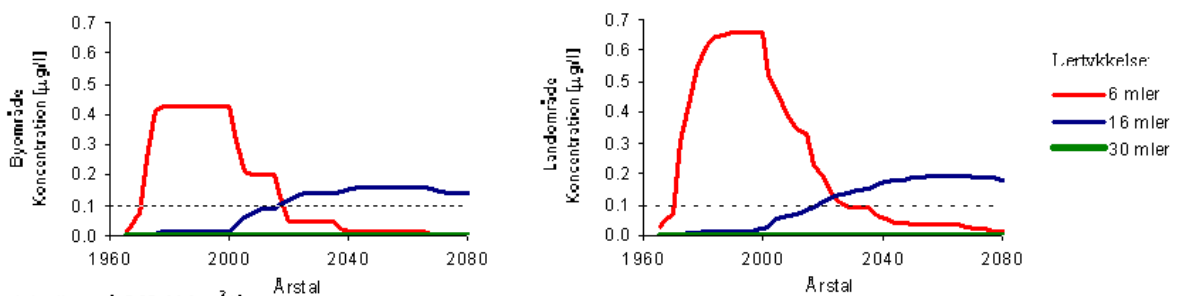
C: Spændt sandmagasin under 16 m randmoræne (geologisk hovedtype 3)

Filterdybde: 5-15 m u.t.

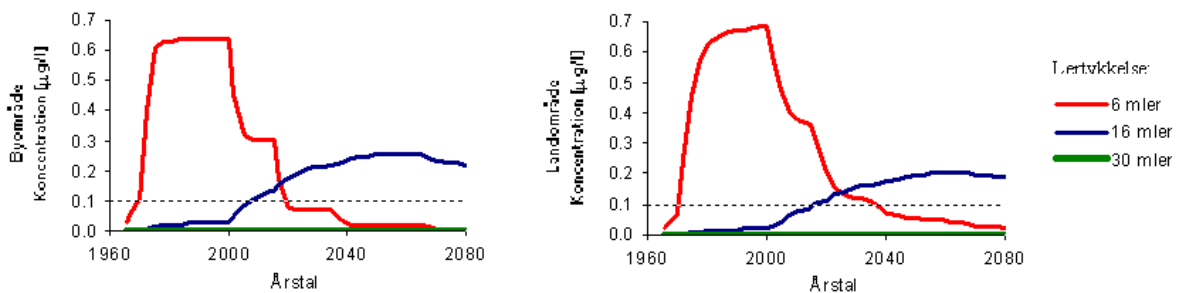


D: Spændt kalkmagasin under sprækket lerlag (geologisk hovedtype 4)

Indvinding på 50.000 m³/år:

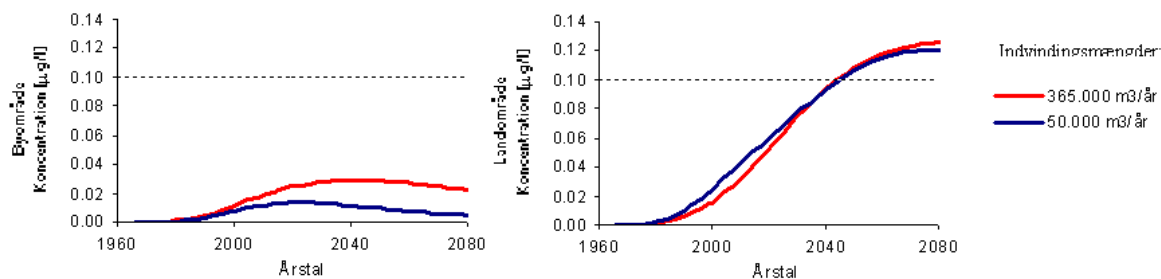


Indvinding på 365.000 m³/år:



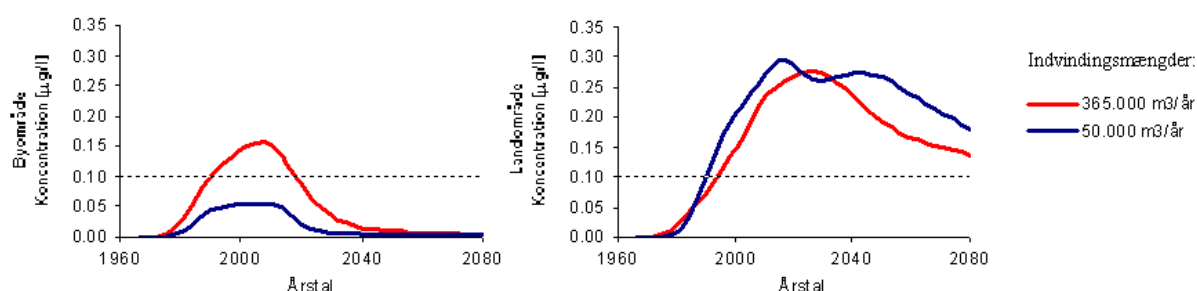
E: Spændt sandmagasin under indlejret usprækket ler uden sandvinduer (geologisk hovedtype 5)

Filterdybde: 60-70 m u.t.



F: Spændt sandmagasin under indlejret usprækket ler med sandvinduer (geologisk hovedtype 6)

Filterdybde: 60-70 m u.t.



Figur 7.9. Modellerede tidsserier for BAM i indvindingsboringerne 1 (by) og 2 (land) i de geologiske hovedtyper 1-6 (se figur 7.1). I beregningerne er forudsat; ingen nedbrydning af BAM, præferentiel strømning i lerlag (undtagen i hovedtyperne 5 og 6), infiltration på 340 mm/år og grundvandsdannelse på 120 mm/år. Øvrige modelleringsbetingelser fremgår af tabel 7.1.

Geologisk hovedtype (Figur 7.2)	BAM-kildetype og placering af indvindingsboringer	Tykkelse af lerdæklag (m)	Indvindingsdybde (m u.t.)	Infiltration (gennem rodzone) (mm/år)	Grundvandsdannelse (mm/år)	Henvisning til figur
Type 1: Sandmagasin	By/Land	0	5 - 15 / 60 - 70	340	340	Fig. 7.9a
Type 2: Sandmagasin under lerlag fra terræn	By/Land	6	11 - 21	340	340	Fig. 7.9b
	By/Land	16	21 - 31	340	120	Fig. 7.9b
	By/Land	30	35 - 45	340	120	Fig. 7.9b
	Jernbane	16	21 - 31	340	120	Fig. 7.11
	Vandværk	16	21 - 31 / 76 - 85	340	120	Fig. 7.10
Type 3: Sandmagasin under randmoræne	By/Land	16	21 - 31	340	120	Fig. 7.9c
Type 4: Kalkmagasin under bundmoræne fra terræn	By/Land	6	11 - 16	340	340	Fig. 7.9d
	By/Land	16	21 - 26	340	120	Fig. 7.9d
	By/Land	30	35 - 40	340	120	Fig. 7.9d
Type 5: Sandmagasin under indlejret lerlag	By/Land	10	60 - 70	340	340	Fig. 7.9e
Type 6: Sandmagasin under indlejret lerlag m. "sandvinduer"	By/Land	10	60 - 70	340	340	Fig. 7.9f

Tabel 7.1 Modelleringsbetingelser og henvisninger til temafigurer for vurderingen af BAM i de geologiske hovedtyper 1 - 6, figur 7.9.

7.3.1 Frit sandmagasin (geologisk hovedtype 1)

Denne geologiske hovedtype med frit grundvandsmagasin i tykke sand- og grusaflejringer (hovedtype 1), findes fortrinsvis i Jylland vest for sidste istids hovedopholdsline. Endvidere findes den lokalt i resten af landet i forbindelse med større eller mindre vinduer i lerdæklagene.

Figur 7.9a viser tidsserier for BAM indhold i modeloplandets indvindingsboringer 1 (byområdet) og 2 (landområdet).

I en situation hvor både forureningskilde og vandindvinding findes i byområdet ses BAM forureningen i boringerne at nå maksimale koncentrationer omkring år 2000 på cirka 2 og 1 µg/l ved indvindingsstørrelserne på hhv. 50.000 og 340.000 m³/år, (byområde i figur 7.9a). Det fremgår, at de laveste koncentrationer forekommer ved størst indvinding, hvilket skyldes, at der ved stor oppumpning sker fortynding af højtliggende BAM forurening med grundvand fra større dybde med mindre eller uden indhold af BAM. Denne sammenhæng ses i de geologiske hovedtyper 1, 2, 3 og 6, hvor der indgår et tykt grundvandsmagasin, mens den kun ses i ringe grad for det tynde magasin i geologisk hovedtype 4.

Sammenlignet med grundvandsovervågningens typiske fundværdier i Midtjylland er modelkoncentrationerne tilsyneladende 1 - 2 størrelsesordner for høje. Dette kan skyldes følgende afvigelser fra modelforudsætningerne:

- behandlede arealer findes spredt med en lav fundhyppighed til følge i de relativt få analyserede boringer der findes for hovedtypen. F.eks. mindre tæthed af gårdspladser, end de antagede 5 per km² i modeloplandets landbrugsområde
- at vandindvindingen sker fra spændte magasiner under smeltevandssler eller tertiære lerlag under smeltevandssandet (hovedtype 5 og 6)
- der sker langsom nedbrydning af BAM i grundvandsmiljøet.

Betydningen af afstanden mellem BAM forureningskilderne er vist i figur 7.9a ved en reduktion fra 5 til 2 gårdspladser per km², som giver lavere BAM indhold i indvindingsboringerne. Modelleringen viser endvidere, at ved den mindre tæthed af BAM kilder (2 gårdspladser per km²) vil der ligeledes være en lavere fundhyppighed af BAM (jf. delrapport 4, figur 22c og 24, grundvandskortene A, B og C).

7.3.2 Spændt sandmagasin under morænelag (hovedtype 2 og 3)

Sprækket moræne (bundmoræne, geologisk hovedtype 2)

Hovedtype 2 findes udbredt øst for sidste istids hovedopholdslinie (østlige og nordlige Jylland, Fyn og NØ-V Sjælland) samt i bakkeøerne i midt- og vest Jylland og på Bornholm.

Figur 7.9b viser tidsserier for BAM indhold i modeloplandets indvindingsboringer 1 (by) og 2 (land). Endvidere fremgår indholdet og fordelingen af BAM i grundvandet under 16 m moræneler af grundvandskortene A, B og C i figur 7.6a,b.

Under 6 m ler viser modelleringen (figur 7.9b) at BAM indholdet er højt, men relativt kortvarigt når både forureningskilde og vandindvinding findes i byområdet. I denne situation er de højeste koncentrationer cirka 0,8 - 1,4 µg/l i år 2000 for boringer ved hhv. høj og lav indvindingsmængde. Herefter falder BAM indholdet til 0,1 µg/l omkring år 2040.

For boringen i landscenariet er BAM koncentrationerne lavere (0,2 – 0,8 µg/l), mens varigheden er længere end år 2080 pga. påvirkningen fra opstrømsbeliggende kilder. Endvidere fremgår det, at den høje indvinding medfører et relativt større fald i koncentration i landområdet end i byområdet (figur 7.9b). Dette er styret af boringens beliggenhed i forhold til forureningskilderne i landområdet.

I figur 7.9b er tillige vist BAM indholdet i boringer under 16 m og 30 m lerlag. For 16 m lerlag fremgår det at de aktuelle (år 2000) koncentrationer i boringerne er under grænseværdien i for både by- og landsituationen, mens der endnu ikke optræder BAM over detektionsgrænsen under 30 m lerlag. Under 16 m ler vokser BAM indholdet jævnt fra det nuværende lave indhold (0,01 – 0,03 µg/l) op til cirka 0,2 µg/l i år cirka 2080. Under 30 m lervil der først optræde målbare BAM indhold efter cirka år 2050 og indholdet vil fortsætte med at stige indtil cirka år 2150.

7.3.3 Randmoræne og heterogent ler (Geologisk hovedtype 3)

Randmoræner findes lokalt indenfor samme udbredelsesområde som bundmorænen (geologisk hovedtype 2 og 4) og dermed både over grundvandsmagasiner af sand og kalk. Randmorænen er typisk opbygget med et væsentligt indhold af skrånede eller på anden måde vertikalt forbundne sandlag og sandlirer, se figur 7.3.

Modelleringen af BAM forureningen i indvindingsboringerne under 16 m randmoræne, viser væsentligt højere aktuelle og maksimale indhold end under det sprækkede lerlag med samme tykkelse, figur 7.9c. Maksimalværdierne for by- og landsituationen er hhv. cirka 0,7 og 0,25 µg/l og indtræffer cirka år 2030. Sammenlignet med bundmorænen viser modelleringen endvidere en større udbredelse af BAM i grundvandet under randmorænen, hvilket indikerer, at der tillige vil være større fundhyppighed af BAM i grundvandet under randmorænen, (se grundvandskortene A, B og C i temafigurene 27a,b og 28a,b i delrapport 4).

Ved den store indvindingsmængde reduceres maksimalkoncentrationerne således, at de ligger omkring grænseværdien for boringen i landeksemplet. Bemærk at varigheden af BAM forureningen er væsentligt kortere end for bundmorænen med tilsvarende tykkelse.

7.3.4 Spændt kalkmagasin under bundmoræne, (Geologisk hovedtype 4)

Hovedtypen beskriver et kalkmagasin overlejret af opsprækket bundmoræne med forskellig tykkelse. Grundvandsmagasiner af kalkaflejringer findes særligt på det østlige og sydlige Sjælland samt i det nordlige Jylland. Den overvejende del af disse er dækket af bundmoræne.

Modelbeskrivelsen af hovedtypen svarer til den udbredte situation, hvor der sker vandindvinding fra en tynd glacialt opknust zone i kalken umiddelbart under dæklag af ler. For nedstrømsbeliggende BAM kilder (by-scenariet), der påvirker grundvandet gennem det tynde lerlag, viser modelleringen at de højeste koncentrationer på knap 0,5 – 0,7 µg/l allerede optræder omkring 1975 ved hhv. stor og lille indvindingsmængde, figur 7.9d. Forskellen i forløb mellem land og by er enten ikke til stede eller væsentligt mindre end i hovedtyperne med tykt grundvandsmagasin. Dette skyldes ligeledes det tyndere magasin,

som ikke tillader fortynding af BAM udvaskningen fra de enkelte gårdspladser ved vertikal opblanding i samme grad som i det tykke grundvandsmagasin.

Ved 6 m lerlag og BAM forurening fra byområdet og landområdet falder BAM indholdet i indvindingsboringerne fra cirka 0,4 – 0,6 μl i år 2001 til grænseværdien hhv. cirka år 2040 og efter 2080, figur 7.9d.

Under 16 m ler er modelkoncentrationer i boringer og grundvandsmagasinet i år 2000 under grænseværdien i begge scenarier (figur 7.9d), mens der endnu ikke optræder BAM over detektionsgrænsen under 30 m lerlag, (figur 7.9d). Under 16 m ler vokser BAM indholdet jævnt fra det nuværende lave indhold op til cirka 0,2 $\mu\text{g/l}$ cirka i år 2080. Under 30 m ler vil der først optræde målbar BAM indhold efter cirka år 2050, og disse værdier vil fortsætte med at stige indtil cirka år 2150 (ikke vist).

Sammenlignet med de øvrige geologiske hovedtyper med lerdæklag (se f.eks. temafigurerne 7.6a,b) viser modelleringen for kalktypen generelt et hurtigere BAM gennembrud, højere maksimumskoncentrationer og ikke mindst en mere sammenhængende udbredelse af BAM forureningen i grundvandet, figur 7.9d

Dette skyldes primært grundvandsmagasinet ringe lagtykkelse, der giver et mindre volumen til opblanding, fortynding og spredning af BAM til dybere grundvand. Endvidere betinger den mindre magasintykkelse også en mindre forskel i BAM påvirkningen ved stor og lille indvindingsmængde i vandforsyningsboringerne end i et tykt grundvandsmagasin.

Den større spredning af BAM i grundvandet, som modelleringen viser for geologisk hovedtype 4, er i overensstemmelse med grundvandsmoniteringens data, der viser generelt højere BAM koncentrationer og fundhyppigheder i områder med indvinding fra kalkmagasiner. Som nævnt tidligere inddrager modelresultaterne ikke betydningen af sprækkestrømning i kalken, som vil øge tendensen til lateral spredning af BAM.

Sammenfattende viser lerslagsberegningerne, at vandindvinding i de geologiske hovedtyper 2 og 4 (figur 7.9b og 7.9d) vil kunne fortsættes under tykke lerlag (30 m eller derover) af bundmoræne uden eller med ringe påvirkning af BAM frem til cirka midten eller slutningen af dette århundrede. Ved gennembrud af BAM i boringerne på dette tidspunkt, vil indvindingen kunne omlægges til grundvandsmagasiner under tynde lerlag, eller uden lerlag, der i mellemtiden er blevet BAM-fri.

7.3.5 Spændt sandmagasin under indlejret usprækket ler med og uden sandvinduer (Geologisk hovedtype 5 og 6)

Modelbeskrivelsen af denne hovedtype svarer til en situation med vandindvinding fra et primært grundvandsmagasin, der overlejres af usprækkede lerlag som igen overlejres af et sandmagasin med frit grundvand (hovedtype 5 og 6). Den geologiske hovedtype svarer til en situation med sandede magasiner under smeltevandsler, tertiært ler (f.eks. midt/sønderjylland) eller fede morænelerslag (f.eks. nordøstlige Sjælland).

Uden sandvinduer

Modelleringen viser generelt et langsommere BAM gennembrud og lavere maksimumskoncentrationer end for de fleste øvrige geologiske hovedtyper, fi-

gur 7.9e. For by-scenariet viser modelleringen et stigende BAM indhold i borerne frem til cirka år 2020 - 40. Maksimums koncentrationen er dog under grænseværdien for hele modelperioden.

For land-scenariet viser modelleringen et stigende BAM indhold i borerne gennem hele modelperioden. Grænseværdien overskrides cirka i år 2040, og den beregnede maksimums koncentration er cirka 0,12 µg/l i cirka år 2080. Den øgede BAM transport gennem lerlaget i forhold til by-scenariet er betinget af den større vertikale vandbevægelse, der sker opstrøms i oplandet (tættere ved grundvandsskellet). Denne vandbevægelse øges med oppumpningens størrelse, hvorfor der ses højere BAM indhold ved stor indvinding end ved lille indvinding (figur 7.9e)

Med sandvinduer.

Tilstedeværelsen af sandvinduer (hovedtype 6) betyder alt andet lige et hurtigere og kraftigere BAM gennembrud end for det sammenhængende lerlag, figur 7.9f.

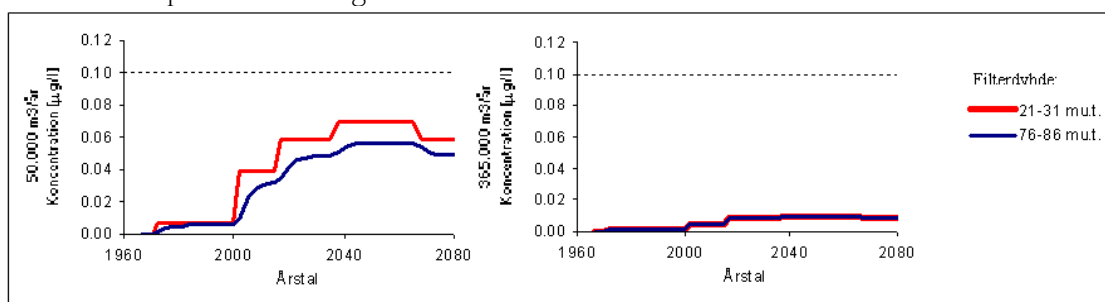
For by-scenariet viser modelleringen et stigende BAM indhold i borerne frem til cirka år 2020. De beregnede maksimums koncentrationer er cirka 0,15 og 0,05 ved hhv. stor og lille indvinding. Den højere koncentration ved stor indvinding skyldes, at der herved skabes en stor nedadrettet hydraulisk gradient gennem lerlaget over borerne.

For land-scenariet viser modelleringen et stigende BAM indhold i borerne frem til cirka år 2030 - 40. Den beregnede maksimumskoncentration er cirka 0,3 µg/l for både stor og lille indvindingsmængde, hvilket skyldes en generel spredning af BAM gennem sandvinduerne til magasinet under sandlaget i hele boringens opstrømsområde.

7.3.6 Enkelt-kilde situationer

Vandværksgrund som BAM-kilde.

Figur 7.10 viser BAM forureningen af grundvandet fra en vandværksgrund, ved en behandling af 100 m² af grunden med dichlobenil ved doseringen 5 kg/ha/år i perioden 1966 - 97. Det viste modellerings-scenarie er udført for et spændt sandmagasin under 16 m moræneler.



Figur 7.10. Modelberegnete BAM koncentrationer i en vandindvindingsboring og omkringliggende grundvand (geologisk hovedtype 2 under 16 m morænelersdæklag) for tilfældet hvor selve vandværksgrunden er kilde til BAM forureningen.

For en indvindingsmængde på 50.000 m³/år viser modelleringen et BAM indhold i grundvandet omkring detektionsgrænsen (0,01 µg/l) omkring cirka år 2000. Indholdet stiger til maksimalværdierne cirka 0,06 µg/l og 0,08 µg/l for hhv. kort og dyb filtersætning af boringen. De maksimale koncentrationer i samme boring, men ved stor indvindingsmængde (365.000 m³/år), er omkring

0,01 µg/l i hele modelperioden 2000 – 2080. Der ses ingen spredning til grundvandsmagasinet omkring boringen.

I sandjordsområder uden væsentlige ler dæklag vil forureningsrisikoen være større, mens forureningsforløbet alt andet lige vil være mere kortvarigt end i lerområderne.

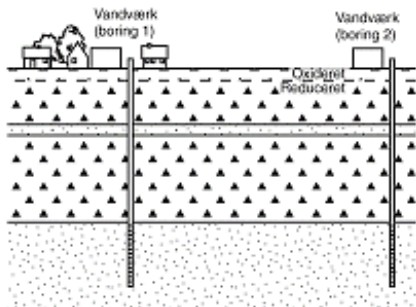
Modelleringen viser således, at såfremt der er foregået en systematisk behandling af vandværksgrunde med dichlobenil, vil dette i sig selv potentiel kunne betinge hovedparten af BAM fund i grundvandet. At dette ikke synes at være tilfældet, fremgår af at vandværksgrunde med rester af dichlobenil blot udgør en enkelt af en lang række andre arealbenyttelser med tilsvarende fund af dichlobenil (kapitel 5).

Jernbanestrækning som BAM-kilde.

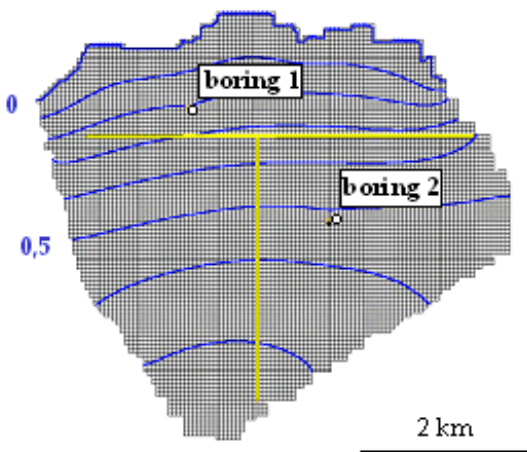
Temafigur 7.11 viser BAM forureningen fra en jernbane, der er modelleret som eksempel på et intensivt behandlet areal (20 kg/ha/år), svarende til 4 gang så stor belastning, som i de foregående simuleringer.

I en indvindingsboring, der ligger ca. 500 m nedstrøms for jernbanen, viser modelberegningen et BAM-indhold fra cirka 1980. Indholdet stiger til en maksimalværdi på godt 0,5 µg/l og 1 µg/l i slutningen af modelperioden for hhv. kort og dyb filterdybde. Modelleringen viser endvidere, at på dette tidspunkt indeholder grundvandet BAM i betydelig koncentration i næsten hele den del af oplandet, som ligger nedstrøms for banen. Ved en indvindingsboring der ligger 500 m fra jernbanen og parallelt med grundvandsstrømmen, viser modelleringen ikke noget BAM indhold, temafigur 7.11.

Geologisk hovedtype 2
Spændt sandmagasin under 16 meter dæklag
 Kildetype: Jernbanestrækning
 Filter dybde: 21-31 m u.t. hhv. 76-86 m u.t.
 Infiltration: 340 mm/år
 Grundvandsdæmning: 120 mm/år



Placering af BAM-forureningskilder og indvindingsbøinger

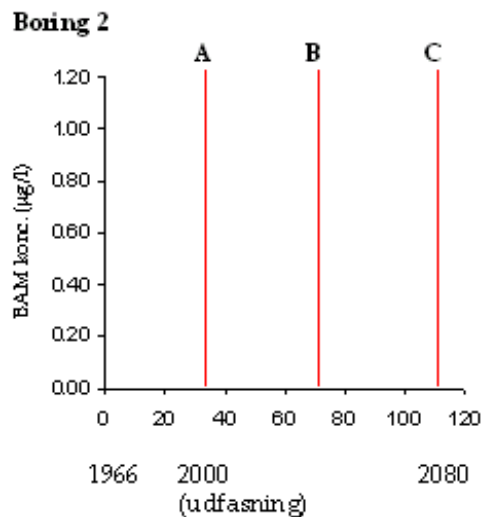
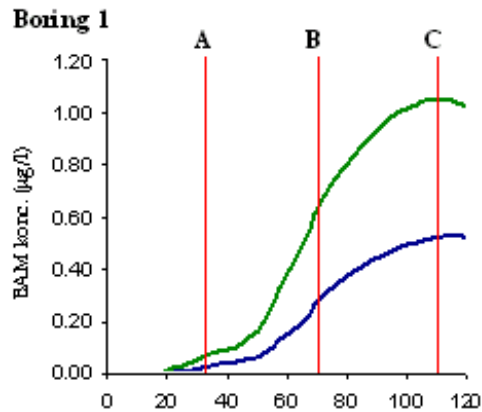


- Potentialkurve ved indvindingen
50.000 m³/år i boring 1 og 2
- BAM-forureningskilder

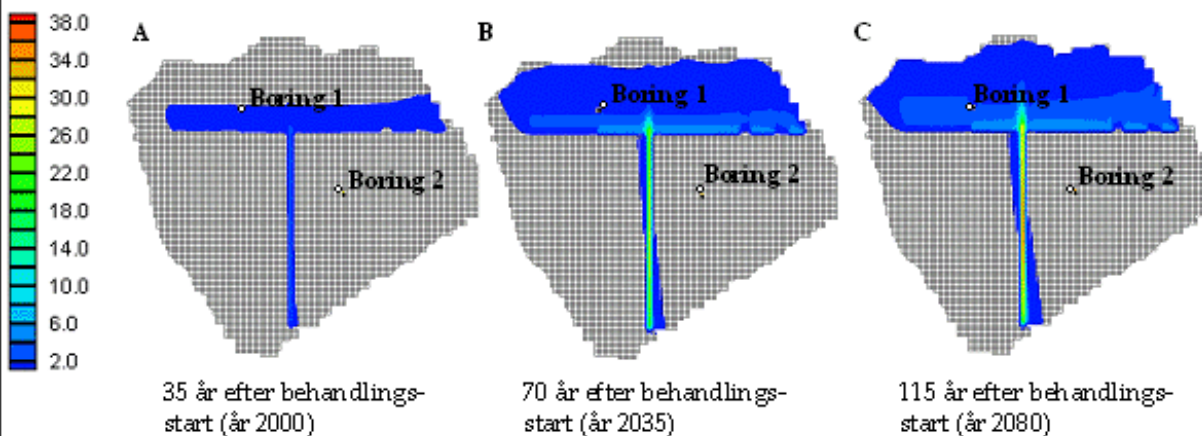
Tidsserier i indvindingsbøinger

— 21-31 m u.t. — 76-86 m u.t.

Behandling med dichlobenil Ingen behandling



BAM (µg/l) i grundvandsmagasinet i dybden 21-31 m ved indv. på 50.000 m³/år i boring 1 og 2



Temafigur 7.11. Modelberegnete BAM koncentrationer i vandindvindingsbøinger og omkringliggende grundvand (A, B, C) omkring en jernbane, der er modelleret som et intensivt behandlet areal.

7.4 Sammenfattende vurdering

Modelleringen viser, at cirka 99 % af den dichlobenil mængde, der er nedsvivet i jorden, på nuværende tidspunkt er blevet omdannet til BAM. Heraf er cirka 100% blevet udvasket fra de øverste 2 - 3 mu.t. Dette resultat er i overensstemmelse med fundindhold af dichlobenil og BAM i jordprøver fra de øverste meter af undersøgte jordprofiler (jf. kapitel 5).

Under den afgørende forudsætning at BAM ikke nedbrydes i de dybere jordlag og grundvand, viser modelleringen, at den udvaskede BAM mængde (totalt ca. 500 tons) forekommer udbredt i grundvandet og/eller i dæklagene herover samt i overfladevand. Dette giver grundlag for et langvarigt og i visse områder stigende BAM indhold i grundvand og vandindvindingsboringer.

I den anvendte opsætning af modellen, hvor der ikke regnes med BAM nedbrydning, tegner modellen det mest kritiske forløb af BAM forureningens omfang og varighed i grundvand og indvindingsboringer.

Geohydrologiske forhold

Med hensyn til strømningforhold viser modelleringen, at ankomsttidspunktet, koncentrationen og varigheden af BAM forureningen i grundvandet varierer meget afhængigt af tykkelsen og typen af lerdæklag samt af vandbalanceforholdene.

Modelleringen viser således, at de højeste aktuelle BAM koncentrationer og overskridelser af grænseværdien for grundvand generelt er knyttet til grundvandsmagasiner uden lerdæklag eller grundvandsmagasiner med tynde dæklag af ler.

BAM forureningen har i disse situationer gennemsnitligt set nået sit maksimum omkring år 2000, og aftager herefter til under 0,1 µg/l omkring cirka år 2020 - 40. Dette gælder generelt for de modelleringer, hvor BAM forureningskilderne ligger nedstrøms i modelområdet, mens modellen viser mindst 40 - 50 år længere varighed af forureningen, når BAM forureningskilderne findes spredt i store dele af grundvandsområdet, og BAM samtidig spredes i et tykt grundvandsmagasin.

Der er grundlag for sårbarhedsmæssigt at skelne mellem forskellige lertykkelser af bundmoræne. For 16 m lerlag viser modelberegningerne et gennemsnitligt BAM indhold i vandindvindingsboringerne på <0,01 - 0,05 µg/l omkring år 2000. For den videre udvikling af BAM indholdet frem til år 2080 viser beregningerne for denne lertykkelse et stigende BAM indhold til koncentrationer omkring, eller over, 0,1 µg/l i slutningen af modelperioden (år 2080).

For 30 m lerlag af bundmoræne viser modelleringen, at BAM forureningen først vil bryde igennem til grundvandet omkring år 2050 - 70, men herefter fortsætter med at stige frem til cirka år 2150 eller længere (ikke vist). Modellen viser tilsvarende sene BAM gennembrud og lavere maksimumskoncentrationer i grundvand under dybe tykke indlejrede lerlag uden sprækker eller "sandvinduer".

Lerlagsberegningerne indikerer således overordnet, at vandindvinding uden eller med ringe påvirkning af BAM vil kunne fortsættes under tykke lerlag (30 m eller derover) frem til cirka midten eller slutningen af dette århundrede. Ved gennembrud af BAM i boringerne på dette tidspunkt vil indvindingen

kunne omlægges til grundvandsmagasiner uden lerlag eller under tynde lerlag (< 5 – 6 m), der i mellemtiden er blevet BAM-fri.

Det skal bemærkes, at lerlagsberegningerne er følsomme overfor den usikkerhed der er med hensyn til sprækkes optræden i dybe lerlag. Sprækkeafstanden (1 m), der ligger til grund for rapportens vurderinger, er fremkommet ved kalibrering af modellen overfor aktuelle BAM fundværdier. Lerområder med større afstand (5 – 10 m) mellem dybe sprækker vil være væsentligt mere udsat for udvaskning af BAM til grundvandet end eksemplerne i vurderingen.

Modelleringen viser, at få BAM-kilder vil kunne give anledning til spredning af BAM til borer i flere kilometers afstand fra forureningskilderne. Dette gælder særligt i grundvandsmagasiner, hvor indvindingen sker fra en højtliggende tynd vandførende zone, f.eks. i kalkmagasiner. Disse giver tillige ringe mulighed for fortynding ved vertikal opblanding, og af samme årsag er de modellerede koncentrationer og spredningen af BAM i kalk-hovedtypen også generelt større i forhold til de øvrige typer af grundvandsmagasiner i vurderingen. Dette er i overensstemmelse med en højere fundhyppighed af BAM i kalkmagasiner i grundvandsovervågningen. I vurderingen er ikke inddraget betydningen af sprækker i kalk. Forekomsten af sprækker i kalken vil forstærke disse egenskaber.

Modelleringen viser endeligt, at BAM indholdet i grundvandet er afhængigt af de hydrologiske forhold, således at grundvandet vil være væsentligt mindre udsat for BAM forurening i områder med lille grundvandsdannelse og/eller stor overfladisk afstrømning.

Arealanvendelse og forureningsmønster

Modelleringens højeste BAM indhold forekommer i indvindingsboringer under modeloplandets byområde, mens BAM indholdet i landbrugsområdet generelt er lavere.

En jernbanestrækning, der er modelleret som eksempel på en intensivt BAM-belastet kildetype (20 kg/ha/år), viser, at denne type kilder vil kunne påvirke grundvandet og borer i et store dele af oplandet.

Modellering af BAM forurening forårsaget af dichlobenil behandling omkring vandværksboringer på vandforsyningsanlæg viser, at der er en forureningsrisiko, specielt overfor borer med små indvindingsmængder.

Modelleringen viser således, at såfremt der er foregået en systematisk behandling af vandværksgrunde med dichlobenil, vil dette i sig selv potentiel kunne betinge hovedparten af BAM fund i grundvandet.

Vandindvinding

Mht. vandindvindingsmængder viser modelleringen, at de laveste gennemsnitlige BAM koncentrationer, alt andet lige, fortrinsvis optræder i borer med stor vandindvinding (365.000 m³/år) i tykke grundvandsmagasiner pga. vertikal opblanding med ikke BAM forurennet vand.

Udpegning af sårbarhed

Ved modelvurderinger af sårbarhed i konkrete oplande vil kvaliteten af vurderingerne være afhængig af, at der foretages en lokal bedømmelse. Dette vil kunne gennemføres dels ved modelanalyse og dels ved modelkalibrering overfor lokale hydrologiske og kemiske monitoringsdata, herunder aldersindikato-

rer for grundvandet samt evt. indsamling af supplerende lokale hydrauliske data for jordmaterialer.

På dette grundlag vurderes modelberegninger at kunne bidrage som værktøj til udpegning af egnede placeringer af fremtidige vandforsyningsanlæg, som undgår eller væsentligt reducerer risikoen for påvirkning af vandindvindingen med BAM.

Modelvalidering

Grundvandsmodellen giver i sin nuværende opsætning aktuelle BAM koncentrationer i indvindingsboringerne i intervallet 0-2 $\mu\text{g/l}$. Langt hovedparten af de observerede koncentrationer af BAM i grundvandsovervågningens ligger ligeledes indenfor dette interval.

Specielt for indflydelsen af lerlagstykkelsen viser modelleringen ingen aktuelle BAM indhold under 30 m lerlag. Dette er i umiddelbar overensstemmelse med de typisk meget lave fundhyppigheder og lave koncentrationer under tykke lerlag (eller i vandtyper af stærkt reduceret karakter) i grundvandsovervågningen.

For den geologiske hovedtype med frie sandede grundvandsmagasiner giver modellen dog tilsyneladende generelt for høje BAM værdier sammenlignet med de observerede indhold i de områder, hvor hovedtypen er fremherskende (Midtjylland).

Med henblik på en nærmere validering af modellen er der dog behov for en egentlig gennemgang af boringsdata og arealdata for boringer med og uden BAM fund, og herunder en nærmere analyse af følgende usikkerhedsaspekter i relation til grundvandsmoniteringens grundlag:

- Belastningen og belastningsmønsteret for dichlobenil kan lokalt og/eller regional være hhv. mindre og anderledes end antaget i modellen. Specielt for sandede landområde i Midtjylland kan afstanden mellem BAM kilderne være større end antaget med en lav fundsandsynlighed til følge. Dette vil alt andet lige slå igennem som en statistisk fejl ved et lille antal monitoringsboringer og blive yderligere påvirket i negativ retning, hvis placeringen af nogle af disse (f.eks. markvandsboringer) systematisk "undgår" typisk behandlede arealer.
- BAM analyserede boringer indvinder ikke fra de forventede geologiske situationer bedømt ud fra geografisk fordeling. F.eks. kan vandindvindingen i områder med sandede fri grundvandsmagasiner reelt sker fra lag under ældre Saale moræne eller magasiner under smeltevandsler eller tertiære lerlag
- At der er iøvrigt er lokalt afvigende geologiske forhold omkring BAM monitoringsboringerne
- Fund af BAM i boringer med dæklag tykkere end 30 (findes de reelt?), og hvilken andel af disse fund skyldes nedsivning via utætte boringer eller opblanding af vand forårsaget af indvinding fra lange filtre

Det skal bemærkes, at beregningerne af lerlagenes beskyttelse overfor BAM nedsivning er følsomme overfor den usikkerhed, der er m.h.t. sprækkers optræden i dybe lerlag.

Det skal endelig understreges, at modelvurderingen er yderst følsom over den usikkerhed, der er m.h.t. BAM-nedbrydning. Selv langsom nedbrydning af

BAM i dæklag og/eller grundvand ($DT_{50} = 10$ år) vil afkorte BAM problemets hyppighed og varighed og vil derved ændre afgørende på vurderingens konklusioner.

Sammenfattende vurderes det, at forståelsen af, hvorledes BAM-forurening når til en vandværksboring, et komplekst samspil af flere faktorer:

- kilden/kildernes beliggenhed
- kildestyrken
- de aktuelle geologiske forhold (dæklagstykkelser, magasintyper)
- de aktuelle hydrologiske forhold (relationen mellem nedbør, overfladisk afstrømning og grundvandsstrømning)
- den aktuelle grundvandsindvinding
- mulige lækageveje gennem fx. utætte boringskonstruktioner
- jordens og grundvandsmagasinet evne til at tilbageholde stofferne
- jordens og grundvandsmagasinet evne til at nedbryde stofferne.

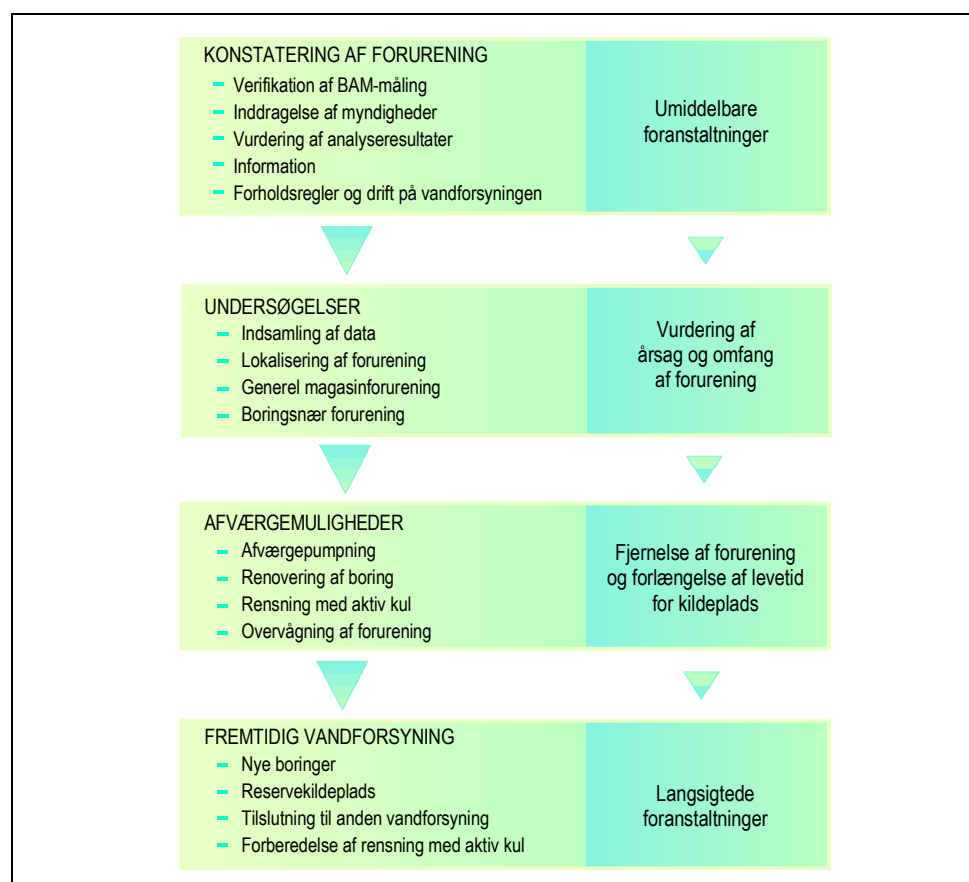
Ved anvendelse af lokale data indenfor konkrete grundvandsoplande, vurderes det at modelleringskonceptet i denne rapport vil kunne bidrage som værktøj til udpegning af egnede placeringer af vandindvindinger med henblik på at undgå fremtidig påvirkning fra BAM forureningen.

8 Håndtering af BAM-forurening på vandværker

Resultaterne fra de foregående kapitler har vist, at grundvandsforurening med BAM er eller kan blive et alvorligt problem for vandværkerne i Danmark. Såfremt der har været anvendt ukrudtsmidler med dichlobenil i et indvindingsopland, er eller vil grundvandet sandsynligvis blive forurenede med BAM, og forureningen vil strække sig over en lang årrække på typisk 20-100 år afhængig af forbruget af pesticider og de geologiske og hydrogeologiske forhold. Vandværkerne står således overfor store udfordringer for fortsat at kunne levere drikkevand uden indhold af BAM.

Som hjælp til vandværker, der bliver ramt af en forurening med BAM, er der udarbejdet anbefalinger for vandværkernes håndtering af BAM-forurening baseret på resultater og erfaringer fra projektet. Anbefalingerne skal guide vandværker igennem undersøgelser, vurderinger og beslutninger, fra der opdages forurening, til der er iværksat afværgetiltag, og vandværkets fremtidige muligheder for vandindvinding er afklaret.

Håndtering af BAM-forurening i grundvand eller drikkevand vil normalt være delt i forskellige faser. Et typisk forløb fra forureningen opdages, til den fremtidige vandforsyning er afklaret, er vist på figur 8.1.



Figur 8.1 Oversigt over håndtering af BAM-forurening på vandværker

Vandværkeres handlinger i forbindelse med konstatering af forurening samt undersøgelser er beskrevet i dette kapitel, mens afværgemuligheder er beskrevet i kapitel 9, og perspektiver for den fremtidige vandforsyning er medtaget i kapitel 10.

Som hjælp til de mindre vandforsyningers håndtering af BAM-forurening er der i forbindelse med dette projekt udarbejdet en pjece (Miljøstyrelsen, 2002), der kan udleveres til vandværkerne.

8.1 Lovgivning og grænseværdier

Lovgivningen vedrørende kontrol og tilsyn med vandværker er beskrevet i Vandforsyningsloven (Miljø- og Energiministeriet, 1999) og er nærmere uddybet i Drikkevandsbekendtgørelsen (Miljø- og Energiministeriet, 2001a) og Boringskontrolvejledningen (Miljøstyrelsen, 1997). Nedenfor gives en kort introduktion til reglerne. Introduktionen er ikke udtømmende, og det anbefales, at vandværkerne anvender den originale lovgivning og vejledninger, hvis der skal iværksættes tiltag som følge af en konkret forurening.

Ifølge Drikkevandsbekendtgørelsen skal vandværkerne analysere for pesticider og nedbrydningsprodukter (herunder BAM) i drikkevandet ved afgang fra vandværket og i de enkelte boringer. Analysehyppigheden afhænger af vandværkets størrelse (den årlige udpumpede vandmængde) og er vist i tabel 8.1.

Udpumpet vandmængde m ³ /år	Kontrol på vandværk	Boringskontrol **
3.000-10.000	1/2 *	1/5
10.000-35.000	1/2 *	1/5
35.000-350.000	1	¼
350.000-1.500.000	2	¼
1.500.000-2.660.000	3	1/3
2.660.000-3.500.000	4	1/3
3.500.000-7.000.000	5	1/3
7.000.000-10.500.000	6	1/3
10.500.000-14.000.000	7	1/3
* De anførte brøker skal forstås således, at 1/2 betyder en prøvetagning hvert andet år.		
** For boringskontrollen foretages undersøgelser af boringer i turnus, således at alle boringer undersøges hvert 5., 4. eller 3. år.		

Tabel 8.1 Årlige kontrolhyppigheder for pesticider på vandværkerne og i boringerne

Kommunen er tilsynsmyndighed for vandværkerne og kan træffe afgørelse om en hyppigere kontrol end angivet i tabel 8.1, hvis vandværket er særlig udsat for forurening med pesticider, eller tidligere analyser taler for det. Kommunen kan endvidere nedsætte hyppigheden for kontrol af drikkevandets indhold af pesticider, såfremt der ikke påvises pesticider. Hyppigheden for boringskontrollen kan ikke tilsvarende nedsættes.

Vandprøver skal analyseres på et akkrediteret laboratorium og udtages af en akkrediteret/certificeret prøvetager fra laboratoriet, der er vant til at udtage prøver. På denne måde minimeres risikoen for, at der sker fejl og opstår usikkerhed omkring prøvens resultat.

Grænseværdien for pesticider (herunder BAM) i drikkevand er 0,1 µg/l for hvert enkelt stof og 0,5 µg/l for summen af pesticider. Der findes ikke grænseværdier for pesticider eller nedbrydningsprodukter i grundvandet, der anvendes til fremstilling af drikkevand. Det skal dog tilstræbes at levere den bedst

mulige vandkvalitet til forbrugerne så vidt muligt baseret på uforurennet grundvand.

Hvis grænseværdien i drikkevand overskrides, kan kommunen på baggrund af Embedslægens udtalelse give dispensation i en periode på op til 3 år. Der kan dog ikke gives dispensation, hvis det umiddelbart er muligt at fremskaffe en anden vandforsyning. Er en overskridelse af grænseværdien ikke afhjulpet inden for 3 år, kan amtet give dispensation på yderligere op til 3 år.

I boringskontrolvejledningen (Miljøstyrelsen, 1997) er BAM defineret som et stof, der tilhører gruppe 1. Det betyder, at stoffet i princippet ikke bør findes i drikkevandet, da det antages at udgøre en særlig risiko for sundheden. Påvisning af BAM i drikkevandet bør derfor medføre en undersøgelse af, om den pågældende boring kan tages ud af produktion.

Grænseværdien for pesticider i drikkevand er imidlertid fastsat så lavt, at risikoen for at drikke vand med indhold af BAM under grænseværdien anses for at være meget lille, også når det indtages over en livstidsperiode.

I boringskontrolvejledningen (Miljøstyrelsen, 1997) er der angivet følgende retningslinier på kort sigt ved fund af BAM, tabel 8.2. Det er imidlertid embedslægen, der i hvert enkelt tilfælde skal vurdere de konkrete reaktioner.

Koncentration i drikkevand	Reaktion
< 0,1 µg/l (Under grænseværdi)	Ingen umiddelbare foranstaltninger. Det skal dog undersøges om forurenede boringer kan udtages af produktion.
0,1 µg/l - <1 µg/l (over grænseværdien men under 10 gange grænseværdien)	Der skal snarest fremskaffes en bedre vandforsyning. Det kan i en kortere periode tillades at levere vand med indhold af BAM på op til 10 gange grænseværdien.
>1 µg/l (over 10 gange grænseværdien)	Vandet må ikke anvendes til drikkevand. Der skal straks fremskaffes en alternativ vandforsyning.

Tabel 8.2 Retningslinier ved fund af BAM i drikkevand (Miljøstyrelsen, 1997)

Såfremt det ikke umiddelbart er muligt at fremskaffe en anden vandforsyning, kan kommunen give dispensation for grænseværdien for pesticider jf. Drikkevandsbekendtgørelsens §§ 18 og 19. Ifølge Boringskontrolvejledningen accepteres en overskridelse på op til 10 gange grænseværdien for BAM i en kortere periode. I denne periode skal vandværket foretage undersøgelser og foranstaltninger, så der igen kan leveres drikkevand uden indhold af BAM.

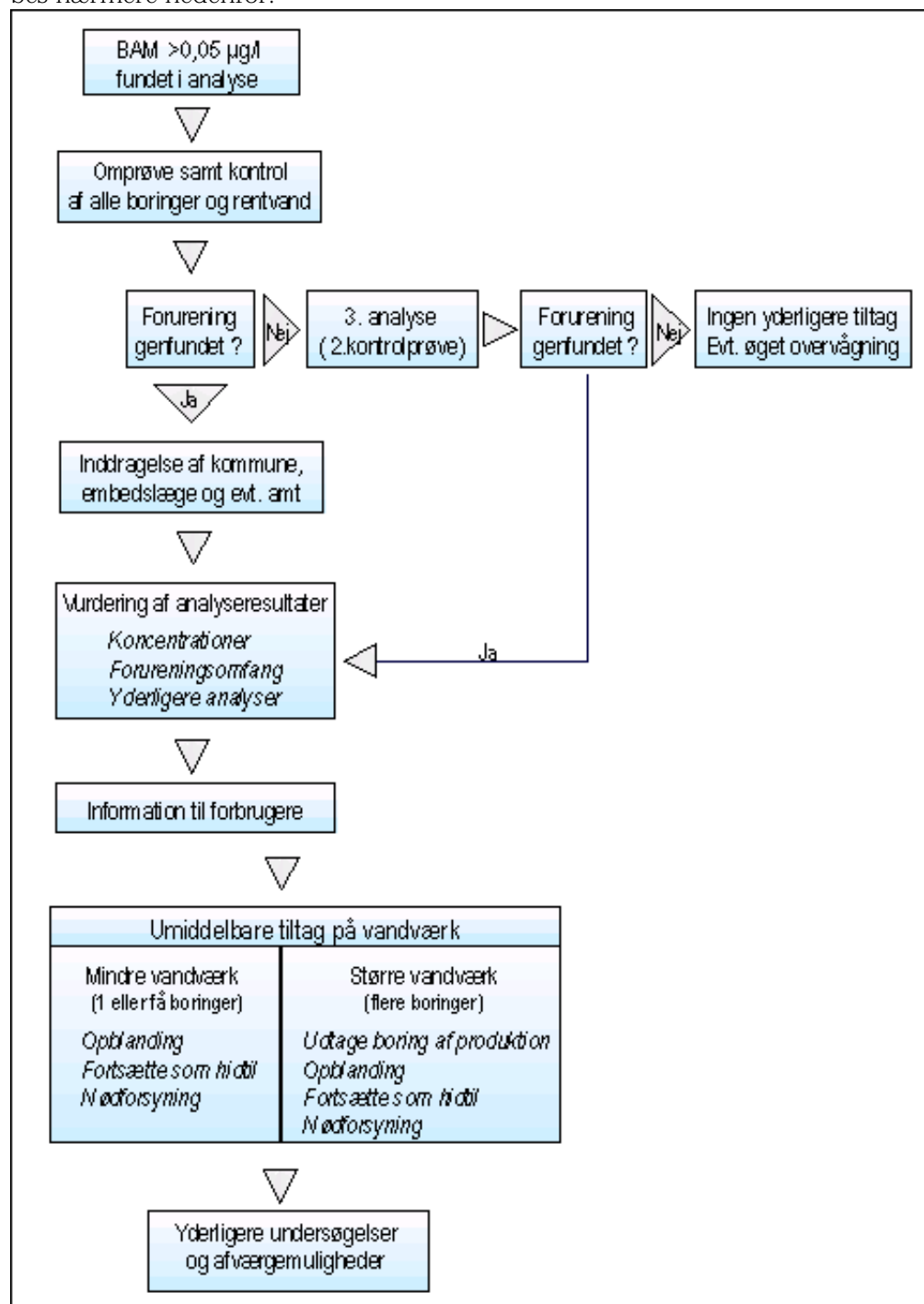
Embedslægeinstitutionerne i Danmark, der skal vurdere det sundhedsmæssige ved overskridelse af grænseværdier, følger generelt retningslinierne fra boringskontrolvejledningen, idet grænseværdien for BAM er fastlagt så lavt, at der ikke er sundhedsmæssig risiko ved at drikke vand med et indhold op til 10 gange grænseværdien i en kortere periode. Såfremt der findes BAM mellem grænseværdien og 10 gange grænseværdien accepteres i henhold til Boringskontrolvejledningen en overskridelse i op til ca. 1 år, indtil der er fremskaffet en anden vandforsyning, så der igen kan leveres drikkevand uden indhold af BAM.

I henhold til Drikkevandsbekendtgørelsen kan der generelt dispenseres for grænseværdierne i højst 3 år. Miljøstyrelsen har ikke vurderet, om Boringskontrolvejledningens anbefalinger vedrørende længden af dispensationer skal revideres i lyset heraf.

8.2 Konstatning af forurening

Hvis en analyse af vandet fra en indvindingsboring eller fra drikkevandet viser et indhold af BAM over 0,05 µg/l, bør vandværket reagere på analysen og foretage en række indledende undersøgelser og vurderinger.

På figur 8.2 er vist en oversigt over rækkefølgen af de handlinger, vandværket umiddelbart skal sætte i værk ved fund af BAM. De enkelte handlinger uddybes nærmere nedenfor.



Figur 8.2 Umiddelbare foranstaltninger ved konstatering af BAM-forurening

8.2.1 Verifikation af BAM-måling

Analysen for BAM skal hurtigst muligt verificeres for at få bekræftet, at der er tale om en forurening med den givne koncentration. Samtidig med verifikationen af analyseresultatet bør der udtages en vandprøve fra drikkevandet. Ved udtagning af vandprøve fra drikkevandet er det vigtigt, at der i nogen tid inden prøveudtagningen er pumpet fra den eller de borer, hvor der er konstateret BAM ved den første analyse. Det vil sige, at vandværket har kørt med den boringskombination, som under normal drift vil give det højeste indhold af BAM i vandet.

Det er normalt ikke nødvendigt at træffe nogen foranstaltninger, før resultatet af omprøven foreligger, og omfanget af BAM-forureningen er kendt. Laboratorierne kan i de fleste tilfælde foretage analyserne på kort tid, så det er forsvareligt at afvente resultatet, før der iværksættes yderligere handlinger. Dette skal dog besluttes i samarbejde med kommunen og embedslægeinstitutionen.

I tilfælde af at BAM ikke genfindes i kontrolprøven, skal det overvejes, om der er forhold i omgivelserne, ved prøvetagningen eller ved analysearbejdet, der kan være årsag hertil. Hvis det ikke er muligt at finde nogen forklaring på de forskellige analyseresultater, bør der som en ekstra sikkerhed udtages en 3. kontrolprøve. Hvis denne prøve heller ikke viser fund af BAM, skal der ikke umiddelbart foretages yderligere tiltag. Der kan være behov for en øget overvågning af grundvandet for at følge, om der på et senere tidspunkt igen findes BAM. En skærpet overvågning besluttes i samarbejde med kommunen.

8.2.2 Inddragelse af myndigheder

Vandværket har pligt til at underrette kommunen, hvis en analyse viser overskridelse af grænseværdien. Dette skal ske, selv om analyseresultater automatisk sendes fra laboratorier til kommune og amt.

Kommunen beslutter i samråd med embedslægen, hvilke foranstaltninger der skal sættes i værk og meddeler dette til vandværket. Embedslægen er kommunens og amtets sundhedsfaglige rådgiver og tager stilling til, om de fundne koncentrationer af BAM er sundhedsskadelige for forbrugerne. I praksis træffes beslutningen om det videre forløb i et samarbejde mellem vandværk, kommune, embedslæge og eventuelt amt. Der kan med fordel indkaldes til et møde med de implicerede parter, hvor analyseresultaterne og mulige tiltag på vandværket drøftes.

8.2.3 Vurdering af analyseresultater

Når det ved omprøve er bekræftet, at der er tale om en BAM-forurening, bør der udtages vandprøver fra alle indvindingsboringer for at vurdere omfanget af BAM-forureningen. Dette er vigtigt i forhold til de foranstaltninger og undersøgelser, der efterfølgende skal sættes i værk.

Ved udtagelse af vandprøver fra indvindingsboringerne bør der foretages en indledende besigtigelse af boringernes og råvandsstationernes tilstand, hvor umiddelbare forhold til BAM-forurening som vand i tørbrønd, utætte foreørsafslutninger m.v. undersøges og udbedres.

Ud fra analyserne i alle borerne på kildepladsen fås et overblik over hvor mange borer, der er forurenede og i hvilke koncentrationer. Dette er vigtigt for at kunne tilrettelægge vandforsyningen på kort sigt og vurdere, om det er muligt at omlægge driften på vandværket, så der stadig kan leveres drikkevand uden indhold af BAM.

Analyserne skal endvidere bruges i de videre undersøgelser med vurdering af kilder til forureningen og fastlæggelse af eventuelle undersøgelser for at begrænse forureningen. Ud fra analyserne fås svar på følgende spørgsmål:

- Hvor mange borer er forurenede, og er der markant forskel på koncentrationerne i de enkelte borer?
- Hvis borerne har forskellige dybder og indvinder vand fra forskellige grundvandsmagasiner, er der så fundet BAM i flere grundvandsmagasiner eller kun i de øvre sekundære magasiner?

De forurenede borer bør analyseres for andre stoffer end BAM, idet disse kan være med til at opklare, om forureningen stammer fra transport fra øvre jordlag til grundvandet langs en utæt boring, eller om forureningen generelt er i grundvandsmagasinet. Der kan med fordel udtages en vandprøve til analyse for boringskontrol både fra forurenede og uforurenede borer. En vurdering af de naturlige parametre og en eventuel forskel heri kan sammen med BAM-koncentrationerne være med til at opklare forureningstransporten.

8.2.4 Information af forbrugerne

Ifølge vandforsyningsloven skal forbrugerne straks informeres, hvis grænseværdien for drikkevandet er overskredet. Kommunen og embedslægeinstitutionen skal være taget med på råd med hensyn til det sundhedsmæssige og eventuelle foranstaltninger overfor forbrugerne.

Informationen kan udføres på flere måder og vil afhænge af vandforsyningens størrelse. For mindre vandværker vil informationen i de fleste tilfælde foretages ved at husstandsomdele en skrivelse, der forklarer forbrugerne om situationen. For større vandværker kan informationen ligeledes foretages gennem lokalaviser og lokalradioer samt på vandværkets hjemmeside.

Når der informeres om fund af BAM, kan der med fordel henvises til Embedslægeinstitutionen, der kan svare på de sundhedsmæssige forhold ved indhold af BAM i drikkevandet. Der kan endvidere afholdes et møde eller generalforsamling, hvor embedslæge, kommune og amt er til stede og kan redegøre for situationen og svare på spørgsmål fra forbrugerne.

8.3 Kortsigtede forholdsregler og drift på vandforsyningen

Når omfanget og koncentrationen af forureningen er kendt, skal der tages stilling til, hvilke kortsigtede foranstaltninger vandværket skal sætte i værk. Dette afhænger af vandforsyningens størrelse og hvor mange borer, der er forurenede. Under alle omstændigheder bør BAM-indholdet bringes så langt ned som muligt, uanset at det eventuelt ikke kan lade sig gøre at overholde grænseværdien. Kommunen skal ansøges om dispensation for overskridelse af grænseværdien i en tidsbegrænset periode.

Følgende foranstaltninger opskrevet i prioriteret rækkefølge kan indføres på vandværket:

- Udtage den eller de forurenede borer af produktion. For ikke at ændre strømningsforholdene på kildepladsen skal der afværgepumpes fra de udtagne borer.
- Opblanding med vand af bedre kvalitet. Dette indføres, hvis det af hensyn til forsyningen ikke er muligt at udtage forurenede borer af produktionen.
- Fortsætte som hidtil, hvis alle borer har indhold af BAM over grænseværdien, men indholdet i drikkevandet er under 10 gange grænseværdien.
- Nødforsyning, hvis indholdet af BAM i drikkevandet er over 10 gange grænseværdien. Med de indtil i dag observerede indhold af BAM i grundvandet vurderes det kun at være nødvendigt med nødforsyning i få tilfælde.

8.3.1 Mindre vandværk med én eller få borer

Et mindre vandværk med kun én eller to borer, hvor det ikke er muligt at tage den forurenede boring ud af produktion, har ikke mange muligheder for at ændre på driften. Det skal dog overvejes, om en mere jævn indvinding over døgnet kan indføres og eventuelt mindske BAM-indholdet i det oppumpede vand. Er dette ikke muligt på grund af vandværkets kapacitet og forbrugsmønstre, eller har det ingen effekt på BAM-indholdet, skal der umiddelbart fortsættes med uændret drift, hvis indholdet af BAM i drikkevandet er under 1 µg/l (under 10 gange grænseværdien). Hvis vandværket råder over mere end 1 boring, skal der pumpes mindst muligt fra den mest forurenede boring. Det skal imidlertid vurderes, om en reduktion af indvindingen fra den mest forurenede boring vil bevirke en spredning af BAM-forureningen til den anden indvindingsboring.

Hvis indholdet af BAM i grundvandet er så højt, at vandet ikke kan leveres som drikkevand, kan der etableres nødforsyning:

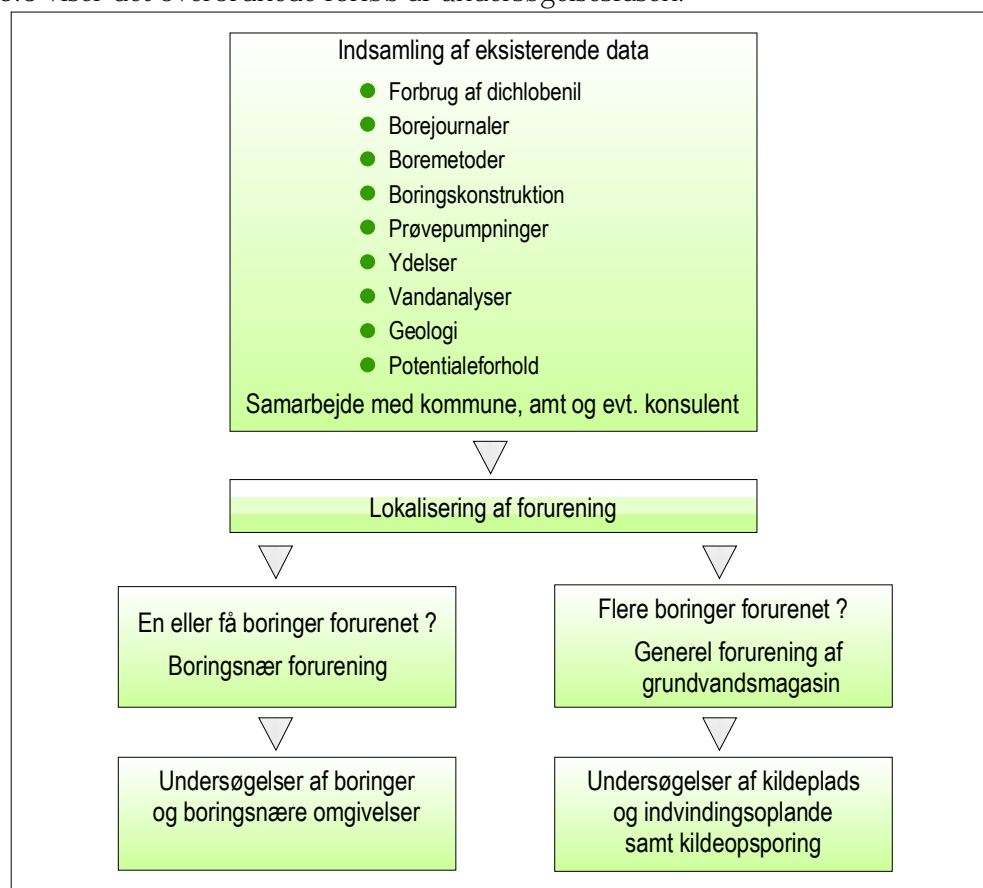
- Åbning af ventiler ved permanent forbindelse til andet vandværk
- Udlægning af midlertidige rørledninger mellem to vandværker
- Udkørsel af vand i tankvogne
- Rensning af vand i mobilt aktiv kulfilteranlæg

8.3.2 Større vandværk med flere borer

Et større vandværk med flere borer eventuelt spredt på flere forskellige kildefelter har som regel større indvindingskapacitet end nødvendig for at klare vandforsyningen. Vandværket har derfor flere muligheder for at omlægge vandindvindingen og råder dermed over en mere fleksibel vandforsyning. I de fleste forureningstilfælde med BAM vil der være forskel på koncentrationerne i de enkelte borer, og sandsynligheden for, at flere kildefelter vil være alvorligt forurenede, er lille. Et større vandværk har derfor flere muligheder for at opretholde driften og vil i de fleste tilfælde kunne levere drikkevand, som har indhold af BAM under grænseværdien. I stort set alle tilfælde vil indholdet i drikkevandet kunne holdes under 10 gange grænseværdien.

8.4 Undersøgelser af forureningsomfang

Formålet med at udføre undersøgelser som følge af BAM-forurening er at finde en eventuel forureningskilde, så en yderligere påvirkning af grundvandsmagasinet kan afværges. Endvidere danner undersøgelserne baggrund for en vurdering af de fremtidige muligheder for indvinding på kildepladsen. Figur 8.3 viser det overordnede forløb af undersøgelsesfasen.



Figur 8.3 Forløb af undersøgelsesfase ved BAM-forurening

8.4.1 Indsamling af eksisterende data

Som et led i opklaringsarbejdet er det vigtigt at indhente så mange data som muligt om vandindvindingen og driften af vandværket. Der skal fremskaffes oplysninger om den nuværende kildeplads og vandindvindingen samt historiske data om tidligere boringer og drift af vandforsyningen. Dataindsamlingen skal omfatte oplysninger om brug af ukrudtsmidler med dichlobenil, boringer, geologi, vandkvalitet og potentialeforhold.

Indsamlingen af data kan foretages ved henvendelse til:

- Vandværk
- Kommune
- Amt
- GEUS
- Boreentreprenører
- Analyselaboratorier

Det er dog først og fremmest vigtigt, at vandværket selv fremskaffer så mange oplysninger som muligt fra deres arkiver. Der kan eventuelt foretages interview med relevante personer fra vandværkets nuværende og tidligere drifts-personale og bestyrelse.

8.4.2 Lokalisering af forurening

De videre undersøgelser vil afhænge af, om der er tale om en magasinforurening eller en boringsnær forurening, som kan skyldes transport langs utætte borer. Hvis der er flere borer forurenede på en kildeplads, og der er påvist nogenlunde samme koncentrationer i borerne, kan det tyde på, at forureningen findes generelt i grundvandsmagasinet, og at kilden til forurening skal findes uden for kildepladsen. Dette har vist sig at være gældende for størstedelen af de påviste BAM-forureninger undersøgt i projektet.

Tegn på, at forureningen af grundvandet med BAM skyldes lækage i forbindelse med borer, kan være ét eller flere af følgende forhold:

- Brug af pesticider tæt på indvindingsboringerne
- Kraftig forurening af én eller flere borer på kildepladsen
- Stor forskel i koncentrationerne i de enkelte borer på samme kildeplads
- Forurening i en dybde, som tidsmæssigt ikke vil være muligt med en naturlig nedsivning gennem jordlagene.
- Geologiske forhold, hvor der ikke umiddelbart forventes at finde forurening f.eks. under tykke lag af smeltevandsler.

I tabel 8.3 er vist en liste over elementer, som kan vurderes for at fastlægge om forureningen findes generelt i grundvandsmagasinet eller er boringsbettinget. Listen er et godt værktøj ved tilrettelæggelse af undersøgelsesprogrammet.

		Undersøgelser i boring	Undersøgelser udenfor boring i nærområdet	Undersøgelser i indvindingsopland
Kilder og transportvej	Dichlobenil brugt på vandværk	+++	+++	+
	Andre boringsnære kilder	+++	+++	+
	Fjerntliggende kilder	+	++	+++
	Boringsnære sløjfede borer	+++	+++	+
	Forurenede recipienter	++	++	++
	Kilde kan ikke registreres	+++	+++	+++
Forurening i borer	Kun en boring forurenede	+++	+++	+
	Kun få borer forurenede	+++	+++	++
	Mange borer forurenede	++	++	+++
	Alle borer forurenede	+	++	+++
	Store konc. forskelle i borer	+++	+++	++
	Moniteringsboring opstrøms forurenede	+	++	+++
Geologi	Lerdække > 30 m	+++	++	++
	Lerdække < 5 m	+++	+++	+++
Boringens tilstand	Filterdybde > 40 m	+++	++	++
	Boring udført før 1925	+++	+++	++
	Boring udført før 1960	+++	+++	++
	Boring udført efter 1980	+++	+++	+++
	Boring udført efter 1990 og over 40 m dyb	++	+++	+++
	Boring udført før 1980 og mindre end 20 m dyb	+++	+++	++
	Ingen afpropning	+++	+++	++
	Prioritet af undersøgelser:	+++: 1.	++: 2.	+: 3.

Tabel 8.3 Tjekliste forud for etablering af undersøgelsesprogram

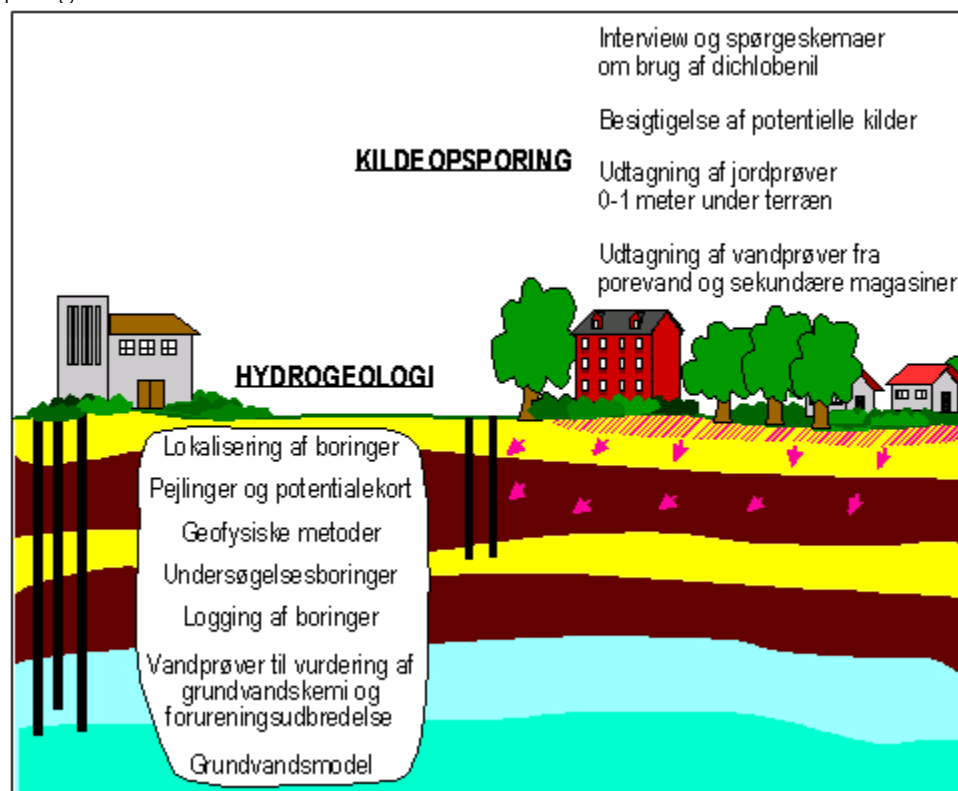
8.4.3 Undersøgelser ved magasinforurening

Ved en magasinforurening vil undersøgelserne dreje sig om at få beskrevet de geologiske og hydrogeologiske forhold i indvindingsoplandet for at kunne vurdere mulige strømningsveje og udbredelse af BAM-forurening. Undersøgelserne vil i høj grad supplere den indsamlede viden fremkommet gennem dataindsamlingen. Derudover kan undersøgelserne indeholde opsporing af kilder til BAM-forurening.

Undersøgelserne i projektet har vist, at der i et indvindingsopland til et vandværk ofte er mange kilder til BAM-forurening – især hvis indvindingen foretages i bynære omgivelser. En opsporing af kilderne til BAM-forurening i byområder vil derfor være et omfattende arbejde, hvor resultatet ofte vil være fund af mange tætliggende kilder. Det vurderes derfor ikke at være rentabelt at foretage kildeopsporing i byområder, med mindre der er kendskab til få kilder, hvor der har været anvendt betydelige mængder dichlobenil. Indvinder vandværket vand fra et område med bymæssig bebyggelse, vil der med stor sandsynlighed være forurening med BAM herfra.

Er der i indvindingsoplandet til et vandværk landområder, hvor tætheden af BAM-kilder vurderes at være væsentlig mindre, kan det overvejes at foretage en kildeopsporing for at lokalisere områder, hvor grundvandet ikke er udsat for BAM-påvirkning fra ovenliggende kilder. Af hensyn til mulige afværgetiltag og den fremtidige vandindvinding kan det være vigtigt at få kortlagt så mange kilder som muligt, for at kunne vurdere, om der sker tilstrømning af BAM-forurening fra hele indvindingsoplandet, eller om det er koncentreret om enkelte områder.

En oversigt over undersøgelser til at supplere den eksisterende hydrogeologiske viden samt undersøgelser til opsporing af kilder til BAM-forurening er vist på figur 8.4.



Figur 8.4 Oversigt over metoder til undersøgelse af generel magasinforurening med BAM

Et undersøgelsesprogram opdeles som regel i faser, så resultaterne fra de første undersøgelser kan bruges som baggrund og beslutningsgrundlag for det videre arbejde. De forskellige undersøgelser er beskrevet i den rækkefølge, som det i de fleste tilfælde vil være mest hensigtsmæssig at udføre dem i. Undersøgelser af grundvandsmagasinet og eventuel kildeopsporing skal som regel udføres sideløbende.

8.4.4 Undersøgelser ved boringsnær forurening

Ved mistanke om en boringsnær BAM-forurening, som transporteres til grundvandet via utætte borer, skal der udføres undersøgelser både i boringen og i nærområdet omkring boringen. Undersøgelser i projektet, jf. kapitel 4, har vist, at 84 % af de undersøgte borer er defekte. Koncentrationer af BAM i sekundære magasiner på typisk 1-10 µg/l kan i korte borer på mindre vandværker med en lille oppumpning under 10.000 m³/år være årsag til overskridelser af grænseværdien i det oppumpede vand. I borer med en større og mere jævn indvinding vil utætte boringskonstruktioner ikke alene kunne være årsag til den observerede BAM-forurening.

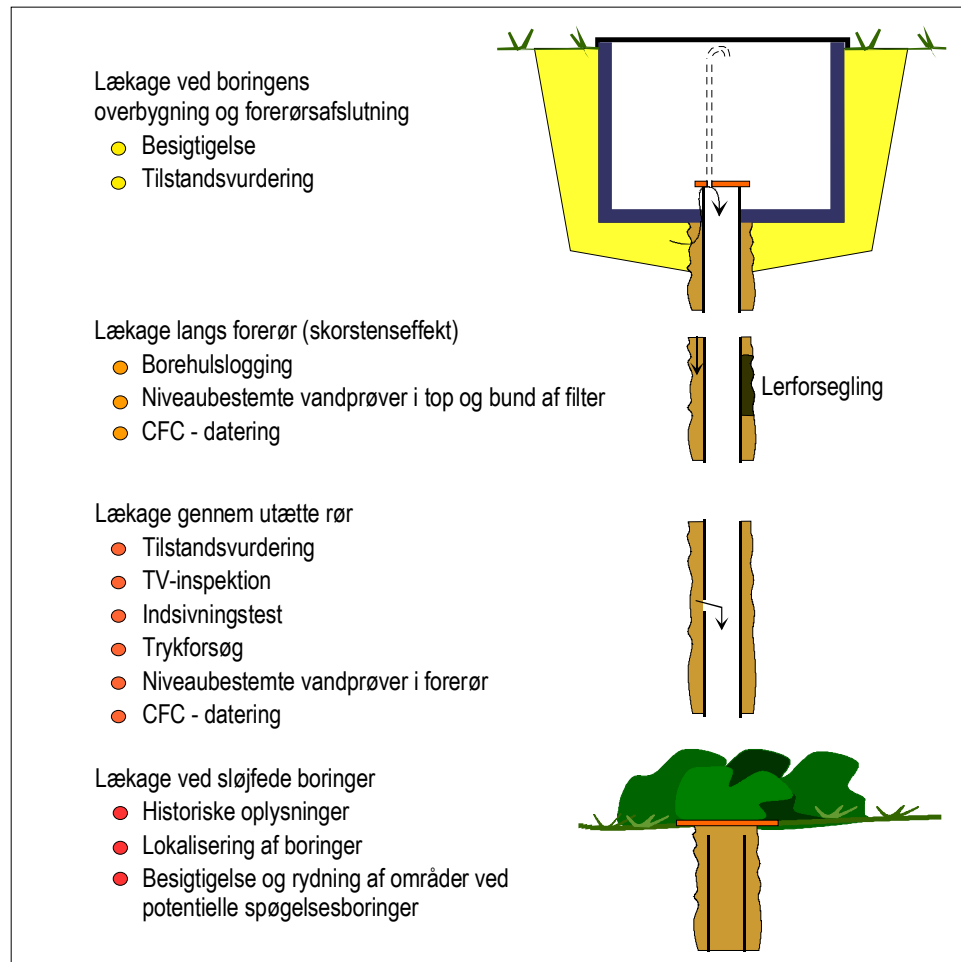
I størstedelen af de undersøgte forureningstilfælde i projektet er der tale om en magasinforurening eller en kombination af magasinforurening og boringsbettinget forurening. Kun i få tilfælde er der tale om en forurening alene forårsaget af en utæt boring.

Hvis de indledende undersøgelser og analyser med stor sandsynlighed har vist, at det er en utæt boring, der er årsag til BAM-forureningen, kan der indledningsvist foretages simple undersøgelser af boringen for at få be- eller afkræftet, om boringen er transportvej. Herefter kan der foretages yderligere undersøgelser af boringen eller af grundvandsmagasinet.

Simple og hurtige undersøgelser af boringen kan være TV-inspektion eller udtagning af vandprøve over filtret med pucker. Disse undersøgelser giver imidlertid kun informationer om utætheder i forerøret og ikke om nedsivning uden på forerøret (skorstenseffekt).

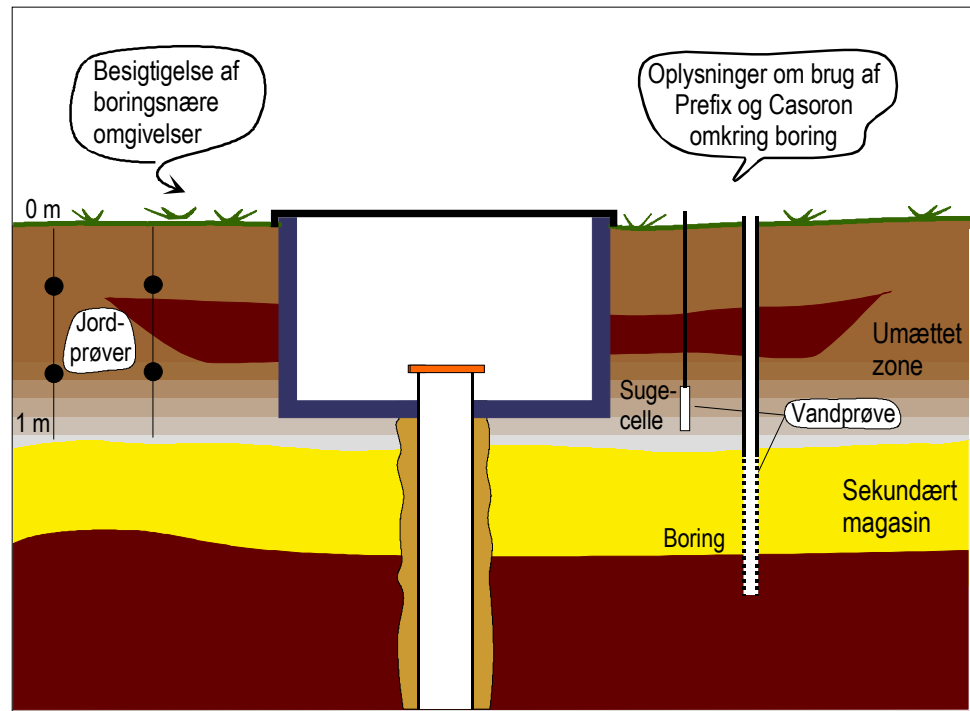
På baggrund af de udførte undersøgelser af boringen og kildeopsporingen foretages en vurdering af, om boringen kan være en mulig kilde og transportvej for forurening med BAM af grundvandet. Hvis det ud fra undersøgelseerne viser sig, at det sandsynligvis ikke er boringen, der er årsag til grundvandsforureningen, må man gå videre med undersøgelser og vurderinger som beskrevet i foregående afsnit om en generel forurening af magasinet. Undersøgelserne i projektet har vist, at forureningen i grundvandsmagasinet kan variere betydeligt over sted og derfor give anledning til at tro, at der kan være tale om en forureningstransport langs en utæt boring, hvor det senere viser sig at være en generel magasinforurening.

Der findes en lang række forskellige undersøgelser, der kan udføres for at give det bedst mulige billede af forholdene i og tæt på en utæt boring. På figur 8.5 er vist eksempler på undersøgelsesprogrammer sammensat efter lækagetype i boringen. En mere uddybende beskrivelse er givet i rapportens kapitel 4 og delrapport 1 "Forureningstransport via utætte borer – Litteraturopsamling samt undersøgelseserfaringer".



Figur 8.5 Eksempler på undersøgelser af forskellige lækagetyper i boringer

For yderligere at bekræfte, at der er tale om en forurening af grundvandet ved nedsivning gennem utætte boringer, kan der udføres en række undersøgelser af de boringsnære omgivelser med henblik på at finde en kilde til BAM-forureningen. Ved boringsnære omgivelser forstås normalt beskyttelseszonen omkring boringer på 20 x 20 meter, men området kan udvides, hvis der er mistanke om, at der kan have været anvendt Prefix eller Casoron andre steder på vandværksgrunden. En oversigt over undersøgelser til kildeopsporing i boringens nærområde er vist på figur 8.6.



Figur 8.6 Undersøgelser til opsporing af BAM-kilde i en borings nærrområde

9 Afværgemuligheder

Forurening med BAM findes allerede i dag på mange vandværker, og det må forventes, at forureningen vil kunne påvises alle steder, hvor der har været anvendt pesticider med dichlobenil eller chlorthiamid. Afhængig af de geologiske forhold vil vi forvente at finde BAM i grundvandet i en lang årrække fremover. Der er derfor et stort behov for at kunne afværge en forurening af grundvandet eller udføre tiltag, som kan forlænge levetiden af indvindingen på et vandværks kildeplads.

9.1 Valg af afværgetiltag

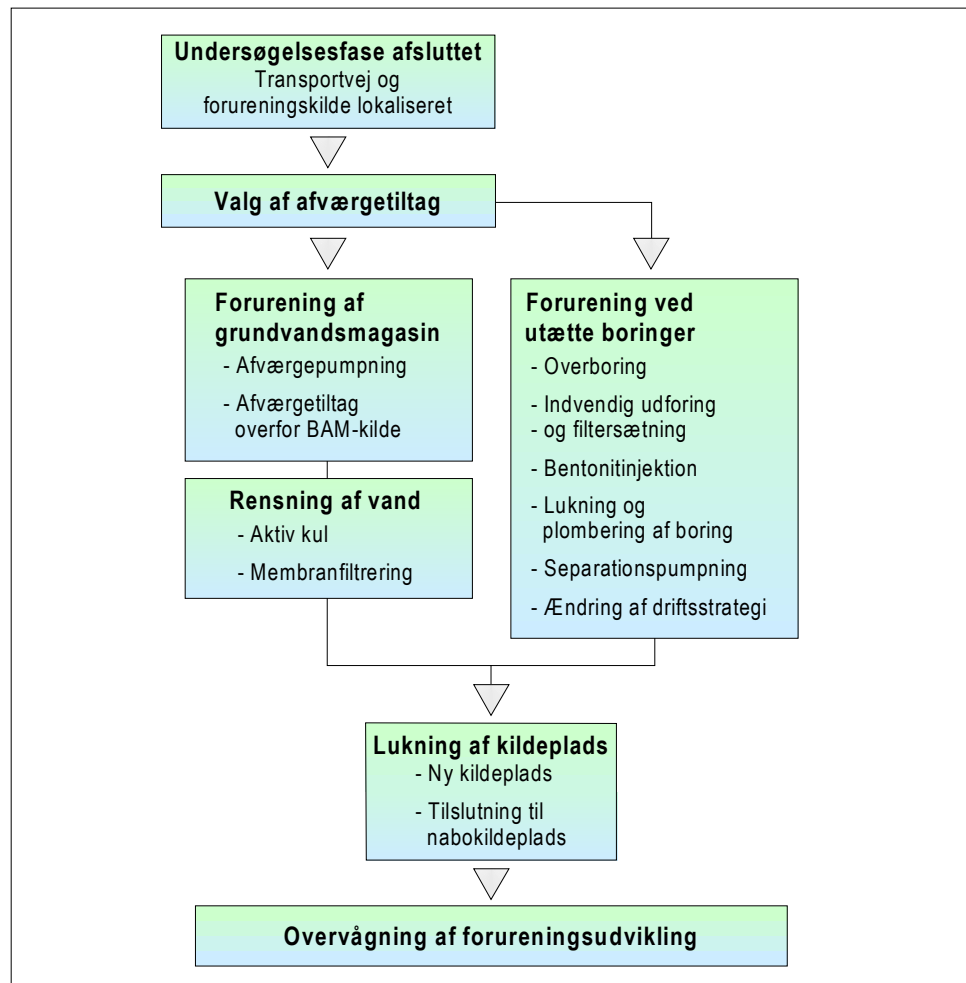
Forud for etablering af afværgeforanstaltninger er der som regel udført en række undersøgelser af BAM-forureningen, jf. kapitel 8, for at klarlægge, om der er tale om en generel magasinforurening, en boringsbetinget forurening eller en kombination af begge muligheder. I nedenstående tabel 9.1 er vist en række forhold, der kan have indflydelse på valg af afværgetiltag.

		Magasinforurening	Boringsbetinget forurening	Boringsbetinget - og magasinforurening
Kilde til forurening	Prefix brugt på vandværk	++	+++	+++
	Andre boringsnære kilder	++	+++	+++
	Kun fjerne kilder	+++	+	+
	Boringsnære sløjfede boringer	++	+++	+++
	Forurenede recipienter	+++	++	++
	Kilde kan ikke registreres	+++	+++	+++
Hvor er forureningen lokaliseret	Kun en boring forurenede	++	+++	++
	Kun få boringer forurenede	++	++	+++
	Mange boringer forurenede	+++	++	++
	Alle boringer forurenede	+++	+	++
	Monit.boring opstrøms forurenede	+++	+	++
	Forurening ved boring	++	+++	+++
	Højere konc. i forerør	+	+++	++
	Højere konc. i top af filter	+	+++	+++
	Konstant konc. ved volumenpumpning	+++	+	++
	Fald i konc. ved volumenpumpning	++	+++	++
	Stigning i konc. efter stop pumpning	+	+++	++
Sårbarhed	Ler > 30 m	++	+++	++
	Ler < 5 m	+++	+++	+++
Boringens tilstand	Filterdybde > 40 m	++	+++	++
	Boring udført før 1925	++	+++	++
	Boring udført før 1960	++	+++	+++
	Boring udført efter 1980	+++	+++	+++
	Boring udført efter 1990 og boringsdybde > 40 m	+++	++	+++
	Boring udført før 1980 og boringsdybde < 20 m	++	+++	+++
	Utæt boring	++	+++	+++
	Skorstenseffekt	++	+++	+++
+++ : Sandsynligt problem ++ : Problem kan ikke udelukkes + : Problem ikke sandsynligt				

Tabel 9.1 Hypotese om forureningssituation.

Som det fremgår af de foregående kapitler, er der normalt tale om en kompleks forureningssituation, idet moderstoffet til BAM er benyttet mange steder. Der er derfor mange mulige kilder og transportveje for forureningen, der skal indgå i overvejelserne ved etablering af afværgetiltag. Valg af afværgetiltag afhænger derfor af den aktuelle situation i indvindingsoplandet og på kildepladsen.

På figur 9.1 er vist en oversigt over vandværkets muligheder for handling overfor en BAM-forurening ved henholdsvis en magasinforurening og en boringsbetinget forurening.



Figur 9.1 Afværagemuligheder ved en magasinforurening og ved en boringsbetinget forurening.

Som vist i projektet er der i langt de fleste tilfælde med BAM-forurening tale om en magasinforurening eller en kombination af magasinforurening og forurening i forbindelse med utætte boringer. Kun i få tilfælde er det alene utætte boringer, der er årsag til forureningen.

Det betyder, at der i langt de fleste forureningstilfælde skal foretages afværgetiltag overfor en magasinforurening. Da det sjældent vil være muligt at lokalisere en velafgrænset kilde med tilhørende forureningsfase, der kan foretages målrettede afværgeforanstaltninger imod, vil afværgetiltaget ofte bestå af af-

værgespumpning, der kan forhindre forureningen i at sprede sig til uforurenede borer. I særlige tilfælde, hvor der kan lokaliseres en konkret BAM-kilde, kan afværgespumpningen målrettes mod denne, og der kan foretages forsøg på at fjerne kilden. I mange af de konstaterede tilfælde med BAM-forurening, som projektet har indhentet erfaringer fra, er det valgt at afværgespumpe fra eksisterende indvindingsboringer for at forhindre forureningen i at sprede sig til resten af kildepladsen.

Hvis undersøgelserne har vist, at boringen er utæt, og der sker en transport af BAM fra øvre jordlag til grundvandsmagasinet ad denne vej, kan der foretages renovering af boringen. Afværgetiltagene vil imidlertid ikke forhindre en eventuel forurening i at trænge ned til grundvandsmagasinet ved naturlig nedsivning, men det vil helt klart udskyde problemerne og forlænge levetiden af boringen. I mange tilfælde vil der som nævnt være andre forureningsveje end transport langs utætte borer til forurening af grundvandet med BAM. Det vil derfor ofte være nødvendigt med en kombination af boringsrenovering og afværgespumpning for dels at forcere udvaskningen af forureningen i boringens nærfelt samt dels at sikre en fortsat indvinding fra andre uforurenede borer på kildepladsen.

Det skal i hvert enkelt tilfælde vurderes, om de økonomiske udgifter står i forhold til den levetidsforlængelse, der opnås, eller om det er bedre at sløjfe boringen og finde et andet borested. På en del mindre vandværker med BAM-forurening har man valgt at lukke de forurenede borer og enten udført nye borer eller ladet vandforsyningen overtage af et nabovandværk.

I tilfælde, hvor det ikke er muligt at afværge en forurening eller fremskaffe alternativ vandforsyning, kan vandet renses for BAM. I Danmark er den overordnede politik, at vandforsyningen skal baseres på uforurenede grundvand, og at der kun kan tillades avanceret vandbehandling i en begrænset periode. Rensning af drikkevandet for BAM er indtil videre derfor kun indført på vandværker, som har regional betydning for vandforsyningen, og/eller hvor der ikke umiddelbart er alternative forsyningsmuligheder.

I det følgende er beskrevet de forskellige mulige afværgeforanstaltninger overfor BAM-forurening. Sidst i kapitlet er beskrevet mulighederne for at rense drikkevand for BAM. Afværgetiltag og renoveringsmetoder ved en boringsbetinget forurening er uddybet i delrapport 1 om "Forureningstransport via utætte borer - Litteraturopsamling samt undersøgelseserfaringer".

9.2 Afværgetiltag relateret til magasinforurening

9.2.1 Afværgespumpning

Afværgespumpning for BAM i grundvandet gennemføres med det formål at skabe et grundvandsskel for at forhindre/begrænse forurening i at sprede sig til uforurenede naboborer.

Afværgespumpning kan endvidere øge udvaskningen i grundvandsmagasinet og derved reducere varigheden af BAM-forureningen eller mindske koncentrationerne i det oppumpede vand som følge af fortynding. Den pumpeydelse, der kræves for effektivt at øge udvaskningen i grundvandsmagasinet, er imidlertid væsentligt større end den ydelse, der kræves for at fastholde forureningen, og afværgespumpning vil derfor sjældent sættes i værk for at øge udvask-

ningen. I tilfælde med artesiske forhold, hvor en afværgepumpning kan øge den nedadrettede gradient, og hvor der er en kilde til BAM-forurening omkring afværgeboringen, kan det overvejes at etablere afværgepumpning alene for at få vasket BAM ud af grundvandsmagasinet.

Effekten af en afværgepumpning – og dermed levetidsforlængelsen af en kildeplads – afhænger primært af de overfladenære hydrogeologiske forhold og kildestyrken for BAM, idet mobilitet af BAM er stor både i kalk- og sandmagasiner (kapitel 6). Eksempelvis observeres på Staurbyskov Vandværk, som indvinder fra et sandmagasin med relativt tynde dæklag, at koncentrationen af BAM i afværgeboringerne er blevet reduceret fra op til 4,1 µg/l til omkring 0,07-0,1 µg/l ved afværgepumpning over en periode på 5 år, jf. delrapport 2. Ligeledes på Tejn og Årslev vandværker observeres der en reduktion af indholdet af BAM under afværgepumpningen, jf. delrapport 1. For kildepladser med en mere kompleks geologi må forudsiges en mindre effekt og en længere tidshorison for afværgepumpningen.

Det er væsentlig at overvåge og styre afværgepumpning hydraulisk, således at vandskellet opretholdes, og indvindingsboringer ikke forurenes. Overvågningen sker ved hjælp af pejlinger og evt. ved brug af sonder i boringerne, som kontinuert kan overvåge vandspejlene i boringerne og styre afværgepumpningen herefter.

Fordele ved afværgepumpning:

- Forhindrer BAM i at sprede sig til uforurenede boringer.
- I de fleste tilfælde en vigtig og effektiv foranstaltning overfor forureningsspredning.
- Simpelt tiltag - typisk overgår en tidligere indvindingsboring til afværgeboring.

Ulemper ved afværgepumpning:

- Driftsomkostninger til pumper, analyser og hydraulisk styring af afværgepumpning.
- Bortledning af afværgvand - miljømæssige og økonomiske konsekvenser.
- Tidsperspektivet kan være langt.

Bortledning af afværgvand kan foretages til spildevandsanlæg eller recipient (f.eks. sø eller vandløb).

Ved udledning til spildevandsanlæg skal kommunen i henhold til Miljøbeskyttelsesloven give tilladelse hertil. Vandværket skal regne med, at der skal betales afledningsafgift af den afværgpumpede vandmængde.

Enhver udledning til recipient kræver tilladelse fra amtet i henhold til Miljøbeskyttelsesloven, og udledning til vandløb og søer kræver desuden udledningstilladelse i henhold til Vandløbsloven. Der er på landsplan meddelt få tilladelser til udledning af grundvand, der er forurenet med BAM. Miljøankenævnet slår fast i forbindelse med en ankesag af Frederiksberg Vandværks udledning af BAM-forurenet grundvand til Sorø Sø, at udledning af pesticider til vandmiljøet ikke må blive normen.

Afhængig af koncentration af BAM og kvalitetskravene til recipienten kan der stilles vilkår om rensning med aktivt kul inden udledning, så recipienten ikke forurenes eller fungerer som spredningsvej for forureningen. Miljøstyrelsen

har stadfæstet en tilladelse, som Fyns Amt har givet Årslev Vandværk til at udlede grundvand til Vindinge Å med en BAM-koncentration på under 1,0 µg/l. Overskrider indholdet denne værdi, skal vandet renses med aktivt kul inden udledning til åen.

Ud over krav til indholdet af BAM ved udledning til recipient kan amtet stille krav til indholdet af jern, ammonium og ilt. Dette kan betyde, at vandet skal ilttes inden udledning og i særlige tilfælde filtreres gennem et sandfilter.

Såfremt udledning til recipient eller spildevandsanlæg ikke kan lade sig gøre, kan det oppumpede grundvand eventuelt reinfiltres. Det forudsætter, at grundvandet renses med kulfilter, og at de overfladenære geologiske aflejringer har god infiltrationsevne. Reinfiltration vil bidrage til grundvandsdannelse og øge udvaskningen for herved at kunne reducere varigheden af BAM-forureningen i grundvandsmagasinet. Hvis ønsket er at forcere udvaskningen af BAM, er det væsentlig at have afgrænset BAM-forureningen præcist og reinfiltrere ved kilden. I forbindelse med dette projekt blev der udført et infiltrationsforsøg på Tejn Vandværk. Forsøget viste ingen entydig effekt på indholdet af BAM i grundvandet som følge af en øget infiltration omkring boringen (jf. delrapport 1).

9.2.2 Afværgetiltag overfor kilden

Afværgemuligheder overfor en konkret forureningskilde kan bestå af biologiske eller fysiske afværgetiltag. Der findes imidlertid p.t. ingen biologiske afværgemetoder over for BAM i grundvandet, og der foreligger ingen resultater, som tyder på, at BAM nedbrydes i grundvandsmiljøer, jf. kapitel 6.

Ved et fysisk afværgetiltag fjernes forureningskilden, eller der udføres foranstaltninger for at begrænse yderligere forurening herfra. Fysiske afværgetiltag overfor en BAM-kilde kan være:

- bortgravning af forurenede jord
- membran/befæstelse over kilde for at reducere nedsivningen fra de forurenede jordlag.

For at tiltagene skal have en effekt, forudsætter det et godt kendskab til BAM-kilden, og at den er afgrænset til et forholdsvis lille areal. Eksempelvis kunne det være beskyttelsesområdet på 20x20 meter omkring en indvindingsboring eller en forurenede gårdsplads. Tages udgangspunkt i eksemplet med den forurenede gårdsplads som skitseret i figur 5.1 vil afgravning af jorden indtil 3-4 meters dybde på den pågældende gårdsplads fjerne de 72 g dichlobenil, som resterer i jorden og som teoretisk vil kunne forurene ca. 800.000 m³ grundvand. Som nævnt i afsnit 5.2.3 vurderes den mængde dichlobenil, som resterer i jorden, at svare til gennemsnitlig 1 % af den totalt udbragte dichlobenil. Langt størstedelen af forureningen synes altså på vej ned eller har nået grundvandet. Reduktion af varigheden af BAM-forureningen i grundvandsmagasinet ved afgravning af den BAM-forurenede jord på gårdspladsen vurderes derfor temmelig begrænset i forhold til de omkostninger, der er forbundet hermed.

Fordele ved afgravning:

- Udvaskning af BAM fra umættet zone til grundvandsmagasinet begrænses.

Ulemper ved afgravning:

- Affaldshåndtering af forurenede jord - miljømæssige og økonomiske konsekvenser. I det tilfælde, der kendes til bortgravning af BAM-forurenede jord, er den miljømæssige konsekvens ved deponeringen vurderet som ubetydelig (Århus Kommunale Værker, 2000).
- Anlægsomkostninger.

Typisk vil afgravning kun komme på tale, hvor der er en boringsbetinget lækage eller ved udskiftning/renovering af tørbrønd, - hvor det alligevel er nødvendigt at afgrave - og kun såfremt BAM-forureningen udelukkende er lokaliseret til de boringsnære omgivelser.

En anden måde at afværge BAM-forureningen fra eksempelvis den omtalte gårdsplads er ved etablering af tæt befæstelse, f.eks. brolægning med tætte fuger eller asfaltering. Det vil reducere infiltrationen væsentlig udtrykt ved, at afløbskoefficienten stiger fra 0,2-0,3 på gruspladser til 0,8-1,0 på asfaltflader. Der er ikke kendskab til praktiske erfaringer med brug af membran eller befæstelse til at begrænse infiltrationen og derved reducere varigheden af BAM-forureningen i grundvandsmagasinet.

9.3 Afværgetil tag relateret til boringsbetinget forurening

I de følgende afsnit er først beskrevet forskellige renoverings- og afværgetiltag over for mulige transportveje i boringen. Efterfølgende er de enkelte renoveringsmetoder nærmere uddybet.

9.3.1 Udbedring af borings- og/eller forerørsafslutning

I tilfælde, hvor en besigtigelse og vurdering af tilstanden har vist, at der er utætheder ved borings- eller forerørsafslutning, kan det komme på tale at renovere boringen ved terræn. Mindre udbedringer er enkle at udføre, mens større udbedringer, f.eks. omlægning af overbygning fra defekt tørbrønd til ny tørbrønd, eller hvor det er muligt til overjordisk råvandsstation, er mere ressourcekrævende.

Mindre reparationer ved boringsafslutning kan f.eks. være:

- Udbedring af utæt dæksel.
- Fjerne mulighed for indløb til tørbrønd ved terræn.
- Tætte tørbrønd ved kabelindføringer.
- Tætte brøndringe, stige mv.
- Etablering af fast bund.
- Forhøje forerør.
- Tætte forerørsafslutning og bøsningrør mv.
- Sikre udluftning.

Større renoveringer i forbindelse med boringsafslutning kan være:

- Injektion med bentonit i opfyld omkring tørbrønd for at forhindre indtrængning af vand.

- Udskiftning af tørbrønd med overjordisk råvandsstation.

9.3.2 Renovering ved skorstenseffekt

I tilfælde, hvor der er konstateret lodret lækage på ydersiden af forerøret, kan der foretages følgende:

- Sløjfning af boring ved overboring og efterfølgende fjernelse af transportvejen ved afpropning/plombering med bentonit.
- Injektion med bentonit langs forerør.
- Overboring af eksisterende boring til under den dybde, hvor utætheden er konstateret. Efterfølgende foretages forsegling med bentonit fra terræn.
- Separationspumpning.

9.3.3 Renovering af utætte forerør

I tilfælde, hvor der er konstateret utætheder i forerør eller i forerørssamlinger, kan der foretages følgende:

- Sløjfning af boring og samtidig fjernelse af transportvej ved afpropning af forerør med bentonit.
- Indvendig udforing (nyt forerør med ydre bentonitafpropning). Dette kan kun lade sig gøre i boringer med stor dimension, da der efterfølgende skal være plads til pumpe, stigrør mv.
- Indvendig foring med ydre bentonitafpropning med filter og gruskastning under forerør (mindre dimension end eksisterende rør).
- Placering af tæt indvendig strømpe (relining).
- Separationspumpning.

9.3.4 Renovering af spøgelsesboringer

Såfremt det har været muligt at lokalisere en spøgelsesboring, skal der foretages en korrekt sløjfning af boringen, jf. Vandforsyningsloven, så den ikke lænere kan fungere som transportvej. Dette kan gøres ved:

- Opboring og fjernelse af forerør m.v. samt efterfølgende plombering med bentonit
- Opboring og efterfølgende retablering af filter, så den kan anvendes til afværgepumpning.

9.3.5 Beskrivelse af renoverings- og afværgemetoder

Overboring

Ved overboring bores der uden om den eksisterende boring, normalt med skylleboringsteknik. Der bores i en større dimension end den eksisterende boring, således at boringen udføres i intakte aflejringer, så der ikke opstår risiko for skorstenseffekt. Det skal endvidere sikres, at det eksisterende forerør ikke kollapsede som følge af belastning fra boremudder.

Overboring kan som nævnt i de foregående afsnit anvendes ved lækage udvendigt på forerør og ved sløjfning og plombering af boringer, hvor der er konstateret skorstenseffekt.

Der er p.t. kun kendskab til få vellykkede overboringer, som efterfølgende har vist sig at mindske BAM-koncentrationerne. I delrapport 1 er der givet et eksempel fra Varde, hvor en boring med et BAM-indhold på 1,3 µg/l blev overboret med udvendig skylleboreteteknik til 40 meters dybde. Efterfølgende blev borearbejdet fortsat med indirekte skylleboreteteknik til en større dybde i det samme magasin. I dag indvindes der fra boringen i 55 – 75 meters dybde uden spor af BAM. Efter en korrekt tætning fra den øvre del af magasinet og til terræn er der heller ikke længere spor af BAM i det niveau, hvor der tidligere blev indvundet fra.

Indvendig udforing- og filtersætning

Ved indvendig udforing sættes et nyt forerør indeni det eksisterende, og der afproppes mellem det nye og det gamle rør med en bentonitblanding eller betonstabiliseret bentonitblanding. I forbindelse med afpropping i åbne boringer placeres en packer i bunden af forerøret, men almindeligvis placeres samtidig et filter i boringen. I almindelige gruskastede boringer placeres et filter under det nye forerør, som gruskastes, før der tættes.

Metoden kræver, at dimensionen af det eksisterende rør er af en sådan størrelse, at der kan sættes et indvendigt rør med mindre dimension og stadig være plads til en pumpe i boringen. Ved metoden løses ikke den udvendige lækage på ydersiden af forerøret.

Indvendig udforing er udført rutinemæssigt på en del lokaliteter i forbindelse med forbedring af utætte forerør.

Bentonitinjektion

Der er udført flere forsøg med tætning af boringer langs med forerør foretaget med bentonitinjektion. Der kan i princippet enten injiceres under tryk fra mindre boringer udenfor forerøret eller fra bunden af forerøret. Det vil i begge tilfælde være svært at kontrollere effektiviteten af bentonitinjektionen.

Der er eksempler på forsøg med injektion langs forerøret ved at spule flere spidser i små dimensioner til forskellige niveauer på ydersiden af rørene, hvorefter der tryksprøjtes en bentonitblanding ind. Denne metode er vanskelig at kontrollere for, om den ønskede tætning fremkommer. Herudover er der risiko for, at ældre tærede stålrør kollapser på grund af det forøgede tryk, som benyttes.

Ved injektion fra bunden af forerøret er det ved reovering af eksisterende boring meget svært at styre processen. Metoden benyttes derfor normalt kun ved etablering af nye boringer, hvor forerørstætningen etableres, før der bores færdig i selve indvindingsmagasinet.

Lukning og plombering af boring

En løsning kan være at lukke og plumbere boringen og om nødvendigt lave en boringsnær erstatningsboring til afværgepumpning. Afværgepumpning er en effektiv metode til at forhindre en forurening i at spredes til andre dele af grundvandsmagasinet herunder uforurenede boringer. Hvis det besluttet at sløjfe en boring, skal der sikres mod fremtidige lækager langs den sløjfede boring, herunder skorstenseffekt. Sløjfning af en boring afhænger således af boringens tilstand, men skal som minimum udføres efter følgende retningslinier som angivet i Vandforsyningsloven:

- fjernelse af øverste del af forerør til 1 meter under terræn
- 2 meter betonstøbning fra 1-3 m u. t.
- 2 meter bentonitafpropning fra top af filter og op i forerørene
- herudover tilfyldning med filtersand

Hvis der er konstateret et utæt forerør, skal der foretages afpropning med ekstruderet bentonit eller bentonitstabiliseret bentonitblanding (Storebæltsblanding) i hele forerørsstrækningen.

Såfremt der er risiko for lækage langs ydersiden af forerør, vil ovennævnte metoder til sløjfning ikke være tilstrækkelig, idet metoderne ikke fjerner problemet med fortsat "skorstenseffekt" ned langs den defekte gruskastning. I disse tilfælde skal den eksisterende boring opbores i minimum samme dimension som den oprindelige boring, og forerør skal fjernes før plombering af hullet med ekstruderet bentonit eller bentonit-betonblanding.

Seperationspumpning

Ved boringsbetinget forurening findes forureningen ofte i bestemte niveauer, jf. kapitel 4. Der kan derfor med fordel foretages separationspumpning som afværgepumpning, hvor den kraftige forurening separeres fra den mindre forurenede. Endvidere minimeres de oppumpede vandmængder. Ved separationspumpning benyttes to eller flere pumper i boringen til at skabe et vandskel. Ligesom ved den sædvanlige afværgepumpning er det ved separationspumpningen vigtigt at være opmærksom på den hydrauliske styring og at overvåge vandspejlsænkninger (jf. afsnit 9.2.1).

Driftsstrategi

I tilfælde, hvor forureningskilden er lokaliseret til de boringsnære omgivelser, kan der foretages en gennemgang af driftsformen på kildepladsen. Det er en fordel at indvinde så jævnt over døgnet som muligt, da der herved skabes den mindst mulige sænkningstragt omkring boringerne, og risikoen for at trække en overfladenær BAM-forurening til reduceres, dels på grund af en reducerede nedadrettede gradient og dels fordi risikoen for at trække BAM ind gennem evt. utætheder i forerør reduceres pga. den mindre trykforskel over forerøret.

Forsøg med afværgepumpning på Tejn og Årslev vandværker har ikke vist nogle effekt på BAM koncentrationen afhængig af driftsformen (alternerende kontra jævn drift over døgnet, jf. delrapport 1). Det understreger, at det er væsentligt, at forureningen er afgrænset til de helt boringsnære omgivelser, for at driftsformen på kildepladsen kan have effekt på BAM-indholdet.

Renovering kombineret med afværgepumpning

Der vil som nævnt ofte være tale om, at BAM-forurening er opstået ved en kombination af boringsbetinget lækage og ved generel nedsivning via jordlagene omkring boringen. Derfor er det som hovedregel nødvendigt med en eller anden form for afværgepumpning efter boringsrenoveringen, dels med henblik på at forcere oprensningen i boringens nærfelt, dels for at sikre fortsat indvinding fra andre evt. uforurenede boringer i samme kildefelt.

9.4 Lukning af kildeplads

I nogle tilfælde vil det ikke være teknisk muligt eller økonomisk rentabelt at afværge en magasinforurening med BAM eller at renovere en utæt boring. Det kan således blive nødvendigt at lukke kildepladsen og enten etablere en ny kildeplads eller tilslutte vandværket til en anden vandforsyning. Denne form for

afværgetiltag benyttes hovedsageligt på mindre vandværker, som ikke råder over stor reservekapacitet spredt på flere kildepladser.

Vandværker, som har en høj grad af forsyningssikkerhed og/eller har udarbejdet en beredskabsplan til sikring af vandforsyningen i tilfælde med forurening eller andre driftsforstyrrelser, er godt rustet i tilfælde, hvor det bliver nødvendigt at lukke den eksisterende kildeplads.

9.4.1 Ny kildeplads

Etablering af en ny kildeplads kræver en del forundersøgelser for at kortlægge geologi, hydrogeologi, vandkvalitet, forureningstrusler, grundvandsbeskyttelse m.v. Som ressourcemyndighed på vandindvindingsområdet vil amtet råde over en del data og viden, som kan anvendes ved udpegning af et nyt indvindingsområde. Den eksisterende viden skal dog ofte suppleres med nye undersøgelser.

Etablering af en ny kildeplads kræver tilladelse fra amtet i form af bore- og indvindingstilladelser. Hvis kildepladsen placeres et stykke væk fra det eksisterende vandværk, skal der endvidere etableres lange råvandsledninger, eller der kan blive behov for at bygge et nyt vandværk. Etablering af en ny kildeplads kan være tidskrævende, og der kan gå op til flere år fra beslutningen om en ny kildeplads er taget, til den er i drift og leverer vand til forbrugerne. Trods grundige forundersøgelser kan man risikere, at den nye kildeplads også bliver ramt af forurening med BAM eller andre stoffer.

9.4.2 Tilslutning til anden vandforsyning

Tilslutning til en anden vandforsyning kræver etablering af en permanent ledningsforbindelse til vandværket eller forbindelse af de to vandforsyningers ledningsnet. Inden tilslutningen til en anden vandforsyning skal trykforholdene i ledningsnettet og nabovandværkets kapacitet vurderes for at sikre, at der kan leveres den nødvendige vandmængde til et acceptabelt tryk. Det kan blive nødvendigt at trykforøge vandet inden levering til forbrugerne i det forureningsramte vandværks forsyningsområde. Kommunens vandforsyningsplan kan være til god hjælp i sådanne situationer.

9.5 Rensning af vand

Rensning af vand for BAM kan foregå ved filtrering gennem aktiv kul eller membranfiltrering. I Danmark findes kun erfaringer med aktiv kul i forbindelse med rensning af drikkevand for BAM. Aktiv kulfiltrering har vist sig at være effektivt overfor BAM og uden bivirkninger for vandkvaliteten. I tilfælde, hvor drikkevandet skal renses for BAM, vil der derfor normalt vælges aktiv kulfiltrering.

9.5.1 Aktiv kulfiltrering

Aktiv kul er kendetegnet ved en meget stor overflade på cirka 1000 m²/g skabt ved opvarmning af kullene til cirka 800 °C. Kullets store overflade og evne til at adsorbere mange organiske stoffer som f.eks. BAM er grundlaget for brug af aktiv kul til vandrensning. For BAM er der konstateret en adsorptionskapa-

citet svarende til 1.000 m³ behandlet vand/kg aktiv kul ved rensning af grundvand (DTI, 1997). Adsorptionskapaciteten afhænger af kulypen, hvor porevolumen og det specifikke areal er de vigtigste karakteristika (Miljøstyrelsen, 1998b).

Til vandbehandling er det som regel granulært aktivt kul (GAC), der anvendes. Den aktive kul anvendes i filtre som sædvanlige filtermaterialer og typisk i en kornstørrelse på 1-1,5 mm. Filterdrift, returskylning og styring foretages som for sandfiltre i almindelighed (Miljøstyrelsen, 1995).

Organiske stoffer i vandet kan give anledning til mikrobiel vækst på kullene og dermed risiko for kim i vandet. Der skal derfor som regel være en sikkerhedsmæssig desinficering af drikkevandet efter kulfiltrering, f.eks. UV-behandling. En kontinuerlig gennemstrømning af filtrene er desuden med til at begrænse kimdannelsen.

For ikke at reducere kapaciteten af kullene skal vandets indhold af jern og mangan være fjernet i sandfiltre inden kulfiltrering. Aktiv kulfiltre vil derfor næsten altid skulle etableres efter den normale vandbehandling på vandværket. For at reducere anlæggets størrelse og anlægsomkostningerne vil en jævn drift af indvindingen og vandbehandlingen være nødvendig.

Når adsorptionskapaciteten er opbrugt, skal kullene udskiftes. Dette foretages af kulleverandøren, der samtidig tager de brugte kul med retur. Kullene kan som regel reaktiveres ved afbrænding og bruges igen. Det er vanskeligt at forudsige kullenes levetid, da især vandtypen og dens indhold af organisk stof har betydning herfor. Derudover peger erfaringerne fra Hvidovre Vandværk på, at de hydrauliske forhold i filteret endvidere har betydning for kullenes levetid.

Miljøstyrelsen har under vandfondsmidler iværksat et projekt om rensning af BAM med aktivt kul for at fastlægge rensningskapaciteten ved forskellige vandtyper. Foreløbige resultater viser, at rensningskapaciteten af BAM ikke er vidt forskellig fra rensningskapaciteten for meget mindre polære pesticider som f.eks. atrazin.

Fordele ved aktiv kulfiltrering:

- BAM fjernes effektivt fra vandet, og kulfilteret vil desuden yde sikkerhed mod andre, - måske ukendte, - miljøfremmede stoffer i råvandet.
- Drikkevandets kvalitet forbedres, også i andre henseender, hvilket betyder mindre eftervækst og udfældning af jern- og manganoxider i ledningsnet (Miljøstyrelsen, 1998b).

Ulemper ved aktiv kulfiltrering:

- Omkostningerne til drift og anlæggelse af kulfiltre. Prisen afhænger af vandværkets størrelse, idet anlægsomkostningers bidrag til behandlingsprisen er forholdsvis dominerende (Miljøstyrelsen, 1998b).
- Fra nogle kulyper kan udvaskes sporstoffer f.eks. arsen og nikkel (Miljøstyrelsen, 2000b)
- Affaldshåndtering af kul, miljømæssige og økonomiske konsekvenser
- Mikrobiel vækst, desinficering

Der skal indhentes tilladelse hos myndighederne ved anvendelse af aktivt kul til drikkevandsbehandling, jf. Vandforsyningsloven. Der er 5 vandværker i Danmark, som har fået en midlertidig tilladelse til brug af aktivt kul til fjernelse af BAM. Disse omfatter Breum Vandværk ved Viborg, Hvidovre Vandværk,

Vindeby Vandværk og Landet Vandværk på Tåsinge. Odense Vandselskab har derudover tilladelse til forsøg med rensning af BAM-forurenede vand i et åbent filter med aktiv kul. Tilladelsen er ikke udnyttet endnu.

Levetidsforlængelsen for et vandværk med BAM-problemer er ved aktiv kulfiltrering så vidt ubegrænset.

9.5.2 Membranfiltrering

Membranfiltrering foregår ved, at vand trykkes gennem en membran, der tilbageholder molekyler større end membranens poreåbning og tillader vandmolekylet at passere. Råvandet deles i koncentratet, der er spildevand fra filtreringen, og i permeatet, som er det rensede vand. Vandudnyttelsen vil typisk ligge mellem 70-90 %.

Af hensyn til drift og økonomi af membranlægget skal jern og mangan være fjernet fra vandet inden membranfiltreringen. For at minimere tilstopning af membranen skal vandet blødgøres inden behandling. Membranfiltrering er en avanceret proces, som kræver uddannet personale dels til den daglige drift og dels til rensning af membraner, der foregår med syre/base. Dertil kommer håndteringen af koncentratet, der indeholder opkoncentreret BAM og må bortledes til kloak eller bortskaffes på anden vis.

Metoden vurderes derfor at have begrænset anvendelse på vandværker.

Fordele ved membranfiltrering:

- BAM fjernes fra råvandet.

Ulemper ved membranfiltrering:

- Ændring i vandkemi og smag af drikkevand, da salte m.v. fjernes fra vandet. Eventuel opblanding med ikke membranfiltreret vand. Eventuel efterjustering af f.eks. pH.
- Energikrævende rensning.
- Mikrobiologisk vækst på membranen, evt. desinficering med UV-belysning.
- Affaldshåndtering af koncentrat, miljømæssige og økonomiske konsekvenser.
- Kemikalieopbevaring til rensning af membraner.

Projektet har ikke kendskab til, at membranfiltrering har været anvendt til fjernelse af BAM. Der er imidlertid kendskab til et igangværende omvendt osmoseanlæg i Danmark på Enø Strands Vandværk, hvor vandet renses for klorid (Miljøstyrelsen, 1995).

10 Konklusion

10.1 Konklusion af projektræsultater

BAM er det pesticid, der i vandværksboringer hyppigst findes over grænseværdien på 0,1 µg/l. Grundvandsovervågningens data viser, at stoffet er fundet i 24 % af de undersøgte boringer og i 10 % af tilfældene ligger fundene over grænseværdien. BAM-forurening er konstateret i indvindingsoplande beliggende i både by- og landområder. Dette kan relateres til forbruget af ukrudtsmidler med dichlobenil og chlorthiamid (Prefix og Casoron) på en lang række forskellige arealer i by- og landområder. Midlerne har været bredt anvendt af brugergrupper som private borgere, forskellige erhvervsvirksomheder og erhvervsbrancher samt offentlige forvaltninger og institutioner. De mange kilder til forureningen gør, at det kan være svært at identificere de primære sprednings- og transportveje for BAM-forureningen, og der vil ofte være tale om en kompleks forureningssituation.

Langt den største del af de BAM-fund, der er gjort, er relateret til dybdeintervallet 0-40 m u.t. Sammenstillinger af BAM-fund (baseret på grundvandsovervågningens data) med grundvandets kemiske sammensætning viser samtidig en tendens til, at der i vandprøver med større indhold af ilt og nitrat ofte findes BAM, hvilket viser, at de øverste sårbare dele af magasinerne ofte kan være forurenede med BAM. Der er herudover ikke påvist sammenhænge mellem BAM-fund og øvrige vandkemiske parametre, herunder synes database-søgninger ikke at pege i retning af, at redoxforholdene (og de herskende redox processer) i grundvandsmagasinerne er styrende for forekomsten af BAM.

Sammenstillinger af fordeling af BAM-fund og de geologiske forhold i Danmark er vanskelig alene udfra boringsoplysninger. Mere detaljerede studier af sammenhæng mellem tykkelsen af lerlag og fund af BAM bl.a. i Fyns Amt viser, at ved tykke dæklag af ler større end 15 m synes hyppigheden af BAM-fund mindre.

BAM-fund sammenstillet med arealanvendelsen omkring boringerne viser, at fundprocenten er stor ved arealer klassificeret under betegnelsen "landbrugsarealer, gartnerier og frugtplantager" samt ved arealer klassificeret som "åben bebyggelse" såsom parcelhusområder. Disse arealanvendelser tilsammen er forbundet med ca. 80 % af BAM-fundene i Danmark.

Utætte boringer har været under mistanke for at være årsag til en hurtig transport af BAM-forurening til grundvandsmagasinet. Udredningsprojektet viser, at der potentielt er risiko for lækage som følge af boringskonstruktionerne på grund af boremetode, udførelse, udbygningsmetode og materialevalg. Der er således fundet tegn på defekt boringskonstruktion i 84 % af 172 undersøgte boringer.

Ved forurening af vandet i en boring er der ofte tale om en kombination af magasinforurening og boringsbetinget transport. Feltundersøgelserne viser, at der findes et generelt problem med fejlbehæftede boringer, men i forhold til BAM-indholdene i vandforsyningsboringer spiller utæthederne en underord-

net rolle i forhold til den magasinforurening, som skyldes nedsivning gennem jordlagene. Der er ofte et bidrag fra boringsbetingede lækager, men på grund af lave indhold af BAM i det sekundære grundvand på typisk 1-10 µg/l og en ringe nedsivning gennem lækager vil fortyndingen bevirke, at koncentrationerne i almindeligt ydende boringer forårsaget af boringslækage normalt vil være under grænseværdien.

I korte indvindingsboringer på små vandværker med en mindre indvinding (omkring 10.000 m³/år) vil utætte boringer kunne udgøre et problem, da andelen af vand fra lækage udgør en større del af indvindingen.

Prefix og Casoron har været forbudt i Danmark siden 1997. På lokaliteter, hvor ukrudtsmidlerne tidligere har været brugt, er der i jordprøver fundet restkoncentrationer af dichlobenil på typisk under 100 µg/kg, men enkelte steder helt op til 1.320 µg/kg. Gennemsnitskoncentrationen i den øverste meter under terræn ligger på ca. 55 µg/kg. De påviste indhold af dichlobenil repræsenterer kun ca. 1 % af den mængde dichlobenil, der må have været umiddelbart efter udstrøning af midlerne. Hovedparten af den mængde BAM, der potentielt kan dannes, er således allerede nedsivet. Feltundersøgelser viser, at BAM dog stadig nedsiver fra kilderne ca. fire år efter, at Casoron og Prefix blev forbudt. Beregninger viser, at restkoncentrationerne af dichlobenil stadig vil kunne give anledning til nogen BAM-dannelse og BAM-nedsivning fremover.

De udførte sorptions- og nedbrydningsforsøg viser, at dichlobenil sorberer til alle undersøgte sedimenter. Sorptionen afhænger af indholdet af organisk stof og ler. Der er målt en særdeles kraftig sorption af dichlobenil i anaerob moræneler med retardationsfaktorer op til 984 (svarende til det antal gange transporten er forsinket i forhold til vand). Risikoen for transport af dichlobenil til grundvandszonen er derfor minimal, såfremt der under en overfladenær kilde findes et dæklag af reduceret moræneler. I muldlaget (0,25 m u.t.) er der ligeledes målt en kraftig tilbageholdelse af dichlobenil (retardationsfaktorer på mellem 43-103) pga. et højt indhold af organisk stof. Den kraftige sorption i denne zone hæmmer nedbrydningen af dichlobenil til BAM, idet der efter en forsøgsperiode på 436 døgn kun er målt en omsætning svarende til en 1.-ordens halveringstid i intervallet 2,6-12 år. Det kan således forventes, at dichlobenil vil kunne findes i overfladenære sedimenter i mange år fremover. Dette stemmer overens med de mange fund af dichlobenil i jordprøver udtaget ved kilderne. Den hurtigste omsætning af dichlobenil til BAM foregår i dybderne 0,25-0,75 m u.t., hvor der er målt halveringstider mellem 0,4-0,6 år. I sedimenter dybere end 0,75 m u.t. aftager nedbrydningsraten kraftigt med dybden, og i dybder større end 4 m u.t. er nedbrydningen af dichlobenil til BAM ubetydelig ($DT_{50} > 40$ år).

Der er målt en signifikant sorption af BAM i 18 ud af 22 undersøgte sedimenter. Sorptionen afhænger af indholdet af organisk stof og indholdet af ler. I sandede sedimenter er der målt retardationsfaktorer for BAM mellem 1,4-1,6, og i moræneler er der målt retardationsfaktorer mellem 1,5-8,3. BAM er som ventet vanskelig nedbrydelig, og i de undersøgte sedimenter fra umættet og mættet zone er det stort set kun i overjorden (0-0,75 m u.t.), at der forekommer en nedbrydning af BAM efter en forsøgsperiode på 436 døgn. Der er dog for én lokalitet målt en begrænset nedbrydning i dybdeintervallet ca. 5-6 m u.t., der ligger på grænsen imellem umættet og mættet zone. I de undersøgte sedimenter fra umættet zone er estimeret halveringstider mellem 3-16 år. Der er ikke påvist nedbrydning af BAM i grundvandszonen. Transporthastighe-

den af BAM i grundvandsmagasiner vil derfor primært være betinget af den begrænsede sorption.

Varigheden af en BAM-forurening afhænger af mange forskellige faktorer herunder kilderne til BAM-forureningen og de aktuelle forhold på kildepladsen. Under forudsætning af, at BAM ikke nedbrydes i den mættede zone, og at der findes BAM-kilder i indvindingsoplande i henholdsvis by- og landområder, viser modelleringer af forureningssituationen under forskellige geologiske hovedtyper i Danmark, at BAM-forureningen udgør et udbredt og langvarigt forureningsproblem. Modellsimuleringer peger i retning af, at der i fremtiden vil forekomme BAM-fund omkring og over grænseværdien i en række indvindingsboringer til vandværker. De højeste aktuelle koncentrationer og den korteste varighed vil findes i grundvandsmagasiner uden eller med ringe tykkelse af ler dæklag. Den længste varighed vil forekomme i områder, hvor BAM-forureningen sker gennem tykke lerlag. Denne type grundvandsmagasiner er den mest udbredte og intensivt udnyttede i Danmark. De højeste modellerede værdier af BAM forekommer i byområder. De modellerede værdier ligger generelt i intervallet 0 – 2 µg/l, hvilket ligger indenfor det samme interval, som typisk observeres i grundvandsovervågningen. Modelleringen peger i retning af, at de laveste fundværdier vil forventes i områder med tykke dæklag af ler, en tendens som også til en vis grad kan udledes fra data i grundvandsovervågningen. For de frie sandede grundvandsmagasiner giver modellen generelt for høje BAM-værdier sammenlignet med de observerede indhold. Det faktum, at BAM-forureningen ikke umiddelbart er mere udbredt i de vestjyske, sandede regioner i Danmark kan hænge sammen med, at belastningsmønstret med dichlobenil kan være mindre her (store landområder med stor afstand mellem BAM-kilder), og at mange af boringerne er markvandingboringer med stor afstand til BAM-kilder. Desuden synes en vis andel af de monitorerede boringer i de sandede vestjyske områder reelt at indvinde fra dybe magasiner under tertiære lerlag.

Der findes en række muligheder for at reducere forureningsudbredelsen med BAM og dens påvirkning af vandindvindingen og vandforsyningen. Ved en magasinforurening har afværgepumpning ofte vist sig effektiv. Det har i flere tilfælde været muligt at forhindre BAM-forurenede vand i at sprede sig til uforurenede boringer. Såfremt man har viden om, at boringsutæthed alene er årsag til BAM-forurening kan forskellige renoveringsmetoder af boringerne, herunder sløjfning af boringer, anvendes alt efter lækaetype. Som en sidste mulighed kan vandet renses med aktiv kul, inden det leveres til forbrugerne.

Grundvandsforurening med BAM er således et alvorligt problem for vandværkerne i Danmark. Såfremt der har været anvendt ukrudtsmidler med dichlobenil i et indvindingsopland vil der med stor sandsynlighed kunne påvises BAM i grundvandet. Forureningen vil kunne vare i en årrække. Som hjælp til vandværker, der bliver ramt af en BAM-forurening, er der på baggrund af projektets resultater udarbejdet en praktisk og operationel vejledning for vandværkernes håndtering af BAM-forurening.

10.2 Perspektivering

Projektet har vist, at BAM-forurening er og fortsat i en lang årrække vil være et meget udbredt problem for grundvandet i Danmark, såvel i byområder som i det åbne land. Problemets store omfang sammenlignet med andre pesticider skal relateres til BAMs helt specielle og uheldige karakter ved, at stoffet stort set er persistent og samtidig yderst mobilt.

Projektets resultater peger i retning af, at målsætningen om effektivt at kunne beskytte OSD-områderne mod forurening kan blive svær at imødekomme hvad angår BAM. Forskellige geologiske forhold kan udsætte forureningen i varierende grad, men synes ikke at kunne hindre forureningsnedsivning.

10.2.1 Fremtidig strategi

De mange og spredte BAM-kilder samt varigheden af BAM-forureningen i grundvandet taget i betragtning betyder en stor opgave for såvel myndigheder som for de enkelte vandforsyninger for at kunne opfylde målet om at kunne levere drikkevand til forbrugerne uden indhold af BAM over grænseværdien og helst helt uden BAM. Hertil kommer opgaven med samtidig at sikre mod forurening af andre stoffer. Den indsats, der er gjort indtil nu, bør derfor tages op til revision.

Det anbefales, at der iværksættes udrednings- og udviklingsarbejder med henblik på at skabe det nødvendige grundlag for en målrettet indsats, som f.eks.

- Iværksættelse af udrednings- og forskningsarbejder til videre belysning af BAM's skæbne i jord- og grundvandsmiljøet med bl.a. fokus på, om der sker selv en lille nedbrydning af BAM i grundvandet og om adsorptionen af BAM sker irreversibel, hvilket har stor betydning for varigheden af BAM-forureningen. Herudover er der behov for yderligere viden om transportvejenes betydning for varigheden.
- Undersøgelser af massebalancen for BAM i vandets kredsløb
- Vurdering af konsekvensen af de mange utætte boringer for pesticidnedsivning samt vurdering af mulighederne og effekten af afværgepumpninger.
- Detailundersøgelser af BAM's toksikologiske egenskaber med henblik på accept af midlertidige overskridelser af grænseværdier, etc.

Der er behov for en integreret indsats fra amter og vandforsyninger, hvor der bør sættes fokus på:

- En analyse af hyppigheden af fund, niveauer og regional udbredelse
- overvågning af kilderne
- overvågning af grundvandsressourcen
- eventuel fjernelse eller reduktion af kilderne
- fjernelse eller reduktion i unødige transportveje for forureningen (fx utætte boringer)

Meget tyder på, at mange af vandværkerne før eller siden vil få problemer med BAM-forurening og dermed forsynings sikkerheden. Der er et behov for en fremadrettet handlingsplan for det enkelte vandværk, så vandværket er beredt på at skulle håndtere en sådan eventuel forurening bedst muligt.

Handlingsplanen bør tilrettelægges i samarbejde med amt og kommune, idet det er væsentligt at få indplaceret og sammenholdt det pågældende indvindingsopland i forhold til det mere regionale kendskab til området, amtets øvrige kortlægningsarbejder og de kommunale forsyningsplaner.

Endvidere bør vandværkerne etablere et tættere samarbejde indbyrdes samtidig med, at de udarbejder en beredskabsplan for vandværket, så der kan gøres en hurtig indsats i tilfælde af en konstateret forurening.

11 Referencer

- Beynon, K.I. og A.N. Wright, A.N. 1968. Breakdown of the herbicide ¹⁴C-chlorthiamid. I.-Laboratory studies of the breakdown in soils. *J. Sci. Fd. Agric.* 19:723-726.
- Beynon, K.I. og A.N. Wright. 1972. The fates of the herbicides chlorthiamid and dichlobenil in relation to residues in crops, soils, and animals. *Residue Rev.* 43:23-53.
- Brettmann, K. L., Jensen, K. H. og Jacobsen, R. 1993. Tracer test in Fractured Chalk 2. Numerical Analysis. *Nordic Hydrology*, 24.
- Bruun, L. 1998. Pesticidanalyse ved hjælp af immunkemiske metoder. ATV Møde om Pesticider i Grundvand og Drikkevand. 28. oktober 1998.
- Danmarks Statistik. 2000. Statistisk Årbog.
- Grundvandsovervågning 1999. Rapport udarbejdet af Danmarks og Grønlands Geologiske undersøgelse samt Miljø og Energiministeriet.
- GEUS. 2000a. Boringsdatabase, PC-Jupiter.
- GEUS. 2000b. Grundvandskemisk database, GVK.
- Grundvandsovervågning 2000. Rapport udarbejdet af Danmarks og Grønlands Geologiske undersøgelse samt Miljø og Energiministeriet.
- Haderslev Vandforsyning. 1999. Eskærhøjværket - Pesticidforurening. Grundvands- og stoftransportmodel. Krüger.
- Heinonen-Tanski, H. 1981. The interaction of microorganisms and the herbicides chlorthiamid and dichlobenil. *J. Scientific Agric. Soc. Finland.* 53: 341-390.
- Jacobsen, R., Jensen K. H. og Brettmann, K. L. 1993. Tracer test in Fractured Chalk 1. *Nordic Hydrology*, 24.
- Jensen, K. H., Bitsch, K. og Bjerg, P. L. 1991. Vejen Injektionsforsøg: Dispersion. *Vand og Miljø*, 5.
- Jernlås, R. 1990. Mobility in Sandy Soils of four Pesticides with Different Water Solubility. *Acta agric. Scand.* 40:325-340.
- Jørgensen, P. R., Hoffmann, M., Kistrup, J., Bryde, C., Bossi, R. og Villholth, K. 2001. Preferential flow and pesticide transport in a clay-rich till: Field, laboratory and modeling analysis. SMP96. Submitted manuscript.
- Klint, K. E. S., Abildstrup, C. H., Gravesen, P., Jakobsen, P. R. og Vosgerau, H. 2001. Sprækkers oprindelse og udbredelse i moræner. *Vand & Jord*, september.

- Miljø- og Energiministeriet. 1997. Lov om støtte til forureningstruede vandindvindinger. Lovbekendtgørelse nr. 326 af 14. maj 1997.
- Miljø- og Energiministeriet. 1999. Bekendtgørelse om lov om vandforsyning m.v. Lovbekendtgørelse nr. 130 af 26. februar 1999 med senere ændringer. (Vandforsyningsloven).
- Miljø- og Energiministeriet. 2001a. Bekendtgørelse om vandkvalitet og tilsyn med vandforsyningsanlæg nr. 871 af 21. september 2001. (Drikkevandsbekendtgørelsen).
- Miljø- og Energiministeriet. 2001b. Bekendtgørelse om støtte til forureningstruede vandindvindinger. Bekendtgørelse nr. 718 af 12. september 1997. Senest ændret med Bekendtgørelse nr. 843 af 24. september 2001.
- Miljøstyrelsen. 1995. Udnyttelse og rensning af forurenede grundvand.
- Miljøstyrelsen. 1996. Orientering fra Miljøstyrelsen Nr. 1. Oversigt over godkendte bekæmpelsesmidler 1996. Miljø- og Energiministeriet.
- Miljøstyrelsen. 1997. Vejledning fra Miljøstyrelsen nr. 2. Boringskontrol på vandværker. Miljø- og Energiministeriet.
- Miljøstyrelsen. 1998a. Migration and degradation of pesticides in fractured clayey till. *Pesticides Research*, 37.
- Miljøstyrelsen. 1998b. Vandrensning ved hjælp af aktiv kulfiltre. Miljøprojekt nr. 391.
- Miljøstyrelsen. 2000a. Zonering. Detailkortlægning af arealer til beskyttelse af grundvandsressourcen. Vejledning nr. 3.
- Miljøstyrelsen. 2000b. Afgivelse af stoffer fra filtermaterialer til drikkevand. Arbejdsrapport nr. 12.
- Miljøstyrelsen. 2002. Håndtering af BAM-forurening på vandværker. Pjece til brug for mindre vandværker.
- Montgomery, M., T.C. Yu og V.H. Freed. 1972. Kinetics of dichlobenil degradation in soil. *Weed Res.* 12:31-36.
- Nimmo, W.B. og Verloop, A. 1975. Weitere Untersuchungen über den Abbau von Dichlobenil und 2,6-dichlorbenzamid im Boden. *Z. Pfl.krankh. Pfl.schutz Sonderh.* 7:147-152.
- Organisation for Economic Co-operation and Development. 1993. OECD guidelines for testing of chemicals. 106 Adsorption/desorption. OECD, Paris, France.
- Pedersen, P.G., H. Mosbæk, og H-J. Albrechtsen. Submitted. Fate of Eleven Pesticides: in Eight Danish Aerobic and anaerobic aquifers. *J. Environ. Qual.*

- Sørensen, M. 2000. GIS anvendt på BAM forurenede boringer i Danmark. Studenter projekt udført ved Institut for Planlægning, DTU i samarbejde med Geologi og Geoteknik (nu Miljø & Ressourcer), DTU.
- Sørensen, M. 2001. Monitoring af grundvandsrelaterede data i GIS. Specialeafhandling udført ved Institut for Planlægning, DTU i samarbejde med Geologi og Geoteknik (nu Miljø & Ressourcer), DTU.
- Therrien, R. og E. A. Sudicky. 1996. Three-dimensional analysis of variably-saturated flow and solute transport in discretely-fractured porous media. *Journal of Contaminant Hydrology*.
- Thorling, L. og O. D. Jensen. 2002. Utætte boringer og punktkilder. ATV-møde "Pesticider og punktkilder", Schæffergården, 31. januar 2002.
- Tomlin, C. (ed.). 1994. *The Pesticide Manual. Incorporating the Agrochemicals Handbook*. 10th Ed. Crop Protection Publications.
- Tuxen, N., P.L. Tüchsen, K. Rügge, H.-J. Albrechtsen og P.L. Bjerg. 2000. The fate of seven pesticides in an aerobic aquifer studied in column experiments. *Chemosphere* 41:1485-1494.
- Vandfonden. 2000. Økonomisk støtte til mindre vandforsyninger i Danmark. Oplysningspjece udsendt af Vandrådet. Juni 2000.
- Verloop, A. 1972. Fate of the herbicide dichlobenil in plants and soil in relation to its biological activity. *Residue Rev.* 43:55-103.
- Verschueren, K. (ed.). 1996. *Handbook of Environmental data on Organic Chemicals* (3th Ed.), Van Nostrand Reinhold.
- Århus Kommunale Værker. 2000. Pesticidundersøgelser og boringsrenovering. Beder og Åbo Kildepladser. Dansk Geofysik.

BILAG A: Liste over øvrige erfaringsundersøgelser, som er inddraget i udredningsarbejdet

Assens Kommune. 1997. Forurening med pesticider. Handlingsplan.. Kemp & Lauritzen Vand & Miljø A/S.

Frederiksberg Vandværk, 2000. BAM undersøgelse i Frederiksberg Vandværks indvindingsområde. Rambøll.

Frederiksberg Vandværk. 1999. Hydrogeologisk undersøgelse. Rambøll.

Fyns Amt. 1998. Information om Staurbyskov Vandværk.

Fyns Amt. 2001. Kortlægning i indsatsområdet ved Middelfart. Fase 1. HOH Vand & Miljø A/S.

Fyns Amt. 2001. Undersøgelse af pesticidforurening. af grundvandet på Tåsinge. WaterTech A/S.

GEUS. 2000. Undersøgelse for Roskilde Amt af tre overvågnings-boringer med glyphosatfund. Detailundersøgelse af mulig lækage i eller omkring boringerne. Rapport 2000/84.

GEUS. 2000. Undersøgelse af BAM forurening på Brabrand Kildeplads ved hjælp af immunkemiske BAM-analyser og CFC-datering af grundvand.

GEUS. 2000. Undersøgelse af landovervågningsboringerne DGU nr. 165.295 - 165.297 i LOOP område 4, Lillebæk, Fyns Amt. Rapport 2000/47.

Haderslev Vandforsyning. 1999. Eskærhøjværket. Kortlægning af pesticidforurening. Krüger.

Haderslev Vandforsyning, Eskærhøjværket, 1999. Indledende test af boringslækage. Boring 152.194 og 152.06J. Krüger.

Haderslev Vandforsyning. 1999. Eskærhøjværket - Pesticidforurening. Grundvands- og stoftransportmodel. Krüger.

Haderslev Vandforsyning. 1999. Eskærhøjværket. Grundvandsforurening. Resume af undersøgelsesresultater. Krüger.

Hvidovre Kommune, 1996. Kortlægning af pesticidforbrug i Hvidovre Kommune. Kemp & Lauritzen A/S.

Hvidovre Kommune, 1998. Kortlægning af vandførende zoner i kalk- og kridtmagasinet. HOH Vand & Miljø A/S.

Hvidovre Kommune, 2000. Forureningsundersøgelse. Tidligere gartneri Frandsen, Byvej 78-98, Hvidovre. HOH Vand & Miljø A/S.

Hvidovre Kommune, 2001. Erfaringsopsamling fra forureningsundersøgelser af gartnerier i Hvidovre. HOH Vand & Miljø A/S.

Københavns Amt, 2001. Indledende forureningsundersøgelser af 25 gartnerier i Taastrup og Ishøj Kommuner. HOH Vand & Miljø A/S.

Københavns Vand. 1998. Thorsbro Vandforsyning. Kildeopsporing af pesticidforurening. Dansk Geofysik.

Københavns Vand. 2000. Undersøgelse af pesticidforurening og mulige transportveje. Thorsbro Vandværk. HOH Vand & Miljø A/S.

Københavns Vand, 2000. Kilder til BAM-forurening. Pesticider i grundvand og drikkevand – Hvor længe endnu? ATV-møde 25. november 1999.

Marstal Vandforsyning. 1996. Revurdering af indvindingsmuligheder ved Torup Kildefelt. Status for pesticidbelastning ved Ellenet og Klavsenskov Vandværk. Rambøll.

Marstal Vandforsyning. 1998. Status for Ellenet Kildefelt. Notat nr. 1. Rambøll.

Middelfart Kommune. 1996. Staurbyskov Vandværk. Udpegning af borested på basis af MEP-profiler. Kemp & Lauritzen A/S.

Middelfart Kommune. 1996. Staurbyskov Vandværk. Forurening med pesticider. Handlingsplan. Kemp & Lauritzen A/S.

Middelfart Kommune. 1996. Staurbyskov Vandværk. Forurening med pesticider. Kildeopsporing Fase 1. Kemp & Lauritzen A/S.

Odense Vandselskab. 2000. Rapport vedr. renovering af boring E13.

Odense Vandselskab A/S. 2001. Rapport vedr. saltinjektionsforsøg.

Odense Vandselskab A/S. 2001. Teknisk rapport for kildepladsprojekt Dalum. BM-consult/Water Vision A/S.

Strøby Egede Vandværk, 2001. Tilstandsrapport for Andelsselskabet Strøby Egede Vandværk. Per Bøgelund-Hansen. Foreløbig udgave.

Søllerød Kommune. 2000. BAM-trusler mod Nærum og Trørød Kildefelter. Statusrapport. HOH Vand & Miljø A/S.

Søllerød Kommune, Vandforsyningen. 2001. BAM-forurening: Boreundersøgelser på Attemosevej. Dobbeltpumpe og på Trørød-kildepladsen. Forslag til handlingsplan på kildepladser. HOH Vand & Miljø A/S.

Tejn Vandværk - Muredam-kildepladsen. 2001. Undersøgelser af BAM-forurening - statusnotat. HOH Vand & Miljø A/S.

Varde Kommune. 1997. Kildepladsanalyse - Lerpøtvej. Kemp & Lauritzen Vand & Miljø A/S.

Varde Kommune. 1998. Datarapport over boringer på Lerpøtvej og Bakkevej Kildepladser. HOH Vand & Miljø A/S.

Varde Kommune. 1999. Gammalog og TV-inspektion af boringer på Lerpøtvej og Bakkevej Kildepladser. HOH Vand & Miljø A/S.

Århus Amt, 1999a. Gartnerundersøgelse, Kærbakken 11, Samsø.

Århus Amt, 1999b. Gartnerundersøgelse, Vestervej 11, Hørning.

Århus Amt, 2001. Gode råd ved teknisk boringskontrol. Et element i kildepladsvurderingen.

Århus Kommunale Værker. 2000. Pesticidundersøgelser og boringsrenovering. Beder og Åbo Kildepladser. Dansk Geofysik.

Årslev Vandværk. 2000. Afværgepumpning og kildeopsporing - statusnotat. HOH Vand & Miljø A/S.