

# Vurdering af koncentration og varighed af BAM-forurening i Grundvand

Delrapport 4

Peter R. Jørgensen og Jens P. Kistrup  
Københavns Universitet, Geologisk Institut

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

<b>FORORD</b> .....	<b>5</b>
<b>SAMMENFATNING OG KONKLUSIONER</b> .....	<b>7</b>
<i>Modelforudsætninger</i> .....	7
<i>Modelresultater</i> .....	7
<b>SUMMARY AND CONCLUSIONS</b> .....	<b>13</b>
<b>1 INDLEDNING OG FORMÅL</b> .....	<b>17</b>
<b>2 MODELOPSÆTNING</b> .....	<b>18</b>
2.1 HYDROGEOLOGISK MODEL .....	18
2.1.1 <i>Modelopland</i> .....	18
2.1.2 <i>Geologiske hovedtyper</i> .....	18
2.2 NUMERISK MODEL.....	21
2.2.1 <i>Modelkoder og parameterisering</i> .....	21
2.1.2 <i>Strømning og vandindvinding</i> .....	27
2.1.3 <i>Forureningskilder</i> .....	29
2.3 MODELFØLSOMHED .....	31
2.3.1 <i>Dæklag</i> .....	31
2.3.2 <i>Grundvand og indvindingsboringer</i> .....	38
<b>3 MODELRESULTATER</b> .....	<b>43</b>
3.1.1 <i>Massebalance for BAM udvaskningen i sandjord (hovedtyperne 1, 5 og 6)</i> ..	46
3.1.2 <i>Frit sandmagasin (geologisk hovedtype 1)</i> .....	46
3.1.3 <i>Massebalancer for BAM udvaskning i lerdæklag (hovedtyperne 2, 3 og 4)</i> ...	53
3.1.4 <i>Spændt sandmagasin under morænelag (hovedtype 2 og 3)</i> .....	55
3.1.5 <i>Spændt kalkmagasin under bundmoræne, (Geologisk hovedtype 4)</i> .....	61
3.1.6 <i>Spændt sandmagasin under indlejret usprækket ler med og uden</i> <i>"sandvinduer", (Geologisk hovedtype 5 og 6)</i> .....	65
3.1.7 <i>Enkelt-kilde situationer</i> .....	70
<b>4 SAMMENFATTENDE VURDERING</b> .....	<b>73</b>
<b>5 LITTERATUR</b> .....	<b>79</b>
<b>6 BILAG 1. TEMAFIGURER 1 – 26</b> .....	<b>81</b>



# Forord

Foreliggende delrapport under projektet ”Pesticider og Vandværker” indeholder modelbaserede vurderinger af omfang og varighed af BAM forureningen i grundvand i Danmark.

Undersøgelsen er udført af Peter R. Jørgensen og Jens P. Kistrup, Geologisk Institut, Københavns Universitet, suppleret af Hans Christian Loer Hansen og Martin Hoffmann, Hedeselskabet, Roskilde. Kvalitetssikring af rapporten er udført af Flemming Larsen, Institut for Miljø og Vandressourcer, DTU.

Undersøgelsen er finansieret af Miljøstyrelsen. En del af modeludviklingsarbejdet i projektet er finansieret af Københavns Universitet, Geologisk Institut og EU’s 5. rammeprogram under projektet ”Pesticides in European Groundwaters: detailed study of Representative Aquifers and Simulation of possible Evolution scenarios (PEGASE).

Udover generelle geohydrologisk data har projektet inddraget data fra Det Strategiske Miljøforskningsprogram (1992-2000) vedr. forureningsstoffers, herunder pesticiders, opførsel i opsprækkede jordlag. Konkrete BAM data i modelarbejdet er indsamlet i projektets øvrige delprojekter (delrapporterne 1 - 3). Modelleringen er løbende diskuteret og koordineret i projektgruppen under ledelse af HOH, Vand og Miljø og i projektets styringsgruppe bestående af:

Christian Ammitsøe, Miljøstyrelsen (formand)

Ann-Katrine Pedersen, Københavns Energi  
Jens Bastrup, Danske Vandværkers Forening  
Jørn Ole Andreasen, Århus kommunale værker  
Richard Thomsen, Århus Amt  
Morten Sørensen, Fyns Amt



# Sammenfatning og konklusioner

## Modelforudsætninger

Rapporten indeholder vurderinger af BAM forureningens forventede gennemsnitlige omfang og varighed i grundvand og vandværksboringer fordelt på de mest udbredte geologiske hovedtyper af grundvandsmagasiner i Danmark. Vurderingerne er baseret på modelberegninger udført for et 21 km<sup>2</sup> stort modelopland vha. grundvandsmodellerne FRAC3Dvs og MODFLOW/MT3D.

Modeloplandet danner den overordnede ramme for følgende geologiske hovedtyper (figur 2) af grundvandsmagasiner,

1. tykt (90 m) sandmagasin uden lerlag (hovedtype 1)
2. tykt sandmagasin under 6, 16 og 30 m lerlag (hovedtype 2)
3. tykt sandmagasin under randmoræne (hovedtype 3)
4. tyndt kalkmagasin (20 m) under 6, 16 og 30 m lerlag (hovedtype 4)
5. sandmagasin under indlejrede lerlag med og uden sandvinduer (hvh. hovedtype 5 og 6).

I modelleringen er anvendt skønnede gennemsnitlige vandbalanceforhold og karakteristiske geologiske forhold for de geologiske hovedtyper, herunder betydningen af sprækker og sandlag i lerede dæklag.

Vedrørende pesticidnedbrydningsproduktet BAM og moderstoffet dichlobenil, bygger modelberegningerne dels på laboratoriemålte data for nedbrydning og binding af de to stoffer, og dels på følgende antagelser og skøn vedrørende anvendelsen af dichlobenil,

1. behandling med dichlobenil er udelukkende sket indenfor byområder og landbrugsområder (74% af Danmarks areal, 1982-tal)
2. det behandlede areal er 8 gange større i byområderne end i landbrugsområderne
3. den samlede behandling på de to arealanvendelser svarer til det totale salg af stoffet på landsplan (29 tons/år i perioden 1966-97)
4. halvdelen af denne stofmængde er udvasket gennem kloak, mens resten er infiltreret i jorden

Lokale afvigelser og usikkerheder vedrørende de ovennævnte forhold og øvrige anvendte parametre er uundgåelige. Modelleringen giver på ovennævnte grundlag et overordnet billede af forventede gennemsnitlige koncentrationsniveauer og udviklingstendenser for BAM forureningen i Danmark.

## Modelresultater

Modelleringen viser, at cirka 99% af den dichlobenil mængde der er nedsivet 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.

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.

#### Geohydrologiske forhold

Mht. strømningsforhold viser modelleringen, at ankomsttidspunktet, koncentrationen og varigheden af BAM forureningen i grundvandet variere meget afhængigt af tykkelsen og typen af lerdæklag samt af vandbalanceforholdene.

Modelleringen viser ligeledes, 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 modeloplandet, mens modellen viser mindst 40 - 50 år længere varighed af forureningen når BAM forureningskilderne findes spredt i store dele af grundvandsoplandet 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. Modelleringen 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 lave indhold 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 mht. sprækkes optræden i dybe lerlag. Sprækkeafstanden (1m), 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.

Modelleringerne viser endvidere, at grundvandet er særligt udsat for BAM forurening under dæklag af kraftigt glacialt forstyrret ler, f.eks. randmoræner, samt i øvrigt under heterogent ler med mange tynde sandlag. Randmoræner findes lokalt indenfor samme udbredelsesområde som bundmorænen og dermed både over grundvandsmagasiner af sand og kalk (geologisk hovedtype



2 og 4). I disse områder modelleres der alt andet lige et aktuelt BAM indhold i grundvandet omkring eller over grænseværdien og et efterfølgende langvarigt BAM indhold i indvindingsboringerne.

Modelleringen viser, at få forurenede BAM kilder, vil kunne give anledning til spredning af BAM til boringer 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 den faktiske høje fundhyppighed af BAM i kalkmagasiner i grundvandsovervågningen. I modelvurderingen er ikke inddraget betydningen af sprækker i kalk. Forekomsten af sprækker i kalken vil forstærke tendensen til lateral spredning.

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. Lavere BAM koncentrationer og større afstand mellem forureningskilderne i landbrugsområdet betyder alt andet lige lavere fundhyppigheder og kortere varigheden af BAM forurening end i byområder.

Mht. placeringen af BAM kilderne i oplandet viser modelleringen, at varigheden, alt andet lige vil være kortest hvor forureningskilderne ligger nedstrøms i grundvandsoplande. Omvendt forekommer den længste varighed i områder hvor BAM forureningskilderne findes fordelt i store dele af grundvandsoplandet opstrøms for indvindingsboringerne.

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 boringer i et store dele af oplandet. I indvindingsboringer under 16 m lerdæklag forårsager jernbanen et modelleret BAM indhold på omkring 0.01-0.4 µg/l i år 2000, som stiger til 0.4 -1.2 µg/l i 2080 i store dele af grundvandsoplandet nedstrøms for banen.

Modellering af BAM forurening, forårsaget af dichlobenil behandling omkring vandværksboringer på vandforsyningsanlæg, viser, at der er en forureningsrisiko, specielt overfor boringer med små indvindingsmængder. Ved gennemsnitsdoseringen 5 kg/ha/år på et 100 m<sup>2</sup> areal omkring en boring med lille indvindingsmængde (50.000 m<sup>3</sup>/år) under 16 m lerlag, viser modelleringen BAM koncentrationer i vandværksboringen omkring 0.01 g/l i år 2000, stigende til maksimalværdierne 0,06 - 0.08 µg/l omkring 2050. De maksimale koncentrationer i samme boring, men ved stor indvindingsmængde (365.000 m<sup>3</sup>/år) er omkring 0.01 µg/l i hele modelperioden år 2000 – 2080. I sandjordsområder vil forureningsrisikoen være større, mens et evt. forureningsløb, 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 potentielt

kunne medføre 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 (delrapport 2).

#### Vandindvinding

Mht. vandindvindingsmængder viser modelleringen, at de laveste gennemsnitlige BAM koncentrationer, alt andet lige, fortrinsvis optræder i borer med stor vandindvinding (365.000 m<sup>3</sup>/år) i tykke grundvandsmagasiner pga. vertikal opblanding med ikke BAM forurenede vand. Samtidig må der dog forventes en større BAM fundhyppighed netop i store indvindinger, fordi BAM forureningen trækkes til borerne fra flere og fjernere forureningskilder end mindre indvindinger (<50.000 m<sup>3</sup>/år). Dette gælder særligt i grundvandsmagasiner, hvor indvindingen sker fra en højtliggende tynd vandførende zone, f.eks. i kalkmagasiner.

#### Udpegning af sårbarhed

Som nævnt viser modelleringen, at ankomsttidspunktet, koncentrationen og varigheden af BAM forureningen i grundvandet varierer meget afhængigt af tykkelsen og typen af lerdæklag og grundvandsmagasin samt af vandbalanceforholdene.

Dette viser at der er grundlag for at zonere grundvandets sårbarhed overfor BAM forureningen. I konkrete oplande kan en zonerings gennemføres på grundlag af kortlagte data for geologi, vandbalanceforhold samt beliggenhed af mulige og konstaterede BAM forureningskilder.

På grundlag af undersøgelsens følsomhedsanalyse skal det dog tilføjes, at den forventede variation af nøgleparametre for jord og forureningsstoffer udgør en væsentlig usikkerhedsfaktor. Ved modelvurderinger af sårbarhed i konkrete oplande vil kvaliteten af vurderingerne derfor være afhængig af, at der foretages en lokal bedømmelse og afklaring af disse usikkerheder. Dette vil kunne gennemføres ved modelanalyse af lokale hydrologiske og kemiske monitoringsdata, herunder aldersindikatorer 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.

#### Validering af model

Grundvandsmodellen giver i sin nuværende opsætning aktuelle BAM koncentrationer i indvindingsboringerne i intervallet 0 µg/l – cirka 2 µg/l. Dette er i generel overensstemmelse med grundvandsovervågningens fundværdier af BAM.

Specielt for indflydelsen af lerlagstykkelsen viser modelleringen ingen aktuelle BAM indhold under 30 m lerlag. Dette er i generel overensstemmelse med meget lave koncentrationer og lave fundhyppigheder under tykke lerlag i grundvandsovervågningen.

Sammenlignet med de aktuelle fundværdier af BAM giver grundvandsmodellen i sin nuværende opsætning tilsyneladende generelt for høje BAM værdier i grundvandet i de områder hvor den geologiske hovedtype med frit sandmagasin er fremherskede (Midtjylland).

Med henblik på en forbedret validering af modellen er der behov for en generel gennemgang af boringsdata og arealdata for boringer i grundvandsmoniteringen med og uden BAM fund indenfor de enkelte geologiske hovedtyper.

Det skal endvidere understreges at modelvurderingen er yderst følsom overfor den usikkerhed der er mht. BAM nedbrydning. Selv langsom nedbrydning af BAM i dæklag og/eller grundvand ( $DT_{50} = 10$  år) vil afkorte BAM problemets hyppighed og varigheden og vil derved ændre afgørende på vurderingens konklusioner. 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.



# Summary and conclusions

## Preconditions

This report evaluates the extent and durability of contamination of groundwater and waterworks with the pesticide metabolite BAM (2,6-dichlorbenzamide) for representative main aquifer types in Denmark.

The evaluation is carried out by means of mathematical modeling using the groundwater model codes FRAC3Dvs and MODFLOW/MT3D.

Using a 21 km<sup>2</sup> hypothetical groundwater catchment as overall model frame, the evaluation includes the following main geological conditions and aquifers,

1. thick (90 m) sandy aquifer without protection from overlaying aquitards (clay layers)
2. thick sandy aquifer covered by fractured aquitards of different thickness (6, 16 and 30 m)
3. thin (20 m) limestone aquifer covered by fractured aquitards of different thickness (6, 16 and 30 m)
4. thick sandy aquifer covered by terminal moraines or otherwise heterogeneous clay layers
5. thick sandy aquifer underneath inter-layered clay layers with and without "sand windows"

Model input data for the contaminants represents laboratory measurements for sorption and degradation of the parent pesticide dichlobenile and its metabolite BAM, together with the following assumptions and estimates for the application of the diclobenile,

1. pesticides (Prefix and Casoron) containing dichlobenile have exclusively been applied in urban and agricultural land use types (74% of area in Denmark, 1982-figures)
2. the actually treated area is 8 times large in the urban land use type than in the agricultural type
3. the total treatment in the two land use types is equal to the total sale of the pesticide in Denmark (29 tons/year, 1966-97)
4. half of the amount sold has been flushed through surface drainage, while the remaining pesticide mass has been infiltrated into the soil

Model in-put data furthermore include representative values for the overall water balance, and representative soil data and geological conditions for the aquifer types, including the influence of fractures and minor sandy layers in clay aquitards.

Local deviation and uncertainty for the applied modeling parameters and conditions is inevitable. However, it is expected that the model evaluation provides an overall picture and a useful analysis of the mean extent and durability of the BAM pollution of the groundwater and waterworks in Denmark.

## Modeling results

The modeling shows that approximately 99% of the infiltrated dichlobenile has been transformed to its metabolite BAM, and that currently (year 2001) approximately 100% of this compound has been leached to greater depth than

2 – 3 m. This result is in agreement with the findings of residuals of dichlobenile and BAM in soil samples from the upper few meters of investigated soil profiles.

Under the crucial precondition that BAM is not degraded under the root zone, the modeling shows that BAM will appear widely in the groundwater and/or in the above aquitards and in surface water.

The modeling shows that the BAM pollution will appear with a high frequency in water extraction wells in extensive parts of Denmark during the following 20 years to more than 100 years

The highest BAM concentrations appear in groundwater and wells under the urban area of the model catchment, while the BAM concentrations in the agricultural area in general are under, or near, the drinking water standard (0.1 g/l). The low BAM model values in the agricultural model area indicates that the frequency of BAM findings in actual water wells under this type of land use will be very sensitive to local variations in the amount and distribution of dichlobenile application.

The modeling moreover show that the extent and future evolution of the BAM pollution is a strong function of local geological and hydrological conditions, which suggests the existence of a potential for minimizing problems for the water supply through planning and management.

The modeling indicates that the highest current BAM concentrations will occur in the groundwater of aquifers without or with thin protecting clay aquitards. However, these are also the situations where the contamination has the shortest durability. The shortest durability of the BAM aquifer pollution will occur in areas which additionally are located down stream in the groundwater catchment and are not influenced by upstream BAM sources.

The modeling shows that the lowest current BAM concentrations in the groundwater should be expected in areas, where the contamination occur through thick clay layers. These areas, however, are also the areas where the contaminations will have the longest durability. The longest durability is indicated to occur in areas where BAM contaminant sources are situated in large areas upstream to the water extraction.

For the model area with 16 m clayey till above the aquifer, the modeling indicate current BAM concentrations in the water extraction wells, which corresponds to typical concentrations (0.01- 0.1 g/l) found in the groundwater monitoring. For the time until year 2080 the modeling indicate that the concentrations will increase to exceed the drinking water standard in the urban model area, but only up to the same standard in the agricultural area. The frequency of actual BAM findings in aquifer underneath the latter type of land use, therefore will be uncertain and sensitive to the local pattern of dichlobenile application .

The modeling moreover indicate that aquifers underneath BAM-contaminated surface layer will be less vulnerable in areas with high run-of in the surface layers and small groundwater recharge. For specific areas the actual BAM values in the groundwater will, hence, be an additional function of the area distributed water balance in ground water catchments.

The modeling moreover indicate that BAM contamination of groundwater underneath thick clay layers (30 m or more) will not break through to the

aquifers before approximately year 2050 to 2070, however, hereafter the BAM concentration will increase until approximately year 2150. Hence, the modeling indicates that water extraction may occur without BAM content from aquifers underneath thick clay aquitards until the middle or late in this century. A similar result is indicated to occur for aquifers underneath inter-layered clay layers in sandy deposits and underneath clay aquitards without fractures.

It should be noticed, however, that the aquitard simulations are highly sensitive and uncertain to the appearance of fractures in deep clay layers. Modeling of sensitivity indicate that there will be current BAM breakthrough (however, with much higher concentrations than observed in the monitoring program) in clay areas with wider spacing between deep fractures (5 – 10 m) than simulated for the above main aquifer types.

The modeling moreover indicate that the groundwater will be more exposed to BAM pollution underneath aquitards of glacially disturbed clay, e.g. terminal moraines and other heterogeneous clay types containing abundant thin sand layers. In such areas the model indicate that, everything else equal, there will be current breakthrough of BAM to aquifers and following long duration of contamination in water extraction wells.

The modeling indicates that the lowest BAM concentrations, everything else equal, will occur in water extractions wells of high yield (365.000 m<sup>3</sup>/year) from thick aquifers. This is because of dilution due to vertical mixing with water free from BAM. At the same token, however, there should in many cases be expected a higher frequency of BAM findings in such wells, because they will mobilize BAM contamination from more distant sources than wells with smaller yield (<50.000 m<sup>3</sup>/year).

The dilution mentioned above will be absent or smaller, in the case of water extraction from thin aquifers. This has particular relevance to limestone aquifers, because water extraction from these often occur from a relatively thin glacially crushed upper zone in the limestone, which allows for only limited vertical mixing. For the same reason are the modeled BAM concentrations and frequency of findings in the limestone aquifer model situation generally higher relative to the other aquifer types. This is in agreement with the general distribution of BAM observed in the groundwater monitoring program.

In comparison with the observed current BAM concentrations in the ground water monitoring the model apparently predicts too high concentrations in the actual model set-up for the aquifer types with no clay layer or with only a thin clay layer (6 m) above the aquifer.

In order to obtain an improved validation of the model this apparent contradiction with the observed concentration suggest a more closely inspection of the following aspects relating to the results of the groundwater monitoring:

- the pesticide application dose and pattern of application may vary locally or even regionally, and may furthermore be even more heterogeneous than assumed in the model. Specifically in the sandy agricultural areas in mid-Jylland, the distance between the BAM contaminant sources may also be longer than assumed. These factors will result in few findings and in the case of few monitoring wells the monitoring results will not be statistically valid. Moreover monitoring well may be irrigation wells which

- often will be systematically away from farm yards, which are assumed to be the main BAM pollution source
- Monitoring borings may not extract water from the type of aquifer expected. Water extraction in areas with free sandy aquifers may actually occur from deeper aquifers underneath melt water clay or Tertiary clay layers
  - There may be local deviating geological conditions from the main aquifer type near monitoring wells

Eventually it shall be emphasized that the results of the model evaluation are very dependent on fulfillment of the assumption partly supported by the laboratory degradation experiments, that BAM is persistent in the groundwater. Model sensitivity shows that the modeling results is very sensitivity to even very slow degradation ( $T_{1/2} = 10$  years) of BAM in the groundwater, which will reduce the predicted extent and duration of BAM pollution drastically.

In summary it can be concluded that extent and durability of BAM pollution of the groundwater and water extraction wells depends on a complex interaction between of the following main factors:

- the BAM source/position of sources
- the source strength
- actual local geological conditions (thickness and composition of aquitard layers, aquifer types)
- actual hydrological conditions (precipitation, surface runoff and interflow, groundwater flow)
- groundwater extraction and yield
- leakage along inadequately constructed or abandoned wells
- the ability of the soil and aquifer material to attenuate the pollution, including the possibility of not yet detected degradation of BAM in the groundwater

In current Danish groundwater protection there is an ongoing nation-wide mapping of specific area-distributed model parameters for geology, hydrogeology, natural water balance, water extraction and BAM contaminant source strength and pattern.

On the basis of such local data, it will be feasible to use the model-setup developed in the current study, to identify sub-areas within specific groundwater catchments where groundwater supply can be maintained without or with minimum influence of BAM pollution.



# 1 Indledning og formål

Pesticid nedbrydningsproduktet 2,6-dichlobenzamid, kaldet BAM, er det hyppigst fundne syntetiske forureningsstof i grundvandet i Danmark. I 1999 blev BAM fundet i 26% af vandforsyningsboringerne og grænseværdien for drikkevand var overskredet i 11% af de undersøgte boringer (GEUS, 1999).

BAM er nedbrydningsproduktet af totalukrudtsmidlet dichlobenil (aktivstof), der har været forhandlet i perioden 1966 - 1997 under handelsnavnene Casoron og Prefix.

Formålet med denne rapport er ved hjælp af modelberegninger, 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 ved modelvurderinger, at udpege egnede placeringer af fremtidige vandforsyningsanlæg med BAM forurening mhp. at undgå eller minimere risikoen for en påvirkning af vandindvindingen.

Modelberegningerne af BAM forureningen er baseret dels på konkrete målinger af stoffets binding og nedbrydning i jord og grundvand (delrapport 3), og dels på følgende overordnede skøn vedrørende stoffets anvendelse:

- 1) behandlingen med de dichlobenil-holdige pesticider er udelukkende sket indenfor byområder og landbrugsområder
- 2) den samlede behandling på disse to arealanvendelser svarer til 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

Vurderingerne dækker derved det forventede gennemsnitlige omfang og varigheden af BAM forureningen inden for de geologiske hovedtyper.

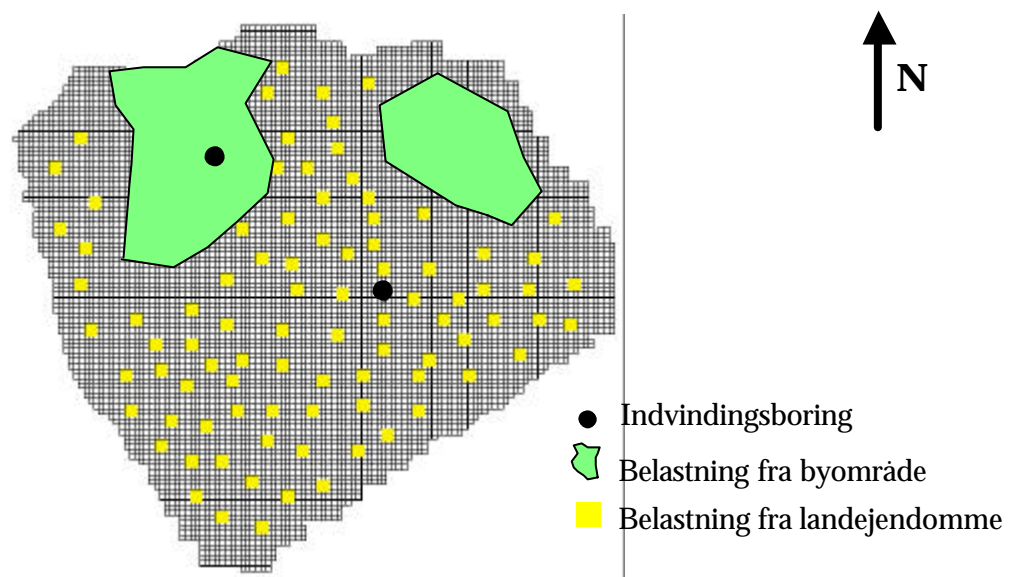
Herudover gives eksempler på betydningen af lokal forskelle i behandlingsmønster og forureningsstyrke ved modellering af BAM forureningen for en jernbanestrækning og en vandværksgrund samt ved modellering af forskellige tætheder af BAM forureningskilder.

## 2 Modelopsætning

### 2.1 Hydrogeologisk model

#### 2.1.1 Modelopland

Som overordnet ramme for modelleringen af BAM forureningen er opstillet et 21 km<sup>2</sup> stort grundvandsopland, figur 1. Cirka 3,1 km<sup>2</sup> (15 %) af oplandet er bymæssig bebyggelse og 17,9 km<sup>2</sup> (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 1.



Figur 1. Modelopland (21 km<sup>2</sup>) med fordelingen mellem land og by samt placeringen af vandindvindingsboringer.

#### 2.1.2 Geologiske hovedtyper

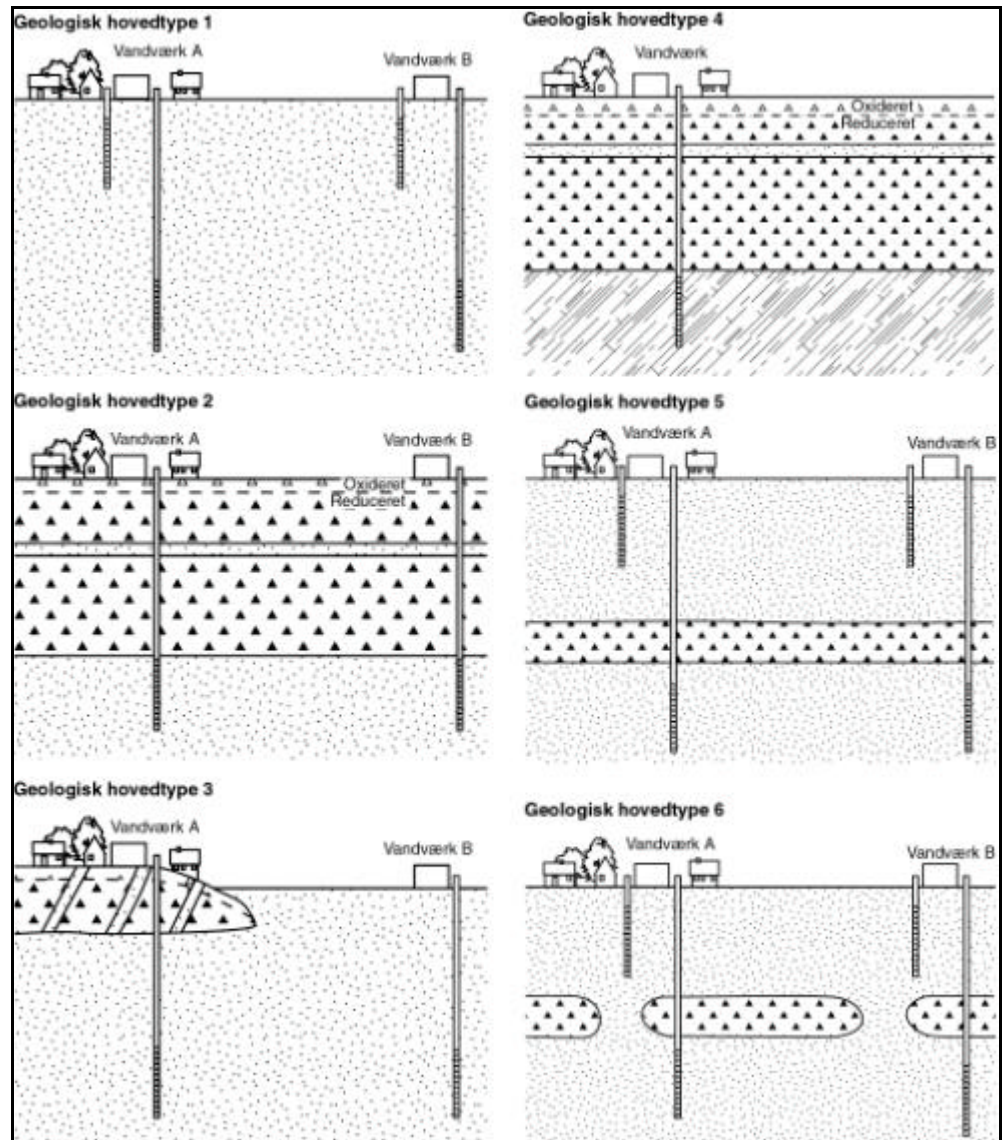
Med grundvandsoplandet i figur 1, som fælles ramme, repræsenteres de hydrogeologiske forhold i Danmark ved seks overordnede hydrogeologiske situationer, figur 2. Disse dækker tilsammen de overordnede hovedtyper af grundvandsmagasiner i Danmark.

De geologiske hovedtyper omfatter, (figur 2):

*Geologisk hovedtype 1:* Sandmagasin uden dæklag, med indvinding fra forskellige dybder. Denne type geologi findes regionalt udbredt i midt Jylland 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.



Figur 2. Geologiske hovedtyper anvendt til modelleringen af BAM forurenings omfang og varighed i grundvand. Situationerne dækker til sammen de overordnede hovedtyper af grundvandsmagasiner i Danmark.

*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 sandlirer.

*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.

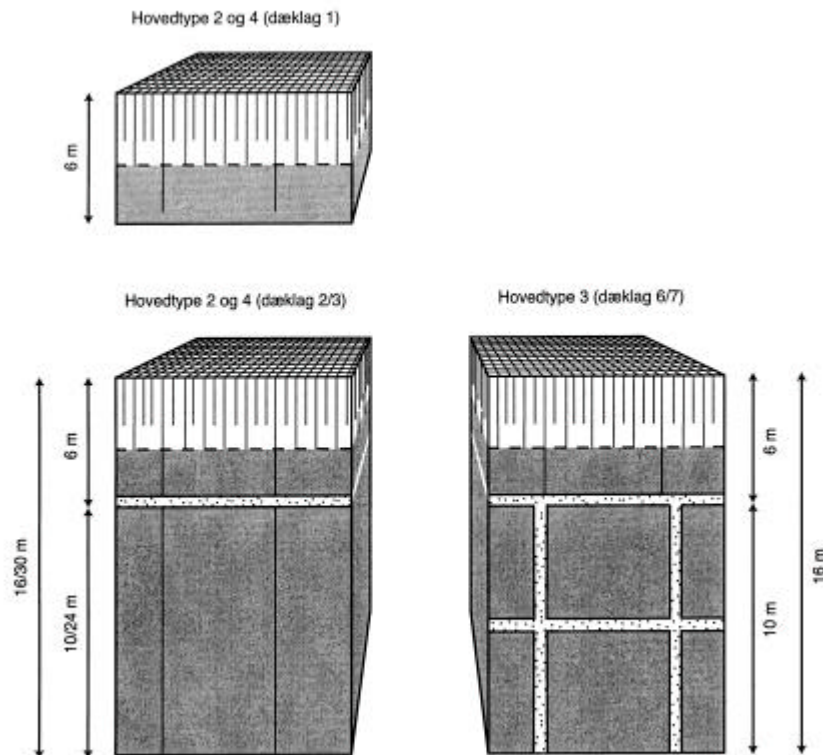
*Geologisk hovedtype 5:* Sekundært og et primært sandmagasin med vandindvinding fra sidstnævnte. De to magasiner er adskilt af 10 m ler uden sprækker. Hovedtyperne 5 og 6 findes under tertiære lerlag bl.a. i midt Jylland samt under morænelag i begravede dalstrukturer bl.a. i det østlige Jylland og nordøstlige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

*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.

Det skal bemærkes at grundvandsmagasiner tilhørende de forskellige geologiske hovedtyper kan være repræsenteret vertikalt i samme geologiske profil. Derfor bør henføringen af en given BAM forurenede vandværksboring til en bestemt geologisk hovedtype/grundvandsmagasin ske på grundlag af boringens filtersætning set i forhold til det geologiske profil for kildepladsen.

### Morænedæklag

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



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

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

Morænedæklagene i modelleringen omfatter, (figur 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 m dybde. Lerlaget er opsprækket både over og under det sekundære grundvandsmagasin (geologisk type 2 og 4). Forøgelsen fra 16 til 30 m dæklag i modellen sker ved forlængelse af lerlaget under det sekundære grundvandsmagasin fra 10 m tykkelse til 24 m tykkelse.

*Bundmoræne, dæklag 4,* har samme opbygning som dæklag 2, med den forskel at der ikke er sprækker eller andre præferentielle strømningsveje i den nedste 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 og 0,3 m tykke vertikale og horisontale sandslirer i stedet for dybe sprækker.

## 2.2 Numerisk model

### 2.2.1 Modelkoder og parameterisering

#### 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 transformation 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 nedbrydnings konstant,  $I$ . Laboratorieforsøgene i delrapport 3 indikerer, at modelforudsætningerne om lineær adsorption for BAM og DCB samt 1. ordens nedbrydning for DCB er opfyldt.

I den aktuelle opsætning er FRAC3Dvs anvendt til at simulere vertikal transport af dichlobenil (DCB) 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 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. 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 i områder med dæklag af moræneler (GEUS, 1999).

Modelbeskrivelsen af lerlagene indebærer selvsagt en nødvendig forenkling af de virkelige geologiske forhold. Tidligere simuleringer af pesticidtransport i sprækket bundmoræne viser imidlertid, at på trods af forenklingerne giver modelkoden FRAC3Dvs (samt 1D (CRAFLUSH) og 2D (FRACTRAN) versionerne af samme modelkoncept), en rimelig tilnærmelse af observerede forureningsdata fra flere danske lokaliteter, Jørgensen et al., 1998a, b og Sidle et al., 1998, Jørgensen et al., 2001).

Efter opsætning af strømningssystemet blev FRAC3Dvs parameteriseret til at beregne stoftransport af DCB og BAM på grundlag af de laboratoriebestede sorptions- og nedbrydningsværdier for de to stoffer (tabel 2). Modellen blev herefter testet og endeligt kalibreret overfor målte fundværdier af DCB fra kildeopsporingens jordprofiler.

Til kalibreringen af modellen er anvendt følgende faste input data:

- infiltration på 340 mm/år
- $K_d$  værdier for DCB og BAM er opdelt i jordhorisonter.  $K_d$ -værdierne for de øverste 0,75 meter er beregnet på baggrund af det gennemsnitlige TOC indhold målt i jordprøverne udtaget i forbindelse med kildeopsporingen. I Tabel 2 ses de beregnede  $K_d$ -værdier for de øverste 0,75 m på baggrund af en lineære regression mellem TOC indholdet i jorden og  $K_d$ -værdien for henholdsvis dichlobenil og BAM (jf. delrapport 3). De øvrige  $K_d$ -værdier under 0,75 meters dybde er alle bestemt ved laboratorieforsøg for både moræneler og sand (tabel 2).

Tabel 1. Fysiske og hydrauliske parametre anvendt i FRAC3Dvs.

Parameter	Lermatrix	Sandlag	Kilde
<u>Sprækkeafstand, <math>2B</math> (m)</u> Fyld / aerob moræne, 0-2 mu.t. Aerob moræne, 2-3 mu.t. Anaerob moræne, 3-5 mu.t. & 5,5-30 mu.t.	0,44 0,96 5/1		Jørgensen et al., 1998b Kistrup et al., 2001 Antaget/kalibreret
<u>Sprækkeåbning, <math>2b</math> (µm)</u> Fyld / aerob moræne, 0-2 mu.t. Aerob moræne, 2-3 mu.t. Anaerob moræne, 3-5 mu.t. Anaerob moræne, 5,5-30 mu.t.	78 71 10/39 10/39		Jørgensen et al., 1998b Kalibreret/antaget Kalibreret/antaget
<u>Matrix porøsitet/tortuositet, <math>n/f</math></u> Fyld / aerob moræne, 0-2 mu.t. Aerob moræne, 2-3 mu.t. Anaerob moræne, 3-5 mu.t. & 5,5-30 mu.t. Anaerob sand/sandslirer, 5-5,5 mu.t.	0,32 0,31 0,25	0,35	Jørgensen et al., 1998b
<u>Bulk hydraulisk ledningsevne, <math>K_p</math> (m/s)</u> 0-5 mu.t. 5,5-30 mu.t.	1,2-1,7·10 <sup>-8</sup> 7,3·10 <sup>-9</sup>		Beregnet Beregnet
<u>Matrix hydraulisk ledningsevne, <math>K_m</math> (m/s)</u> Fyld / aerob moræne, 0-2 mu.t. Aerob / anaerob moræne, 2-5 mu.t. & 5,5-30 mu.t. Sand 5-5,5 mu.t. / sandslirer	3·10 <sup>-7</sup> 5·10 <sup>-10</sup> -10 <sup>-9</sup>	3·10 <sup>-5</sup>	Antaget Foged og Wille, 1992
<u>Hydraulisk gradient, <math>i</math></u> 0-5 mu.t. 5,5-30 mu.t.	0,62 0,088 / 0,52	0,035	Beregnet (1) Antaget (2)
Tyngdeaccelerationen, $g$ (m/s <sup>2</sup> )	9,82	9,82	-
Væske densiteten, $r_w$ (kg/m <sup>3</sup> )	999,85	999,85	(3)
Væske viskositeten, $m$ (kg/s·m)	1,39·10 <sup>-3</sup>	1,39·10 <sup>-3</sup>	(3)
<u>Bulk densiteten, <math>r_p</math> (kg/m<sup>3</sup>)</u> Fyld / aerob moræne, 0-3 mu.t. Anaerob moræne, 3-5 mu.t. & 5,5-30 mu.t. Sand, 5-5,5 mu.t. / sandslirer	1794 1950	1690	Beregnet (4)
<u>Dispersivitet, <math>a_l/a_{TV}/a_{TH}</math> (m)</u> Fyld / moræne, 0-5 mu.t. & 5,5-30 mu.t. Sand, 5-5,5 mu.t. / sandslirer	0,1/0,01	0,4/0,04	Jørgensen et al., 1998a Antaget
<u>Fri diffusionskoefficient, <math>D_w</math> (m<sup>2</sup>/s)</u> Dichlobenil BAM	4,48·10 <sup>-10</sup> 4,2·10 <sup>-10</sup>	4,48·10 <sup>-10</sup> 4,2·10 <sup>-10</sup>	Tucker et al., 1990 Tucker et al., 1990

1): Svarer til en infiltration på 340 mm/år.

2): Svarer til en grundvandsdannelse på henholdsvis 20 og 120 mm/år.

3): Ved grundvandstemperatur på 8° C (Fetter, 1994; Appendiks 14).

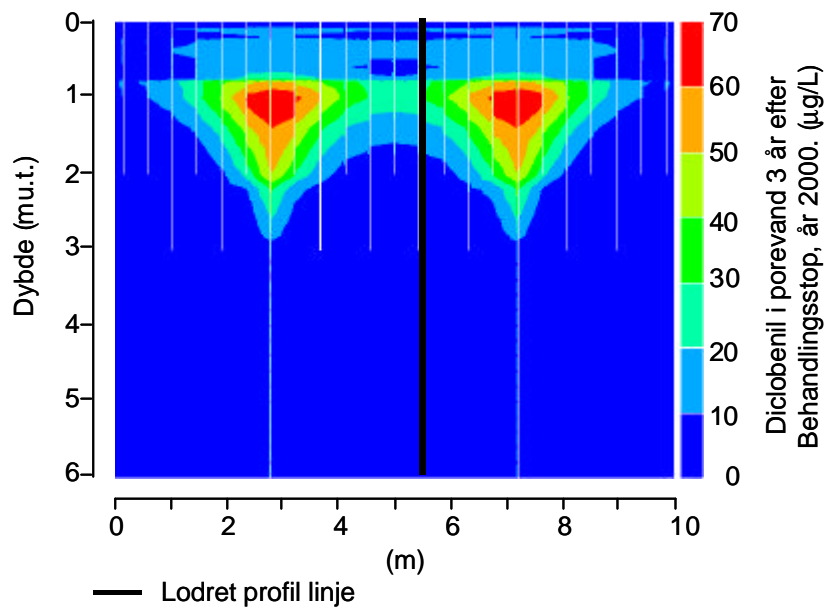
4): Beregnet ud fra matrix porøsiteten og en total densitet på 2600 kg/m<sup>3</sup>.

- dosering af DCB på 20 kg/ha for perioden 1966 til 1997 og behandlingshyppighederne 1/år, 0,5/år og 0,25/år.

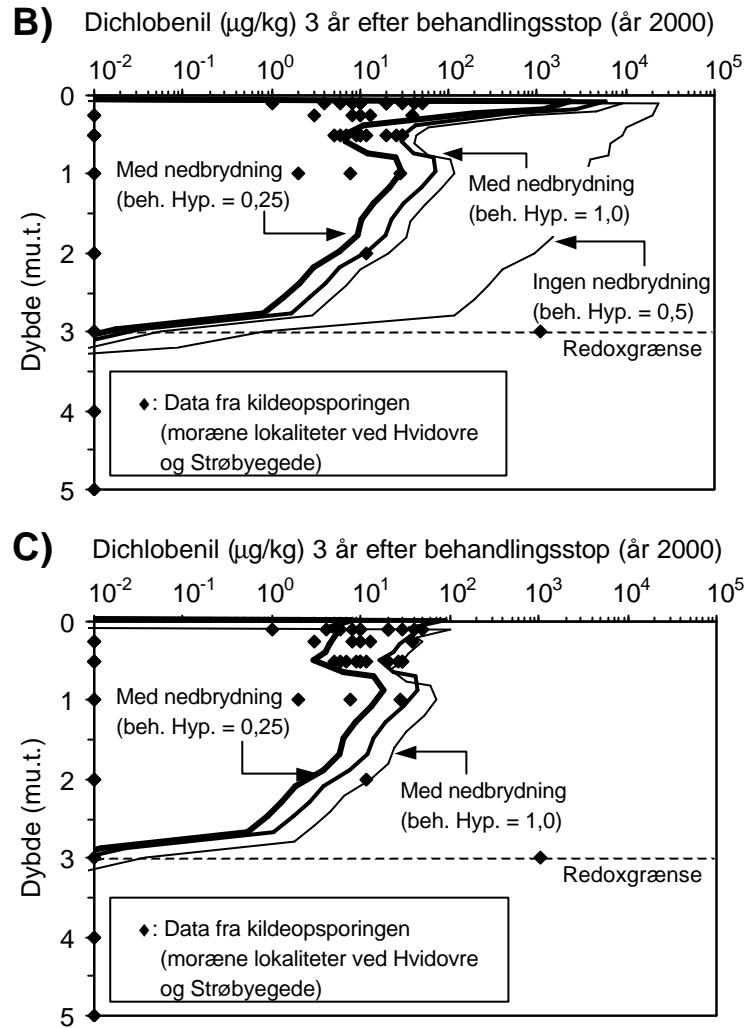
I figur 4a - c er vist de målte og modellerede DCB koncentrationsprofiler. Det fremgår at modellen generelt giver en god gengivelse af fundkoncentrationerne i jordprofilerne bortset fra at den overestimerer koncentrationen for den øverste halve meter af profilet med flere størrelsesordner (figur 4b). Overestimeringen antyder at den meget lave nedbrydningsrate der er målt i laboratorieforsøgene for denne dybde (delrapport 3) ikke er generelt gældende for kildeopsporingens lokaliteter.

Figur 4 Modelberegnete og fundne indhold af dichlobenil (DCB) i år 2000 (del rapport 2). A) modelberegnet DCB fordeling i lodret snit gennem øverste 3 m af jordprofil. B) Modelberegnet DCB fordeling på basis af målte sorptions- og nedbrydningsværdier for DCB i del rapport 3. C) Samme som B, bortset fra at nedbrydningsraten for DCB i de øverste 0.25m af jordprofil er kalibreret overfor de observerede restindhold af DCB. Modelberegningerne er foretaget med FRAC3Dvs for forskellige effektive doseringer af dichlobenil (beh. hyp. = 0.25/år svarer til 5 kg/ha/år) i perioden 1966-1997 og vertikal vandmættet strømning (340 mm/år) gennem profilet.

**A)**







I figur 4c er vist den endelige kalibrering af modellen. Kalibreringen er udført ved at justere nedbrydningsraten for DCB i den øverste 0,5 m så modellen gengiver de målte koncentrationer i denne dybde. Det fremgår, at den endelige opsætning af modellen (tabel 2) giver en rimelig overensstemmelse mellem målte og simulerede værdier af DCB for hele profilet ved de modellerede behandlingshyppigheder på 0,25/år – 1/år.

I tabel 2 er sammenfattet de kalibrerede nedbrydningsdata,  $DT_{50\%}$  og  $K_d$ -værdier for hhv. dichlobenil og BAM som efterfølgende er anvendt i rapportens modelvurderinger. Nedbrydningsdata samt  $K_d$ -værdierne fra de nederste dybder i tabellen er for lerlagene ekstrapoleret til undergrænsen af lerlaget i de enkelte model scenarier.

#### Grundvandsmagasiner

Såfremt sprækker ikke defineres i FRAC3Dvs kan vandstrømningen og stoftransporten simuleres i et enkeltporøst medium som i MODFLOW/MT3D. Ved hjælp af denne opsætning er modellen anvendt til modellering af DCB og BAM transport igennem de øverste 3 m af sandmagasinet i de geologisk hovedtyper 1, 5 og 6.

Herudover er strømning og BAM transporten i grundvandsmagasinerne af sand og kalk 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. I tabel 3 er sammenfattet modelparameterne, som er anvendt til simuleringerne med MODFLOW/MT3D.

Tabel 2 Sorptions- og nedbrydningsparametre for dichlobenil og BAM

Jordlag	Mu.t. (m)	<sup>1)</sup> Gns. TOC (wt %)	Dichlobenil		BAM	
			K <sub>d</sub> (L/kg)	DT <sub>50</sub> (døgn)	K <sub>d</sub> (L/kg)	DT <sub>50</sub> (døgn)
Muld (aerob)	0-0,25	1,25	<sup>2)</sup> 11,25	<sup>3)</sup> 197	<sup>2)</sup> 0,41	∞
Fyld / moræne (aerob)	0,25-0,5	0,75	<sup>2)</sup> 6,75	<sup>3)</sup> 267	<sup>2)</sup> 0,25	∞
Fyld / moræne (aerob)	0,5-0,75	0,62	<sup>2)</sup> 5,58	265	<sup>2)</sup> 0,2	∞
Moræne / sand (aerob)	0,75-1,5	-	3,31 / <sup>4)</sup> 3,1	<sup>5)</sup> 1100	0,07 / 0	∞
Moræne / sand (aerob)	1,5-2,0	-	3,31 / <sup>4)</sup> 2,2	<sup>5)</sup> 2300	0,07 / 0	∞
Moræne / sand (aerob)	2,0-3,0	-	3,31 / 0,42	2875	0,07 / 0	∞
Moræne (anaerob)	3-5	-	126	∞	0,93	∞
Sand (anaerob)	5-5,5	-	0,2	∞	0,0	∞
Moræne (anaerob)	5,5-30	-	126	∞	0,93	∞

1): Gennemsnitlig beregnet på baggrund af det målte TOC indhold i jordprøverne fra kildeopspringen (delrapport2): K<sub>d</sub>-værdierne er estimeret ud fra TOC indholdet målt i jord (0-0,75 m). For dichlobenil gælder K<sub>d</sub> = 9,0·TOC (wt%) og for BAM gælder K<sub>d</sub> = 0,33·TOC (wt%), (delrapport 3).

3): Kalibreret jævnfør afsnit 2.2.1.

4): Beregnet ved lineær interpolation mellem K<sub>d</sub> = 5,58 og 0,42 L/kg.

5): Beregnet ved lineær interpolation mellem DT<sub>50</sub> = 265 og 2875 år.

Tabel 3. Fysiske og hydrauliske parameter anvendt i MODFLOW og MT3DMS.

Parameter	Sandmagasin (Geologisk Hovedtype 1, 2, 3, 5 & 6)	Kalkmagasin Geologisk Hovedtype 4)	Ler (Geologisk Hovedtype 5 & 6)
<u>Hydraulisk ledningsevne</u> K <sub>v</sub> (m/d) K <sub>v</sub> K <sub>H</sub>	44,06 <sup>(1)</sup> 44,06 <sup>(1)</sup>	1 (øvre del) / 0,14 (nedre del) <sup>(2)</sup> 70 (øvre del) / 7 (nedre del) <sup>(2)</sup>	8,64·10 <sup>-4</sup> 8,64·10 <sup>-4</sup>
Infiltration, (mm/år)	340 / 120	340 / 120	---
<u>Dispersivitet, (m)</u> α <sub>L</sub> α <sub>TH</sub> α <sub>TV</sub>	0,45 <sup>(1)</sup> 0,02 <sup>(1)</sup> 0,001 <sup>(1)</sup>	8 <sup>(2)</sup> 0,05 <sup>(2)</sup> 0,001 <sup>(2)</sup>	1 0,1 0,1
Effektiv Porøsitet, (%)	30 <sup>(1)</sup>	30 <sup>(2)</sup>	25
Bulk densitet, (kg/m <sup>3</sup> )	1820	1820	1950
<u>Stofparameter, (BAM)</u> Effektiv diffusionskoefficient, (m <sup>2</sup> /d) Fordelingskoeff., K <sub>d</sub> , (L/Kg) Halveringstiden	1,09·10 <sup>-5</sup> 0 ∞ / 10 år	,09·10 <sup>-5</sup> 0,03 l/kg ∞	9,075·10 <sup>-6</sup> 0 ∞
Indvinding, (m <sup>3</sup> /år)	50.000 / 365.000	50.000 / 365.000	---

1): Jensen et al., (1991)

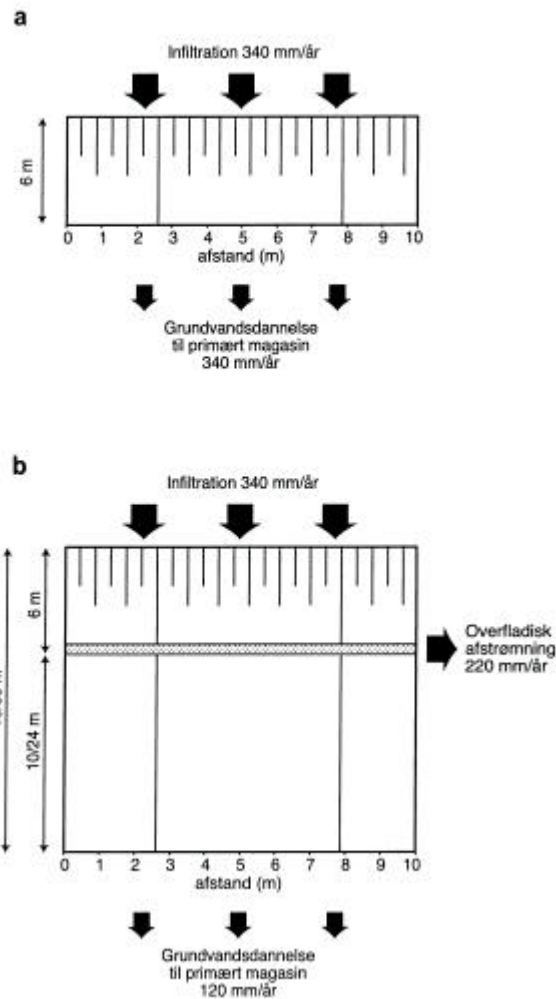
2): Brettmann et al., (1993)

### 2.1.2 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 3) er som angivet 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 (< 6m) er hele infiltrationen (340 mm/år) regnet som grundvandsdannelse (dæklag 1, figur 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 5 a,b).



Figur 5. Vandbalance for dæklagsmodel ieringen med FRAC3Dvs af 6 m ierlag (a), og 16 m og 30 m ierlag (b).

Mhp. vurdering af parameterfølsomheden overfor vandbalancen (afs.2.4) er endvidere modelleret intervalværdier for infiltration (150 - 600 mm/år), overfladisk afstrømning (30 - 480 mm/år) og grundvandsdannelse (60 - 120 mm/år).

### Grundvandsmagasiner

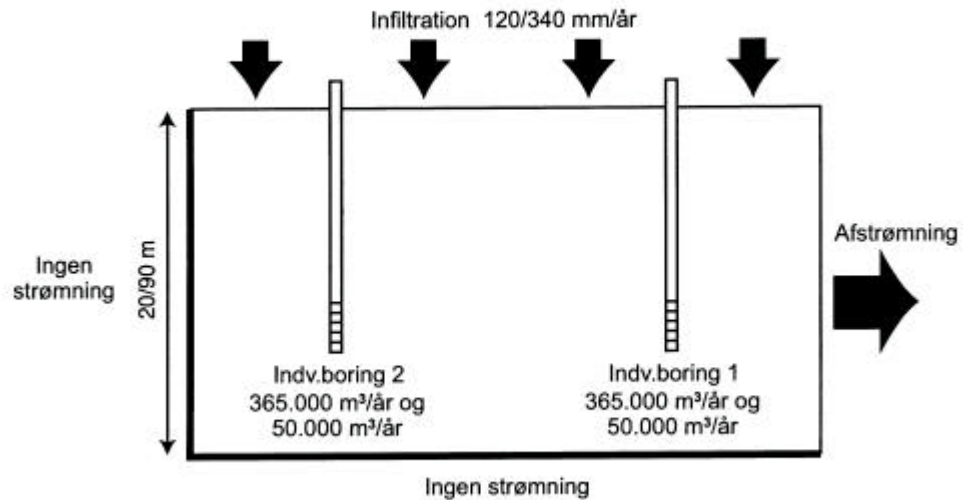
Som ramme for modelleringen af det primære grundvandsmagasin er taget udgangspunkt i en tidligere modelopsætning af MODFLOW/MT3D for indvindingsoplandet til Eskærhøj vandværk ved Haderslev (Krüger, 1999).

Hele afstrømningen fra grundvandsmagasinet sker fastholdt trykhøjde ( $h = 0$  m) ud af nordranden på modellen, figur 1 og figur 6. De øvrige modelgrænser er modelleret som impermeable grænser bortset fra modellens øvre rand. Der er defineret en horisontal grid-størrelse på 50 x 50 m. Vertikalt er der defineret 8 beregningslag.

Indenfor denne oplandsramme er modelleret følgende grundvandsmagasiner for de geologiske hovedtyper i figur 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., 1995). 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 6 Vandbalance for grundvandsmodelleringen med MODFLOW/MT3D. Der modelleres indvinding fra hver boring på 50.000 m<sup>3</sup>/år og 365.000 m<sup>3</sup>/år.

### Vandindvinding

I de primære grundvandsmagasiner er der modelleret konstant vandindvinding fra to boringer placeret hhv. i by- og landbrugsområde i grundvandsoplandet, Figur 1. De modellerede indvindingsstørrelser dækker mindre (50.000 m<sup>3</sup>/år) og mellemstore kildepladser (365.000 m<sup>3</sup>/år), figur 6. Filterdybderne for indvindingsboringerne fremgår af de enkelte modelleringer i vurderingen.

### 2.1.3 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 (fortorve/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 m<sup>2</sup> pr. km<sup>2</sup> 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 m<sup>2</sup> (inkl. fortove, stier, pladser mv.) hvoraf cirka 18 - 20 m<sup>2</sup> på hvert 5. "parcel" er behandlet med dichlobenil.

#### *Behandlet areal i landområde:*

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

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 banelegemet er behandlet.

#### *Behandling af vandværksgrund:*

For vandværksgrunden er det skønnet, at 100 m<sup>2</sup> 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 1.

#### *Dosering og kildestyrke*

For BAM kilderne i modeloplandets by- og landbrugsområder er anvendt en skønnet effektiv doseringen af dichlobenil på 5kg/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 km<sup>2</sup> i 1982, Statistisk Årbog, 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 dog bemærkes, at blandt de modellerede doseringer 5, 10 og 20 kg/ha/år i figur 4, giver doseringen 5 kg/ha/år den bedste overensstemmelse mellem modellerede og fundne residualindhold af dichlobenil på undersøgte arealer, figur 4.

DCB kildestyrkerne for jernbanestrækningen og vandværket er ikke sat i relation til forbruget af DCB 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 m<sup>2</sup> behandlet areal/km banestrækning).

Kildestyrke for vandværksgrund: For vandværksgrunden er det skønnet at 100 m<sup>2</sup> af grunden er behandlet hvert med dichlobenil (5kg/ha/år) og at vandindvindingsboringen er placeret midt i det behandlede areal.

### 2.3 Modelfølsomhed

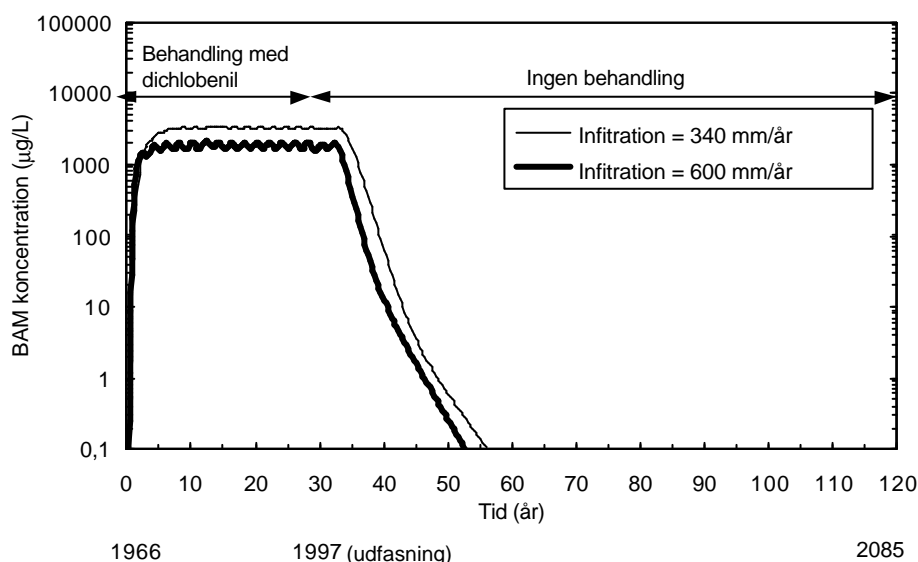
Følsomhedsvurderingen skal give grundlag for at vurdere usikkerheden af de modellerede BAM koncentrationer, som følge af de forventede naturlige variation i parametre for geologi, hydrologi og forureningsstofferne i konkrete grundvandsoplande.

Følsomhedsvurderingen er udført særskilt for lerdæklagene og efterfølgende er deres betydning bedømt for det samlede modelopland (grundvandsmagasin inkl. dæklag). Når intet andet er nævnt bygger vurderingerne for modeloplandet på geologisk hovedtype 2 (figur 2) for situationen med 16 m lerdæklag (dæklag 3, figur 3) og en sprækkeafstand på 5 m for dybe sprækker i dæklaget. Endvidere regnes med en infiltration gennem rodzonen på 340 mm/år og en grundvandsdannelse på 120 mm/år.

#### 2.3.1 Dæklag

##### Vandbalance

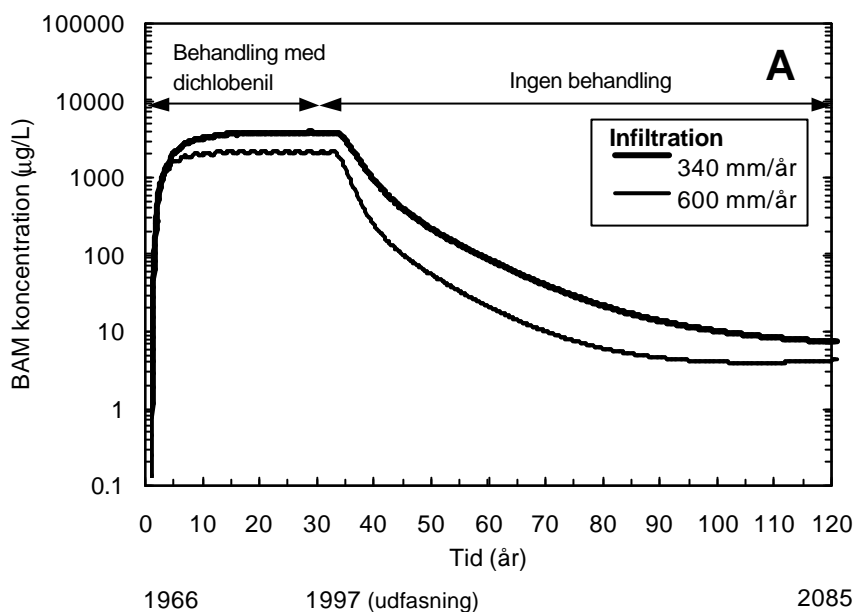
Figur 7 viser transporten af BAM gennem de øverste 3 m af sandjordsprofilen i de geologiske hovedtype 1, 5 og 6. Dybden 3 m u.d.t. udgør undergrænsen for påvist nedbrydning af DCB (tabel 2).



Figur 7. Modeleret transport af BAM gennem de øverste 3 m af sandjordsprofilen i de geologiske hovedtype 1, 5 og 6. Dybden 3 m u.d.t. udgør undergrænsen for påvist nedbrydning af DCB (tabel 2). Modelbeskrivelse af lerdæklagene modeleret i de geologiske hovedtyper 2, 3 og 4.

Udvaskningen er vist for infiltrationsværdierne 340 mm/år og 600 mm/år. Modelleringen viser at koncentrationerne er 2-8 gange højere ved den lave infiltrationværdi end ved den høje. Dette indikerer at koncentrationerne, alt andet lige, vil være mindst i områder med stor nettonedbør og gode infiltrationsforhold. Disse betingelser findes fortrinsvis under Vestdanske forhold.

I figur 8 er tilsvarende vist udvaskningen gennem 6 m sprækket lerlag. Det fremgår at udvaskningskoncentrationerne fra lerlaget kun er lidt lavere end fra sandprofilet i perioden hvor der behandles med DCB (indtil 1997 i figur 8). Efter behandlingen er ophørt adskiller de to kurver sig ved, at der i lerlagssituationen udvaskes både BAM og DCB over grænseværdien i længere tid end i sandtilfældet. Dette skyldes fortsat udsivning af BAM fra lermaterialet (matrixen) mellem sprækkerne, længe efter DCB behandlingen er ophørt.



Figur 8. Modellet transport af BAM gennem de øverste 6 m af lerdæklag (geologiske hovedtyper 2, 3 og 4). Diagrammet viser middelkoncentrationen i porevand der forlader bunden af lerlaget i 6 mu.t. ved infiltrationsraterne 340 mm/år og 600 mm/år.

I Figur 9 er vist BAM udvaskningen til grundvandet fra bunden af 16 m lerlag ved grundvandsdannelserne 20 og 120 mm/år under fastholdt infiltration (340 mm/år). Figuren viser at koncentrationen i år 2000 reduceres cirka 10 gange, at maximaet for BAM udvaskningen forsinkes cirka 50 - 100 år og at varigheden bliver forlænget væsentligt ved den lille grundvandsdannelsen. Beregningen viser således, at raten af grundvandsdannelsen har væsentlig betydning for BAM koncentrationerne der udvaskes til grundvandet.

Sammenfattende viser modelberegningerne, at såfremt der forekommer væsentlige forskelle i vandbalance indenfor grundvandsoplandet vil disse kunne medvirke væsentligt til lokale variationer i BAM udvaskningen til grundvandet.

#### Inddragelse af præferentielle strømningsveje

I Figur 10 er vist BAM udvaskningen med og uden sprækker fra bunden af 16 m lerlag. Det fremgår at udvaskningen først overskrider grænseværdien cirka

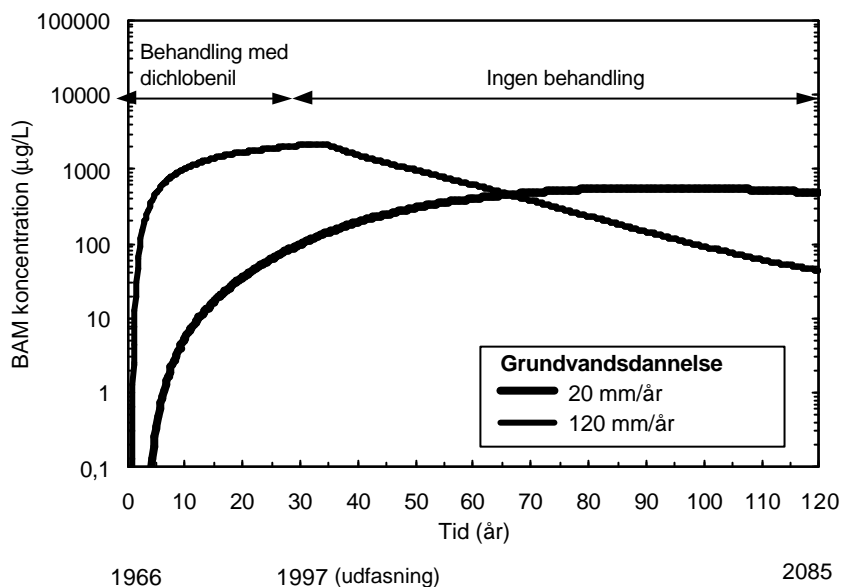


år 2005 når sprækker ikke inddrages, mens der allerede sker en betydelig overskridelse få år efter anvendelsen af DCB er påbegyndt (1966), når sprækker inddrages.

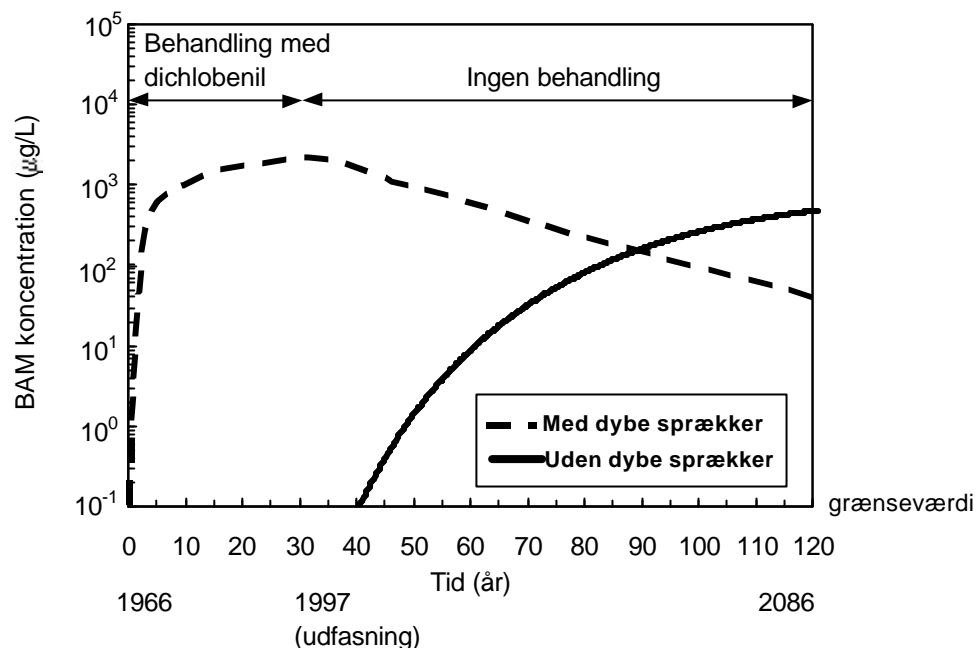
Det er veldokumenteret at sprækker og andre præferentielle strømningveje har stor betydning for forureningstransport i de øverste 5 – 10 m af morænedæklag. For større dybde mangler der generelt sprække data og der er usikkerhed om den forholdsmæssige betydning af sprækker og sandslirer/tynde skrånede sandlag.

#### Afstand mellem sprækker

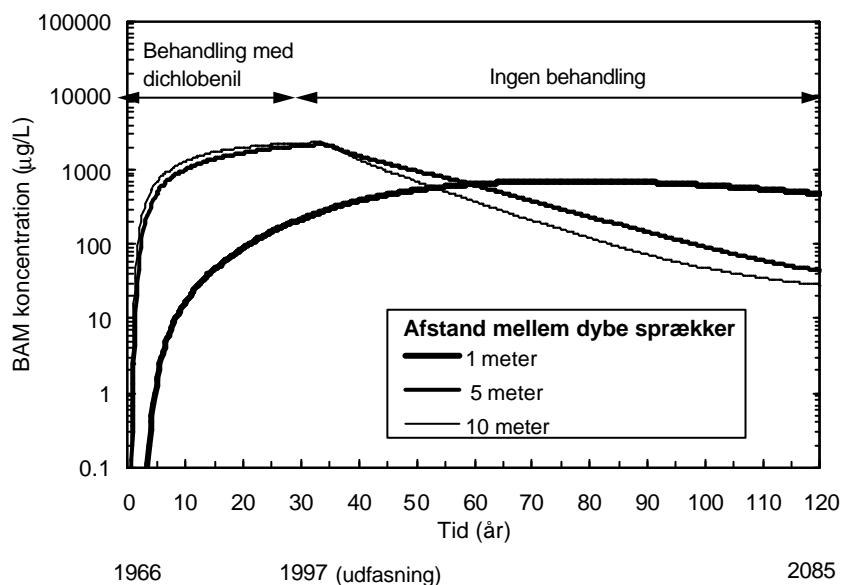
Figur 11 viser udvaskningen af BAM fra bunden af de 16 m lerlag ved fastholdt grundvandsdannelse (120 mm/år) og forskellige afstande mellem dybe sprækker. Figuren viser at modelresultatet er følsomt overfor sprækkeafstande op til cirka 5 m, men at følsomheden derefter er ringe for sprækkeafstande op til mindst 10 m.



Figur 9. Modellet transport af BAM gennem 16 m lerdæklag (geologiske hovedtyper 2 og 4). Diagrammet viser middelkoncentrationen i porevand der forlader bunden af lerlaget (grundvandsdannelsen) for grundvandsdannelserne 20 mm/år og 120 mm/år ved en fastholdt infiltrationsrate på 340 mm/år.



Figur 10. Modeleret transport af BAM med og uden hensyntagen til sprækker gennem 16 m lerdæklag (geologiske hovedtyper 2 og 4). Diagrammet viser middelkoncentrationen i porevand der forlader bunden af lerlaget (grundvandsdannelsen) ved grundvandsdannelsen 120 mm/år og en fasthold infilt rationsrate på 340 mm/år for begge til fælde.



Figur 11. Modeleret transport af BAM ved forskellige afstande mellem dybde sprækker gennem 16 m lerdæklag (geologiske hovedtyper 2 og 4). Diagrammet viser middelkoncentrationen i porevand der forlader bunden af lerlaget (grundvandsdannelsen) ved grundvandsdannelsen 120 mm/år og en fasthold infilt rationsrate på 340 mm/år for alle 3 til fælde.

Når BAM gennembrudskoncentrationerne i figur 11 er mindre ved sprækkeafstanden 1 m end ved 5 og 10 m skyldes det matrixdiffusion. Ved den lille sprækkeafstand fordeles tranporten af den samme stofmængde (BAM) på flere sprækker, hvilket alt andet lige dels betyder langsommere

strømningshastighed i den enkelte sprække, og dels større sprækkeareal totalt og som følge heraf en større diffusion af BAM ind i matrix og tilsvarende mindre udvaskningskoncentrationer. Efter BAM pulsen er passeret (cirka år 2000) sker der tilbagediffusion af den akkumulerede BAM til sprækkerne. Denne proces vil fortsætte i lang tid (når BAM ikke nedbrydes i matrixen), hvilket i modelleringen afspejles ved den lange varighed af BAM udvaskningen ved den lille sprækkeafstand (Jørgensen et al. 1998a).

Opmåling af en række danske moræneprofiler, viser sprækkeafstande der stiger fra cirka 0.1 m øverst i profilerne til 1 - >5 m dybest i profilerne (6-9 mu.t.), (Klint et al. 2001). I større dybde mangler der som nævnt sprækkedata og viden om den forholdsmæssige betydning af sprækker og vertikalt forbundne sandslirer/tynde sandlag. Fastlæggelsen af afstanden mellem de dybe sprækker i modelområdet mhp. BAM vurderingerne beskrives i følgende afsnit (2.3.2).

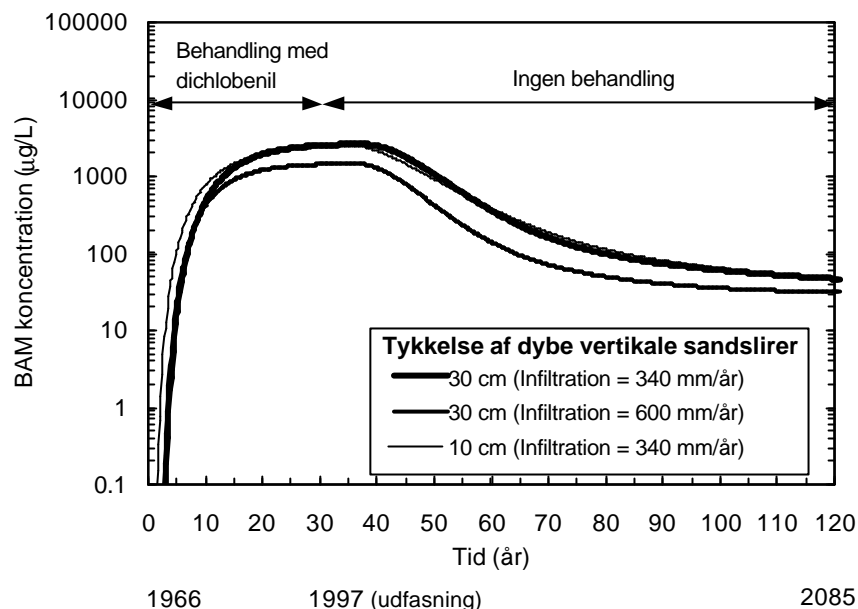
#### Randmoræne/heterogen moræne med sandslirer

Figur 12 viser udvaskningen af BAM for randmorænemodellen ved en fastholdt grundvandsdannelse på 120 mm/år og forskellige tykkelser af vertikalt forbundne sandlag i morænen (dæklags type 6, 7, figur 3).

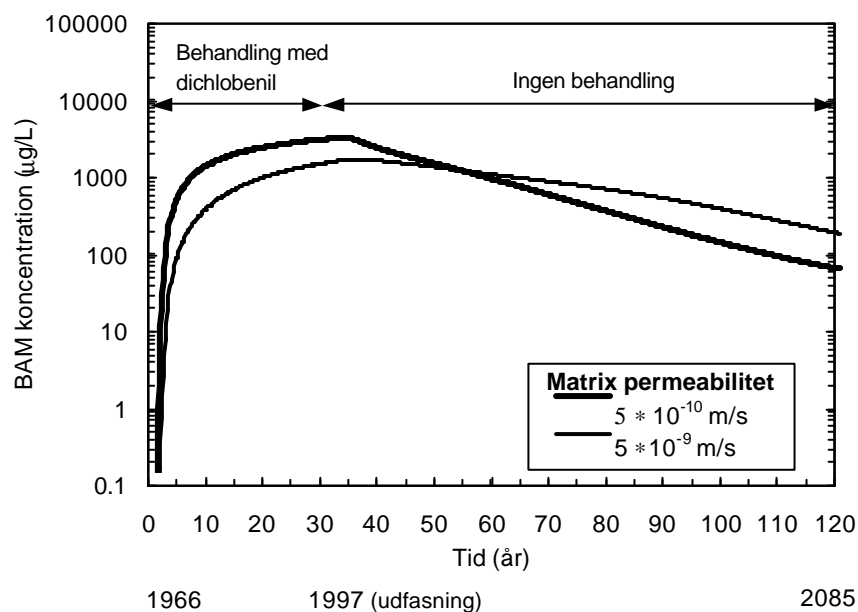
Det fremgår af figuren, at gennemgående sandslirer næsten har samme effekt på BAM udvaskningen til grundvandet, som dybe sprækker med en afstand på 5 -10 m (figur 11). Dette gælder dog kun for mobile stoffer idet sandslirer i højere grad end sprækker vil retardere stoffer som adsorberes.

#### Hydraulisk ledningsevne af matrix

Figur 13 viser følsomheden af BAM udvaskningen fra bunden af de 16 m lerlag overfor skønnede relevante intervalgrænser for den hydrauliske ledningsevne af lermatrixen i sprækket moræneler ved en fastholdt grundvandsdannelse på 120 mm/år. Modelleringen viser at gennembrudskoncentrationerne er op til cirka 5 gange højere ved den lave hydrauliske ledningsevne for matrix, men at denne situation samtidigt giver den korteste varighed.



Figur 12. Model leret transport af BAM ved forskellige tykkelser af vertikalt forbundne sandlag/sandslirer gennem 16 m lerdæklag (geologiske hovedtype 3). Diagrammet viser middelkoncentrationen i porevand der forlader bunden af lerlaget (grundvandsdannelsen) for infiltrationsraterne 340 mm/år og 600 mm/år og en fastholdt grundvandsdannelsen på 120 mm/år.

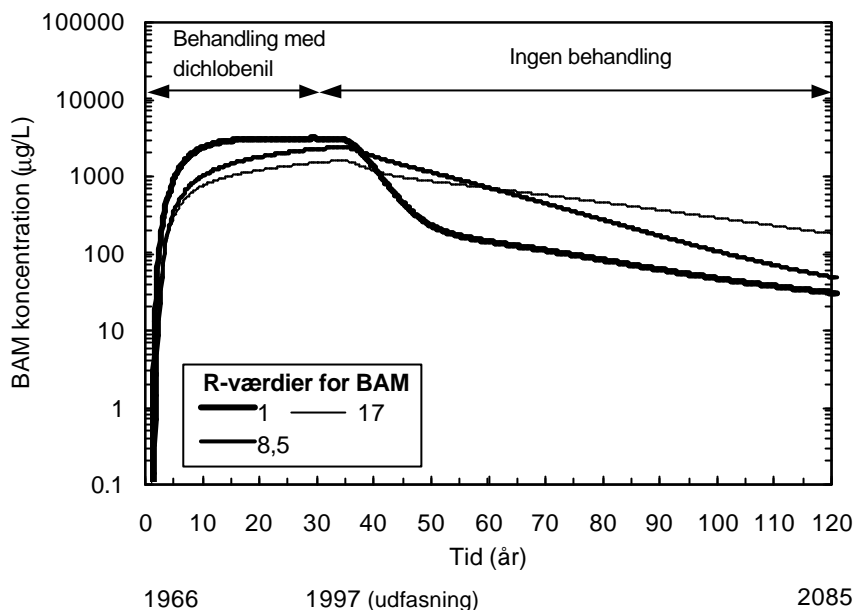


Figur 13. Model leret transport af BAM ved forskellig hydraulisk ledningsevne af lermatrix ved fastholdt sprækkeopsætning gennem 16 m lerdæklag (geologiske hovedtyper 2 og 4). Diagrammet viser middelkoncentrationen i porevand der forlader bunden af lerlaget (grundvandsdannelsen) for infiltrationsraten 340 mm/år og grundvandsdannelsen på 120 mm/år for begge tilfælde.

### Adsorption af BAM

Figur 14 viser følsomheden af BAM udvaskningen gennem de 16 m lerlag overfor adsorptionen af BAM i reduceret moræne (3-16 mu.t). Som

udgangspunkt for modelleringen er anvendt BAM adsorptionsværdierne fra delrapport 3, som viser en overraskende høj binding af BAM i reducerede moræneprøver ( $R = 8.5$ ). Det fremgår at evt. variationer i  $R$ -værdien vil have en væsentlig betydning for varigheden af BAM udvaskningen fra dæklaget.



Figur 14. Modeleret transport af BAM ved forskellig adsorption (kemisk binding udtrykt som retardationsfaktoren  $R$ ) af BAM gennem 16 m lerdæklag (geologiske hovedtyper 2 og 4). Diagrammet viser middelkoncentrationen i porevand der forlader bunden af lerlaget (grundvandsdannelsen) for infiltrationsraten 340 mm/år og grundvandsdannelsen på 120 mm/år.

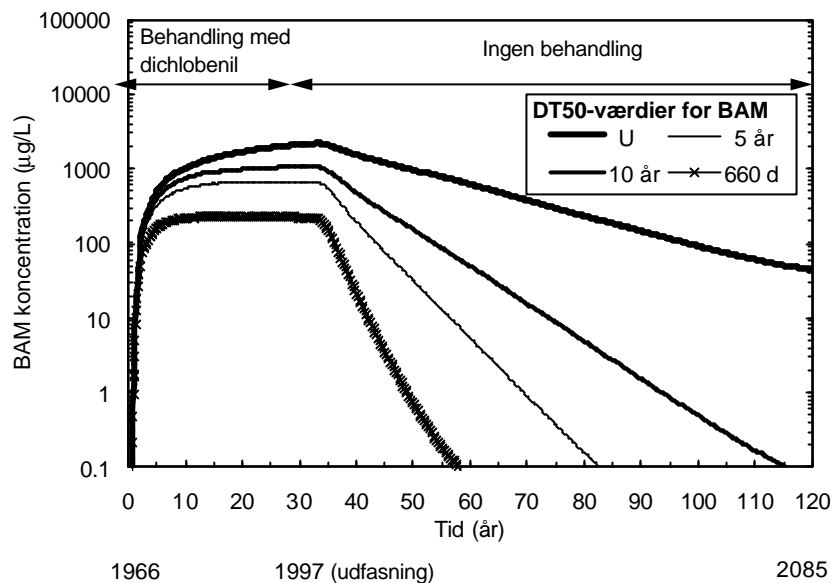
#### Nedbrydning af BAM

Figur 15 viser udvaskningen af BAM ved forskellige hypotetiske nedbrydningsrater for stoffet i dæklaget. Resultatet viser stor følsomhed overfor nedbrydningsraten af BAM, hvor selv langsom nedbrydning ( $DT_{50} = 5-10$  år) betyder en væsentlig afkortning af BAM forureningens omfang og varighed.

Laboratorieforsøgene i delrapport 3, 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 imidlertid så langsom, sammenholdt med BAM's korte opholdstid i denne zone (se figur massebalance for 3 mu.t.), at den er uden praktisk betydning for udvaskningen af BAM gennem lerlaget. Omvendt viser figur 14 at såfremt den målte nedbrydningsrate ( $DT_{50} = 5 - 15$  år) forekommer i hele lerlagets tykkelse vil dette have stor betydning for vurderingen af BAM udvaskningen særligt gennem tykke lerlag.

#### Kildestyrke og udvaskningskoncentrationer

For alle modelresultaterne gælder, at der alt andet lige er ligefrem proportionalitet mellem DCB doseringen og de BAM koncentrationer der modelleres i grundvandet og indvindingsboringer. Dette muliggør en simpel omregning af modelresultaterne til andre kildestyrker end de der er anvendt i den aktuelle vurdering. Ses der eksempelvis bort fra denne rapport's generelle modelantagelse, at 50% af den solgte mængde dichlobenil er bortvasket med overfladeafstrømning til kloak, og dermed ikke indgår i doseringen, skal alle de følgende modelberegnete koncentrationer multipliceres med en faktor 2.



Figur 15. Modeleret transport af BAM ved forskellige nedbrydnings rater af BAM gennem 16 m lerdæklag (geologiske hovedtyper 2 og 4). Diagrammet viser middelkoncentrationen i porevand der forlader bunden af lerlaget (grundvandsdannelsen) for infiltrationsraten 340 mm/år og grundvandsdannelsen på 120 mm/år.

### 2.3.2 Grundvand og indvindingsboringer

Nedbrydning af BAM er sammen med forekomsten af præferentielle strømningsveje de mest følsomme stof- og jordparametre ved modellering af BAM udvaskningen. I de følgende modelleringer vurderes betydningen af disse parameterværdier når modelleringen opskales til det samlede modelopland. Vurderingen er foretaget for geologisk hovedtype 2 med 16 m lerdæklag.

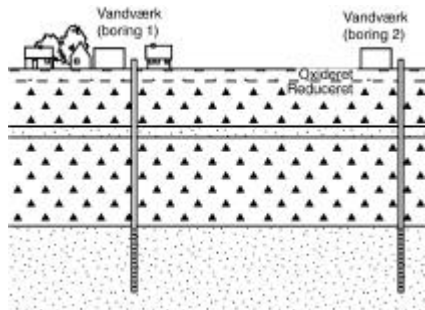
I temafigurerne 16a,b er sammenlignet modelberegnete tidsserier for BAM koncentrationen ( $\mu\text{g/l}$ ) i modeloplandets grundvand (grundvandskortene A, B og C) og indvindingsboringer med og uden nedbrydning af BAM i dæklag og grundvandsmagasin.

Modelleringen viser, at selv ved meget langsom nedbrydning af BAM ( $DT_{50} = 10$  år) vil der ske en betydelig reduktion af koncentrationer samt afkortning af varigheden for BAM forureningen i indvindingsboringerne og omfanget i grundvandet. Dette er en naturlig følge af stoffets lange opholdstid i dæklag og grundvandszonen.

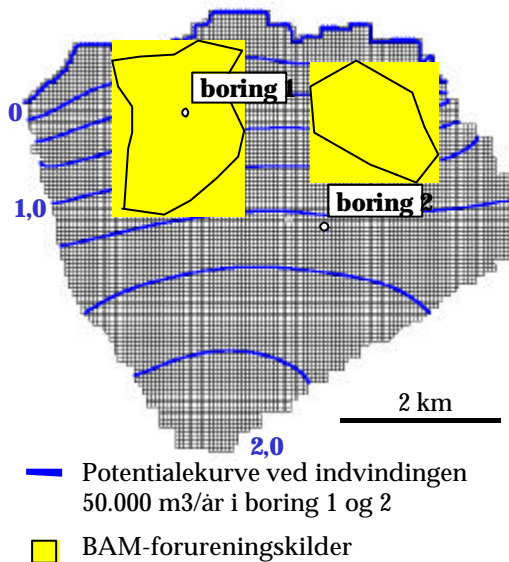
I figur 17 er tillige vist betydning af boringernes indvindingsdybde under lerlaget. Det fremgår at stor indvindingsdybde i kombination med langsom BAM nedbrydning reducerer BAM indholdet med cirka en faktor 30 - 50 og varigheden med mange årtier. Modelleringen understreger, at modelvurderingen er særdeles følsom overfor rapportens generelle forudsætningen om, at der ikke sker BAM nedbrydning i grundvandet.

Figur 18 viser, at der er stor forskel på forløbet af BAM forureningen ved modellering med hhv. 5 m og 1 m afstand mellem de dybe sprækker i lerdæklaget. Sammenligningen viser at lerberegningerne er følsomme overfor den usikkerhed der er mht. sprækkers optræden i dybe lerlag.

**Geologisk hovedtype 2, sprækkeafstand 5 m**  
**Spændt sandmagasin under 16 meter dæklag**  
 Med BAM-nedbrydning (DT50=10 år)  
 Kildetype: Byområde  
 Filter dybde: 11-21 m u.t.  
 Infiltration: 340 mm/år  
 Grundvandsdannelse: 120 mm/år



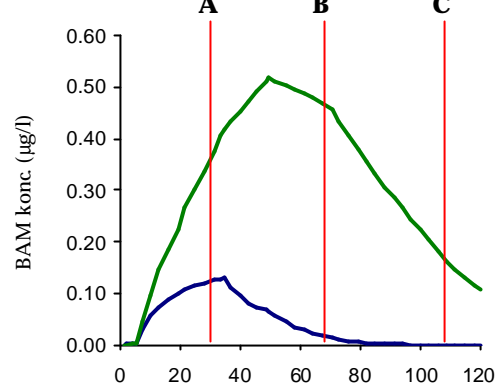
**Placering af BAM-forureningskilder og indvindingsboringer**



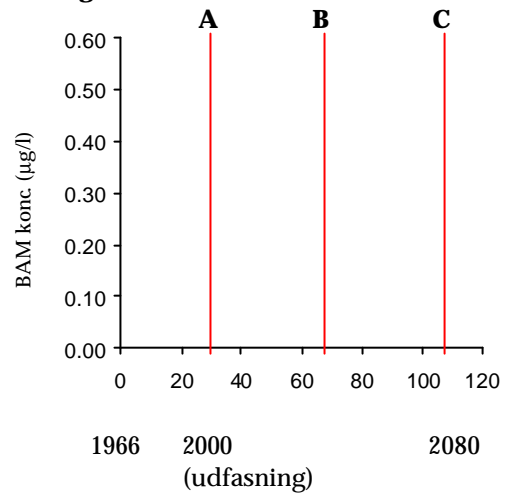
**Tidsserier i indvindingsboringer**

— Unden nedbrydning — Med nedbrydning  
 Behandling med dichlobenil Ingen behandling

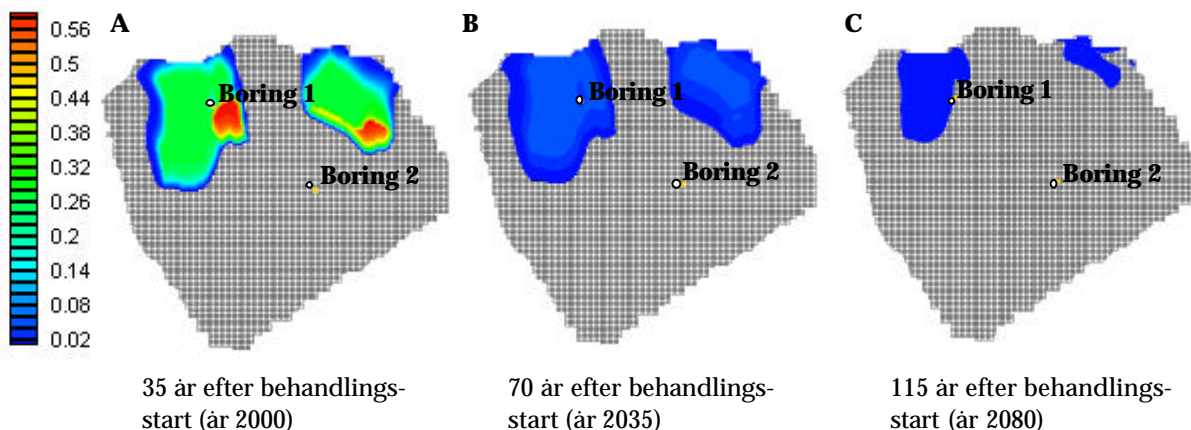
**Boring 1**



**Boring 2**

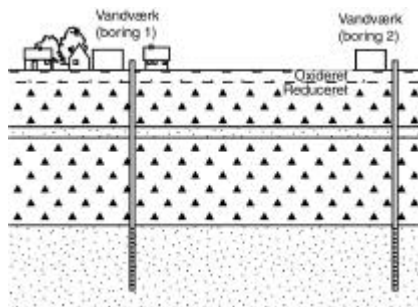


**BAM (mg/l) i grundvandsmagasinet i dybden 21-31 m ved indv. på 50.000 m<sup>3</sup>/år i boring 1 og 2**

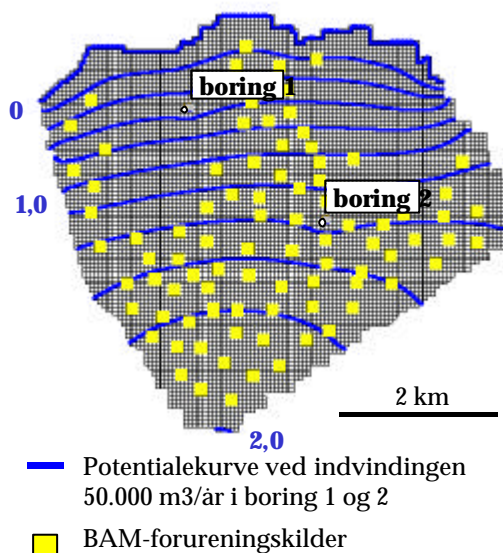


Temafigur 16a. Betydningen af langsom BAM nedbrydning i dæklag og grundvandsmagasin ved BAM forurening fra model oplandets byområde. Figuren viser tidsserier af BAM koncentrationen i grundvand (A, B, C) og vandindvindingsboringer. Modelleringen er udført for sprækkeafstanden 5 m mellem dybe sprækker i lerdæklaget.

**Geologisk hovedtype 2, sprækkeafstand 5 m**  
**Spændt sandmagasin under 16 meter dæklag**  
 Med BAM-nedbrydning (DT50=10 år)  
 Kildetype: Landområde  
 Filter dybde: 11-21 m u.t.  
 Infiltration: 340 mm/år  
 Grundvandsdannelse: 120 mm/år

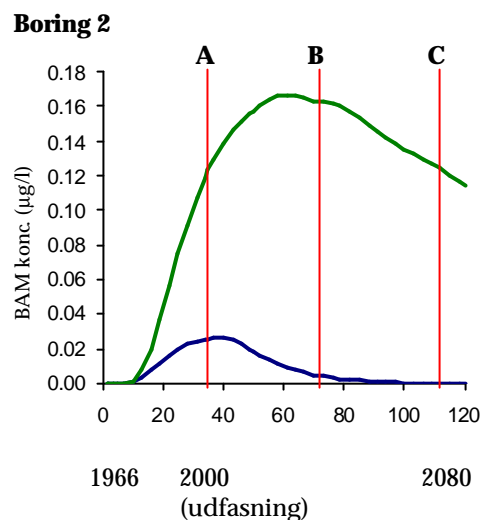
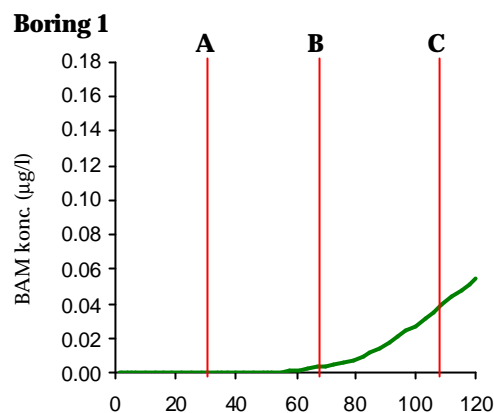


**Placering af BAM-forureningskilder og indvindingsboringer**

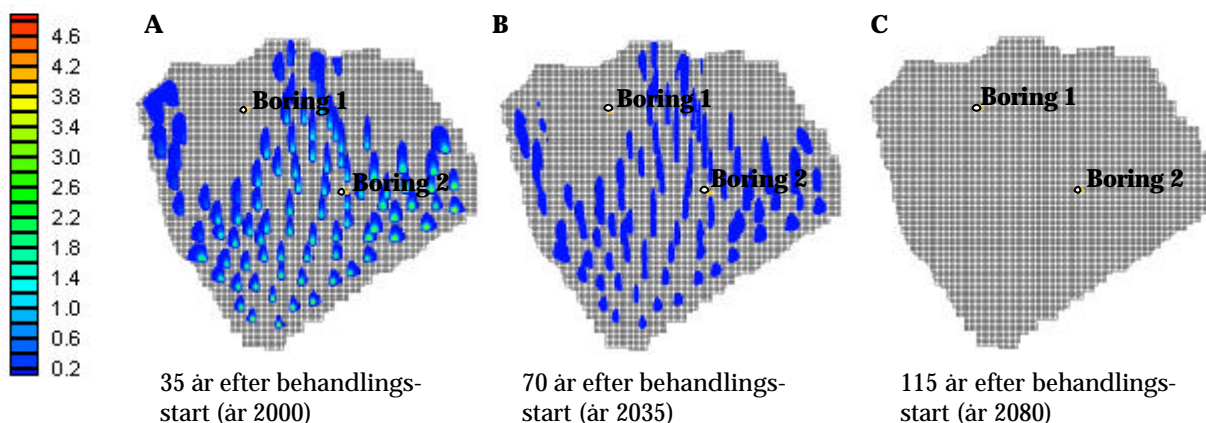


**Tidsserier i indvindingsboringer**

— Unden nedbrydning — Med nedbrydning  
 Behandling med dichlobenil      Ingen behandling



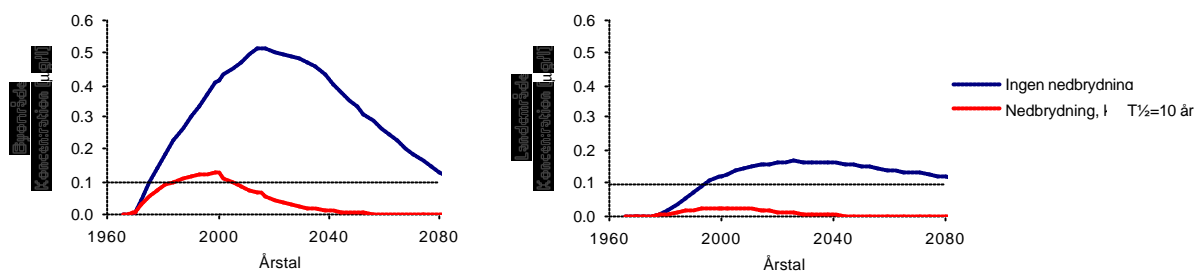
**BAM (mg/l) i grundvandsmagasinet i dybden 21-31 m ved indv. på 50.000 m³/år i boring 1 og 2**



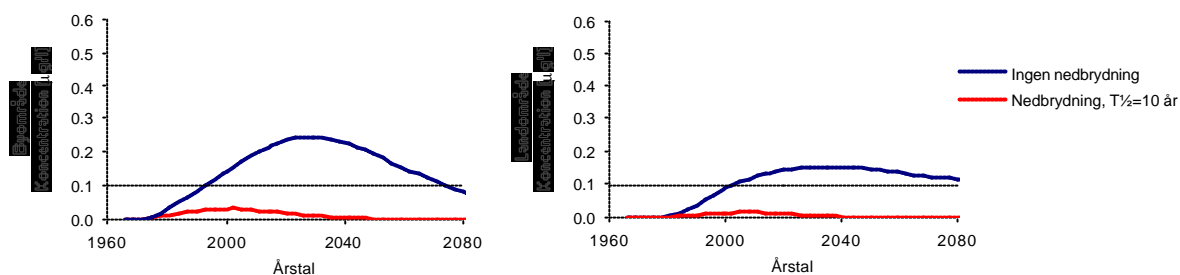
Temafigur 16b. Betydningen af langsom BAM nedbrydning i dæklag og grundvandsmagasin ved BAM forurening fra model oplandets landbrugsområde. Figuren viser tidsserier af BAM koncentrationen i grundvand (A, B, C) og vandindvindingsboringer. Model leringen er udført for sprækkeafstanden 5 m mellem dybe sprækker i lerdæklaget.



Filterdybde: 21-31 m u.t., 16 m dæklag

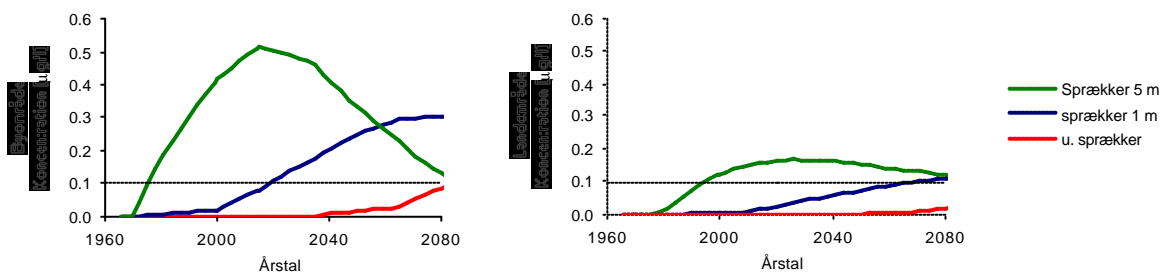


Filterdybde: 76-86 m u.t., 16 m dæklag



Figur 17. Betydningen af langsom BAM nedbrydning i dæklag og grundvandsmagasin for BAM koncentrationen i vandindvindingsboringer ved placering af boringerne i forskellig dybde. Modelleringen er udført for de samme oplandssituationer som vist i temafigur16a,b.

Filterdybde: 21-31 m u.t.



Figur 18. Betydningen af afstanden mellem dybe sprækker for BAM koncentrationen i vandindvindingsboringerne i model oplandets by og landbrugsområde. Modelleringen er udført for de samme oplandssituationer som vist i temafigur16a,b.

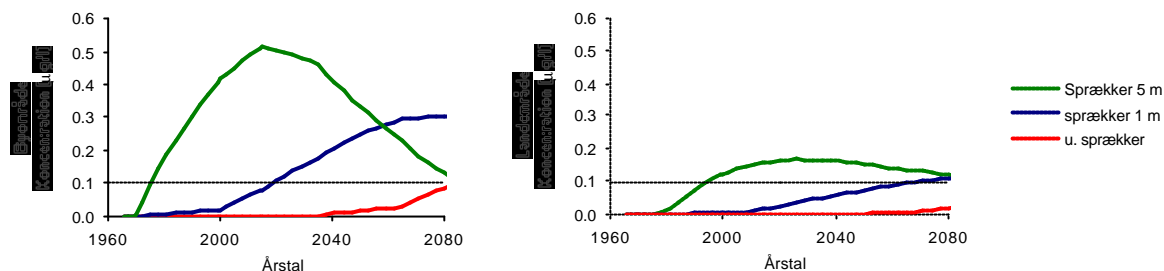
Sprækkeafstanden (1m), der ligger til grund for rapportens vurderinger, er fremkommet ved kalibrering af modellen overfor niveauet af aktuelle BAM fundværdier grundvandet i lerområderne (GEUS, 1999). Modelleringen viser at områder med evt. større afstand mellem dybe sprækker (5 – 10 m) vil være væsentligt mere udsat for udvaskning af BAM til grundvandet.

Modelleringen viser endvidere, at uden dybe sprækker i lerlagene optræder der ikke BAM i modeloplandets grundvand eller indvindingsboringer før omkring 2050. Udbredte fund af BAM i grundvand under bundmoræne har været påvist i betydeligt omfang igennem en årrække i

grundvandsovervågningen (GEUS, 1999). Dette indikere sammen med enkelte undersøgelser (f.eks. Sidle et al. 1998), at udvaskningen gennem tykke lerlag generelt sker under indflydelse af strømning i sprækker og/eller sandlag. På denne baggrund er sprækker inddraget generelt i modelvurderingerne for de geologiske hovedtyper med lerdæklag fra terræn (type 2, 3 og 4).

I Figur 19 er sammenlignet BAM indholdet i grundvandet og vandindvindingsboringer under hhv. bundmoræne og randmoræne.

Filterdybde: 21-31 m u.t.



Figur 19. Indholdet af BAM i vandindvindingsboringer under randmoræne sammenlignet med sprækket bundmoræne (1 m og 5 m mellem dybde sprækker). Modelleringen er udført for samme oplandssituationer og betingelser som anvendt i temafigur 16a,b.

Det fremgår at modellen for randmorænen giver den samme BAM udvaskning som sprækkemodellen med sprækkeafstanden 5 m. På dette grundlag vurderes områder med randmoræne og områder med stor afstand mellem dybde sprækker (5 m eller derover), at repræsentere de geologiske situationer, hvor BAM alt andet lige vil udvaskes med størst koncentration gennem lerlagene.

#### Sammenfatning af følsomhedsvurdering

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 størrelsesordner, som følge af variationen og usikkerheden mht. de fysiske lerparametre. Variationen, og dermed usikkerheden, vurderes at være større under 30 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. sprækkes optræden 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 afgørende på vurderingens konklusioner.

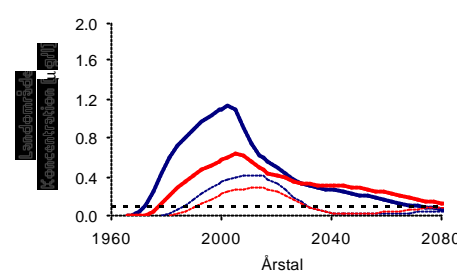
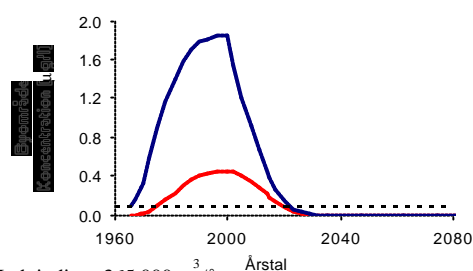
Følsomhedsvurderingen viser endeligt at BAM indholdet der udvaskes til grundvandet er afhængigt af vandbalancen i dæklag. Således vil grundvandet være væsentligt mindre udsat for BAM forurening i områder med lille grundvandsdannelse og/eller stor overfladisk afstrømning.

# 3 Modelresultater

I Figur 20 er vist modellerede tidsserier for BAM indholdet i modeloplandets vandindvindingsboringer fordelt på de geologiske hovedtyper 1 - 6 i figur 2. Alle modelkørsler er foretaget for indvindingsmængderne 50.000 m<sup>3</sup>/år og 365.000 m<sup>3</sup>/år. Hvor intet andet er nævnt fremgår de øvrige modelbetingelser for kørslerne af Tabel 4.

## A: Frit sandmagasin (geologisk hovedtype 1)

Indvinding: 50.000 m<sup>3</sup>/år:



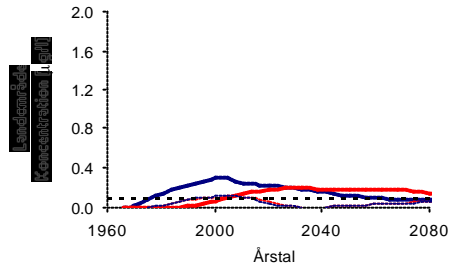
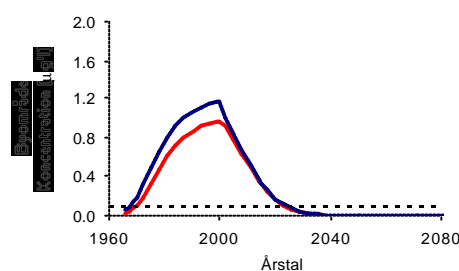
Filterdybde:

- 5-15 m u.t.
- 60-70 m u.t.

Antal BAM kilder:

- 5 pr km<sup>2</sup>
- 2 pr km<sup>2</sup>

Indvinding: 365.000 m<sup>3</sup>/år:



Filterdybde:

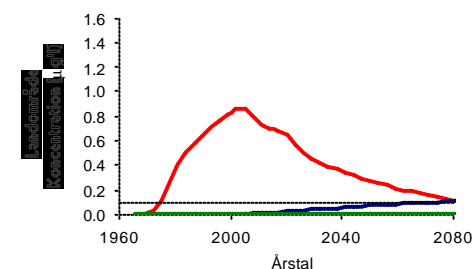
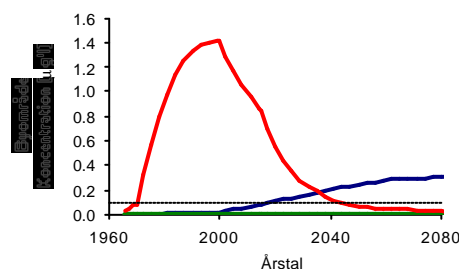
- 5-15 m u.t.
- 60-70 m u.t.

Antal BAM kilder:

- 5 pr km<sup>2</sup>
- 2 pr km<sup>2</sup>

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

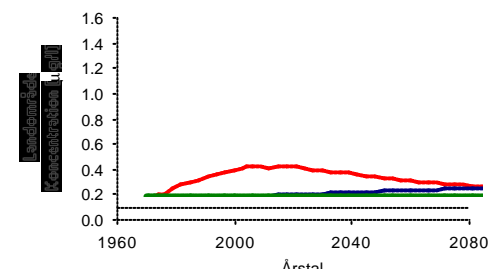
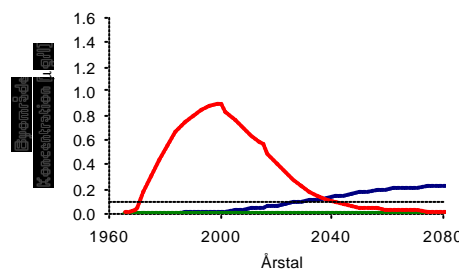
Indvinding: 50.000 m<sup>3</sup>/år:



Lerlagstykkelser:

- 6 m ler
- 16 m ler
- 30 m ler

Indvinding: 365.000 m<sup>3</sup>/år:

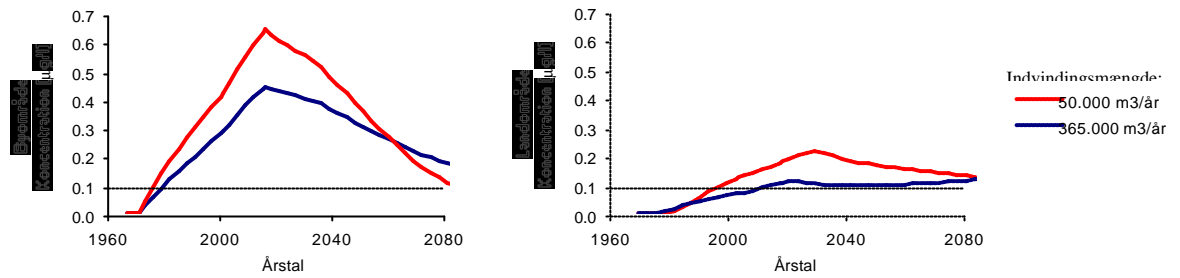


Lerlagstykkelser:

- 6 m ler
- 16 m ler
- 30 m ler

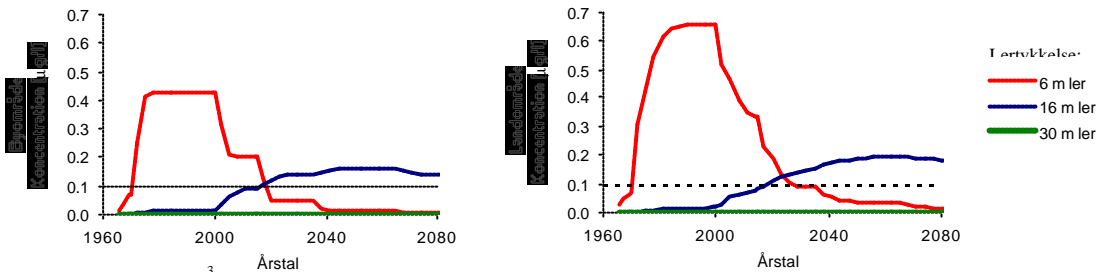
### C: Spændt sandmagasin under 16 m randmoræne (geologisk hovedtype 3)

Filterdybde: 5-15 m u.t.

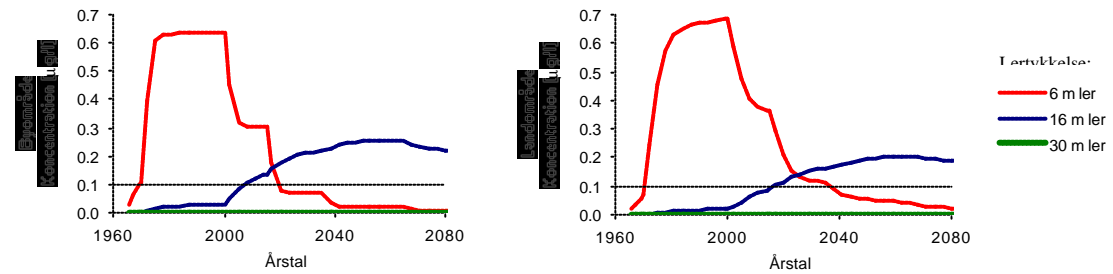


### D: Spændt kalkmagasin under sprækket lerlag (geologisk hovedtype 4)

Indvinding på 50.000 m<sup>3</sup>/år:

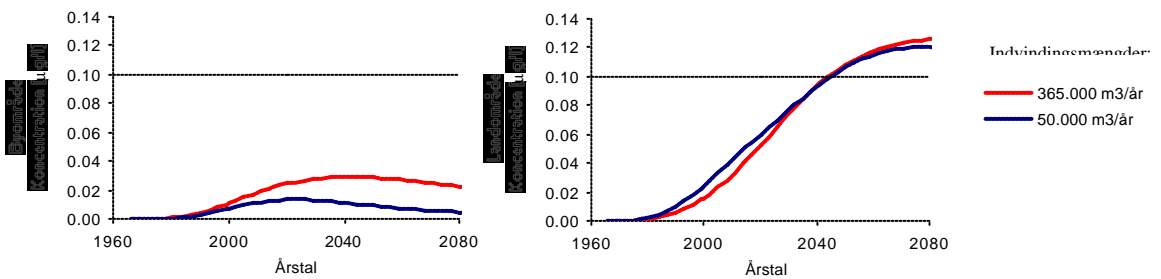


Indvinding på 365.000 m<sup>3</sup>/år



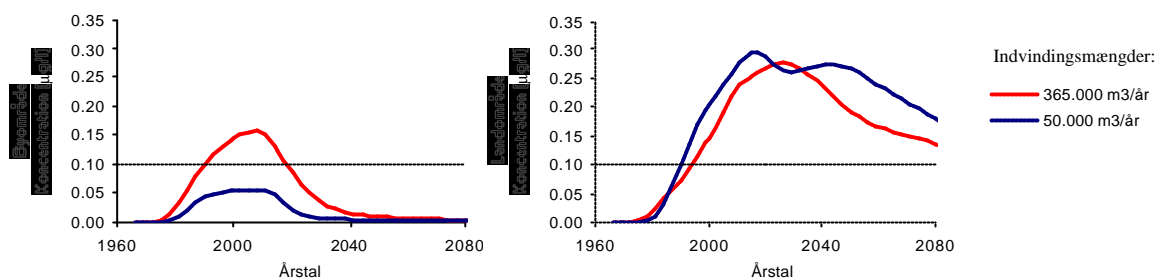
### E: Spændt sandmagasin under indlejret usprækket ler uden sandvinduer (geologisk hovedtype 5)

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 20. Modellerede tidsserier for BAM indholdet i modeloplandets vandindvindingsboringer fordelt på de geologiske hovedtyper 1-6. De samlede modelleringsbetingelser fremgår af tabel 4 og temafigurer som der henvises til i tabellen.

Geologisk hovedtype (Figur 2)	BAM-kildetype og placering af indvindingsboringer	Tykkelse af lerdæklag (m)	Indvindingsdybde (mu.t.)	Infiltration (gennem rodzone) (mm/år)	Grundvandsdannelse (mm/år)	Figur [figurer i appendix 1]
Type 1: Sandmagasin	By/Land	0	5 - 15 / 60 - 70	340	340	20a [1-7]
Type 2: Sandmagasin under lerlag fra terræn	By/Land	6	11 - 21	340	340	20b [8, 11]
	By/Land	16	21 - 31	340	120	20b [9, 12]
	By/Land	30	35 - 45	340	120	20b [10, 13]
	Jernbane	16	21 - 31	340	120	33 [26]
	Vandværk	16	21 - 31 / 76 - 85	340	120	32 -
Type 3: Sandmagasin under randmoræne	By/Land	16	21 - 31	340	120	20c [14, 15]
Type 4: Kalkmagasin under bundmoræne fra terræn	By/Land	6	11 - 16	340	340	20d [16, 19]
	By/Land	16	21 - 26	340	120	20d [17, 20]
	By/Land	30	35 - 40	340	120	20d [18, 21]
Type 5: Sandmagasin under indlejret lerlag	By/Land	10	60 - 70	340	340	20e [22, 23]
Type 6: Sandmagasin under indlejret lerlag m. "sandvinduer"	By/Land	10	60 - 70	340	340	20f [24, 25]

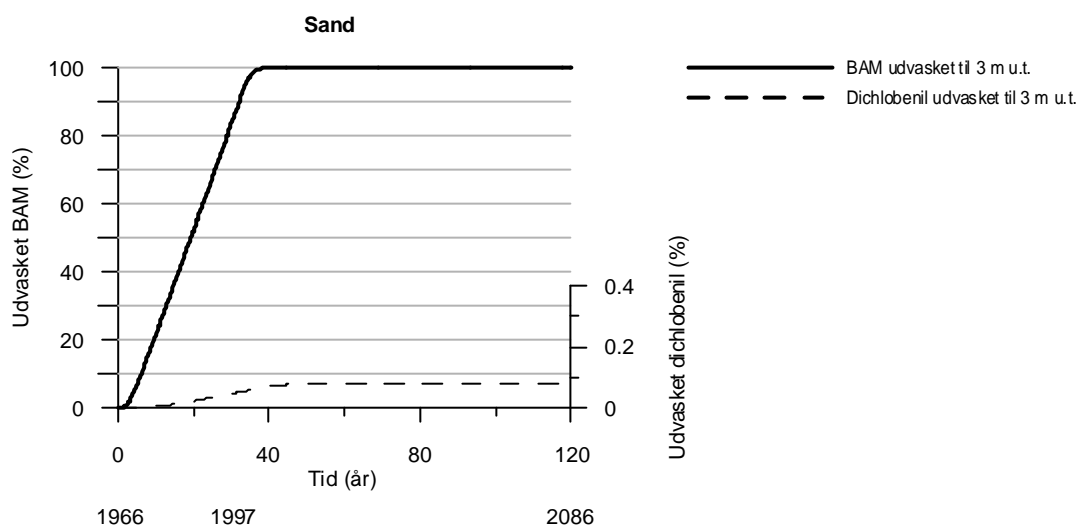
Tabel 4. Modelleringsbetingelser og henvisninger til temafigurer for vurderingen af BAM i de geologiske hovedtyper 1-6.

### 3.1.1 Massebalance for BAM udvaskningen i sandjord (hovedtyperne 1, 5 og 6)

Modelopsætningen er ens for de øverste 3 m af dæklaget i alle modelkørsler med sand fra terræn (hovedtyperne 1, 5, og 6).

Figur 21 viser udvaskningen af BAM og dichlobenil i sandprofilen i 3 m u.t. Under denne dybde sker der ikke yderligere nedbrydning af dichlobenil.

Figuren viser at 99.9 % af den effektivt doserede dichlobenil (5 kg/ha/år) omdannes til BAM i de øverste 3 m af sandjorden, mens altså kun 0.1% af dichlobenilen bliver udvasket fra den reaktive zone. Det fremgår yderligere af kurvernes vandrette forløb efter cirka år 2000, at stort set hele omdannelsen og udvaskningen af begge stoffer er sket inden dette tidspunkt. Dette er i overensstemmelse med at de fundne dichlobenil restkoncentrationer i kildeopsporingen (delrapport 2) kun undtagelsesvis udgør mere end cirka 1 - 5% af et enkelt års dosering, samt mangel på fundkoncentrationer af BAM.



Figur 21. Modeleret massebalance for udvaskning af BAM og dichlobenil fra de øverste 3 meter i sandjordsprofilen. Nedbrydning af dichlobenil til BAM foregår i de øverste 3 meter. Under denne dybde modeleres der ingen nedbrydning af stofferne.

### 3.1.2 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 20a viser tidsserier for BAM indhold i modeloplandets indvindingsboringer 1 (by) og 2 (land). Temafigurerne 22a,b,c og 23 viser placeringen af boringerne og forureningskilder samt tillige BAM indeholdet i grundvandet til tidspunkterne år 2000, 2035 og 2080 (kortene A, B, C).

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  $\mu\text{g/l}$  ved indvindingsstørrelserne på hhv. 50.000 og 340.000  $\text{m}^3/\text{år}$ , (byområde i Figur 20a). 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.

Områder med en nedstrøms beliggende forureningskilde, som det er tilfældet for byområdet i temafigur 22a, har alt andet lige den korteste varighed af BAM forureningen. Efter koncentrationsmaksimet falder BAM koncentrationerne jævnt ned til grænseværdien omkring år 2030 - 40 for begge indvindingsmængder.

Sammenlignet med grundvandsovervågningens typiske fundværdier i midtjylland ligger modelkoncentrationerne 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 (se modelleringen af forskellige diskrete punktkildetætheder i landeksemplet).
- at vandindvindingen sker fra spændte magasiner under smeltevandsler eller tertiære lerlag under smeltevandssandet (hovedtype 5 og 6)
- der sker langsom nedbrydning af BAM i grundvandsmiljøet

Ved en opstrøms beliggenhed af BAM-kilderne i landområdet (temafigur 22b) sker der en øget lateral udbredelsen af BAM i både det dybe og det overfladenære grundvandsopland, temafigur 22b,c. Den øgede udbredelse af BAM i det dybe grundvand (temafigur 22b) betyder at det overfladenære grundvand på sigt bliver rent mens der fortsat er høje BAM indhold i det dybe grundvand (grundvandskortene A, B, C i temafigur 26b og c) .

Det fremgår dog også i temafigur 22c, at boringerne i oplandet renses langsommere end oplandet omkring boringerne pga. BAM oppumpning fra større dybde og/eller pga. lateral påvirkning af opstrøms BAM fra oplandet. Ved omlægningen af indvindingen i denne situation til fra dyb til lav indvindingsdybde er der risiko for oppumpning af BAM nedefra ved efterfølgende drift.

Ligesom for byområdet er de modellerede koncentrationer i landområdet tilsyneladende højere end de gennemsnitlige fundværdier vurderet ud fra grundvandsovervågningen i sandområderne (delrapport 2). Udover de faktorer der er nævnt ovenfor for byeksemplet, kan dette skyldes at der er mindre tæthed af gårdspladser, end de antagede 5 per  $\text{km}^2$  i modeloplandets landbrugsområde.

Dette er vurderet i temafigur 23, der viser BAM forureningen ved en reduktion fra 5 til 2 gårdspladser per  $\text{km}^2$ . Det fremgår at der ved mindre tæthed af BAM kilder er en væsentligt mere spredt fordeling og større

fortynding af BAM i grundvandet (temafigur 22c og 23). Dette betyder en lavere fundhyppigheden og lavere BAM indhold i indvindingsboringerne. Specielt hvis antallet af analyserede boringer er lille vil der således være stor sandsynlighed for at monitoringsdata ikke vil indeholde fund af BAM ved stor afstand mellem BAM kilderne.



## Geologisk hovedtype 1

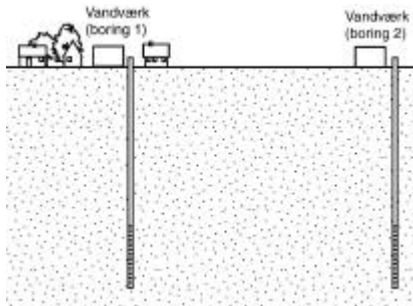
### Frit sandmagasin uden dæklag

Kildetype: Byområde

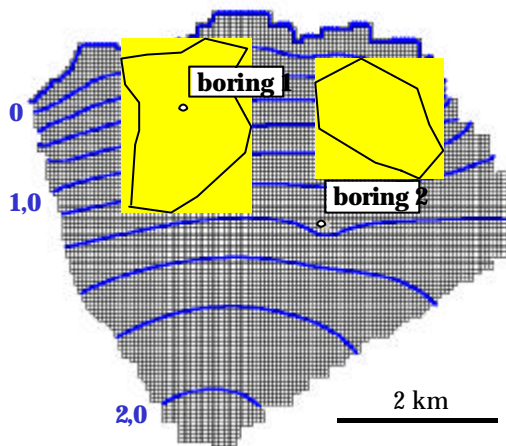
Filter dybde: 60-70 mu.t.

Infiltration: 340 mm/år

Grundvandsdannelse: 340 mm/år



### Placering af BAM-forureningskilder og indvindingsboringer



— Potentialekurve ved indvindingen  
50.000 m<sup>3</sup>/år i boring 1 og 2

■ BAM-forureningskilder (byområde)

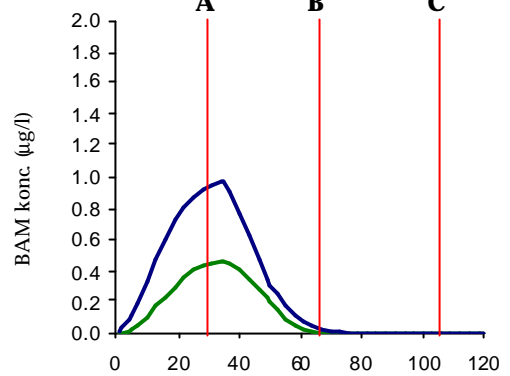
### Tidsserier i indvindingsboringer

— 50.000 m<sup>3</sup>/år

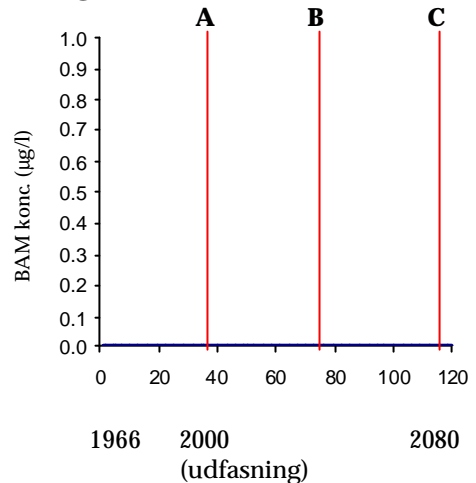
— 365.000 m<sup>3</sup>/år

Behandling med dichlobenil ← → Ingen behandling

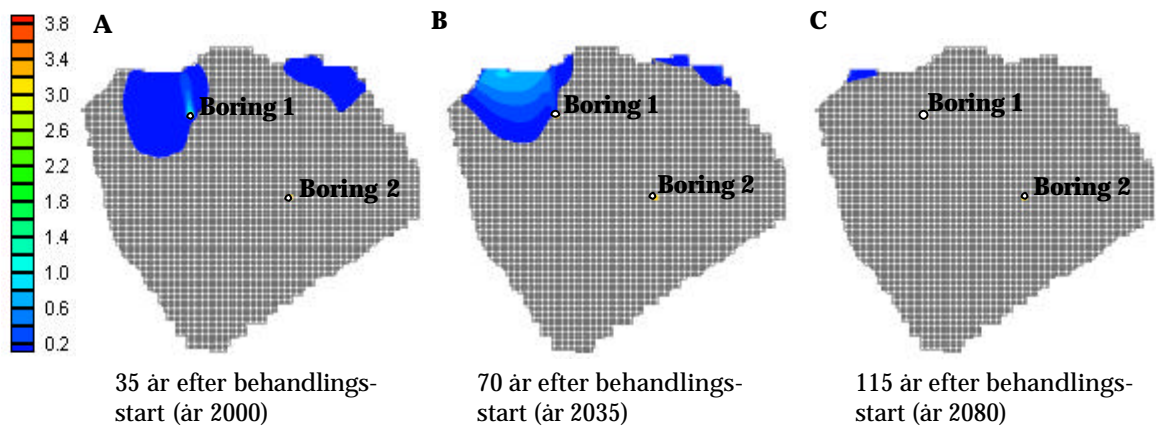
#### Boring 1



#### Boring 2



### BAM (mg/l) i grundvandsmagasinet i dybden 60-70 m ved indv. på 50.000 m<sup>3</sup>/år i boring 1 og 2



Temafigur 22a. Modelberegnete BAM koncentrationer i dybe vandindvindingsboringer og omkringliggende (A, B, C) grundvand i frit sandet grundvandsmagasin (geologisk hovedtype 1) fra BAM kilder i model oplandets byområde.

### Geologisk hovedtype 1

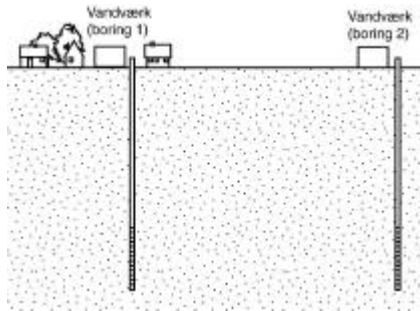
#### Frit sandmagasin uden dæklag

Kildetype: Landejendomme/gårdspladser

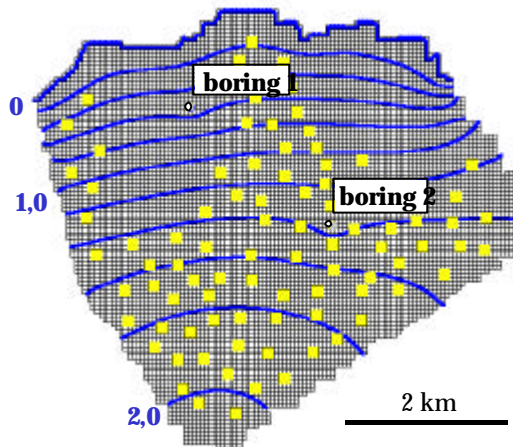
Filter dybde: 60-70 mu.t.

Infiltration: 340 mm/år

Grundvandsdannelse: 340 mm/år



#### Placering af BAM-forureningskilder og indvindingsboringer



— Potentialekurve ved indvindingen 50.000 m<sup>3</sup>/år i boring 1 og 2

■ BAM-punktkilder (landejendomme/gårdspladser)

#### Tidsserier i indvindingsboringer

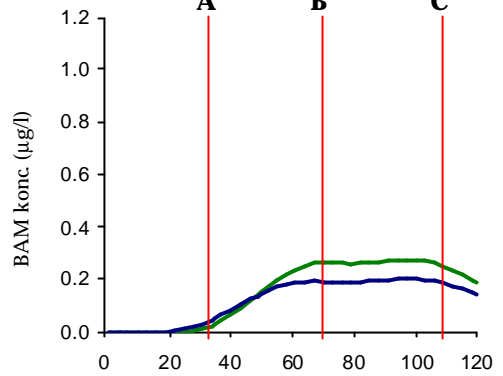
— 50.000 m<sup>3</sup>/år

— 365.000 m<sup>3</sup>/år

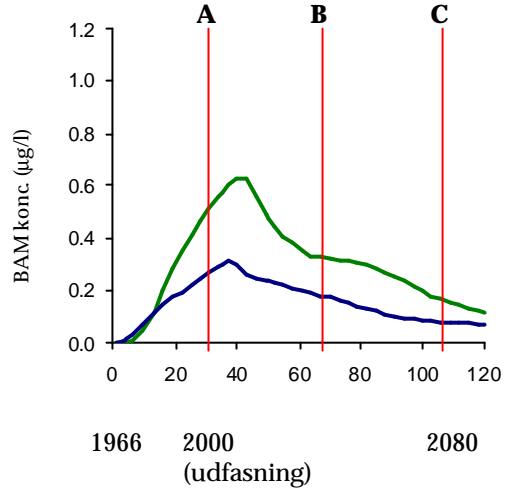
Behandling med dichlobenil

Ingen behandling

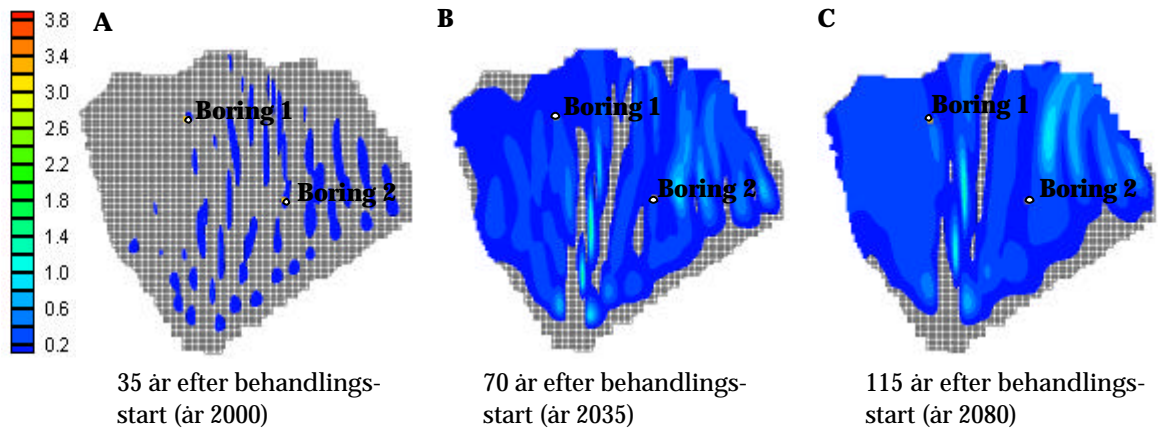
#### Boring 1



#### Boring 2



#### BAM (mg/l) i grundvandsmagasinet i dybden 60-70 m ved indv. på 50.000 m<sup>3</sup>/år i boring 1 og 2



Temafigur 22b. Modelberegnete BAM koncentrationer i dybe vandindvindingsboringer og omkringliggende grundvand (A, B, C) i frit sandet grundvandsmagasin (geologisk hovedtype 1) fra BAM kilder i model oplandets landbrugsområde.

## Geologisk hovedtype 1

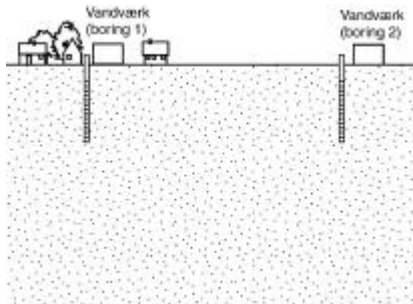
### Frit sandmagasin uden dæklag

Kildetype: landejendomme/gårdspladser

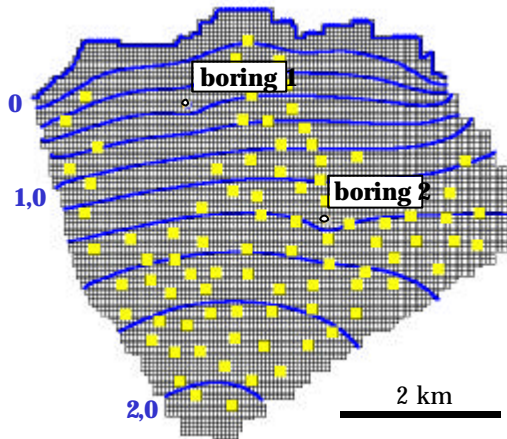
Filter dybde: 5-15 mu.t.

Infiltration: 340 mm/år

Grundvandsdannelse: 340 mm/år



### Placering af BAM-forureningskilder og indvindingsboringer



— Potentialekurve ved indvindingen 50.000 m<sup>3</sup>/år i boring 1 og 2

■ BAM-punktkilder (landejendomme/gårdspladser)

### Tidsserier i indvindingsboringer

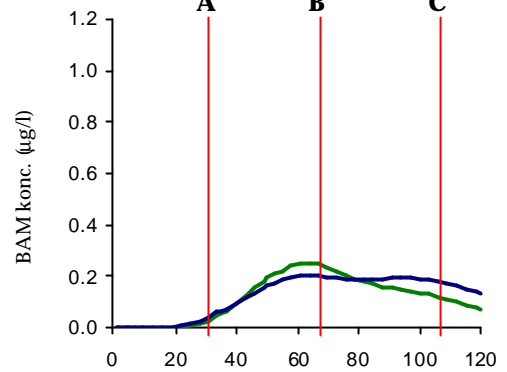
— 50.000 m<sup>3</sup>/år

— 365.000 m<sup>3</sup>/år

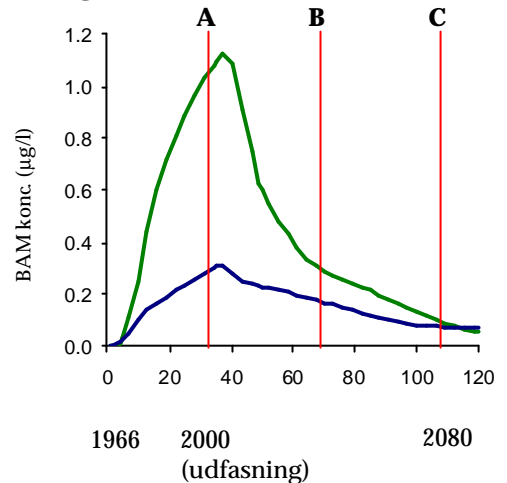
Behandling med dichlobenil

Ingen behandling

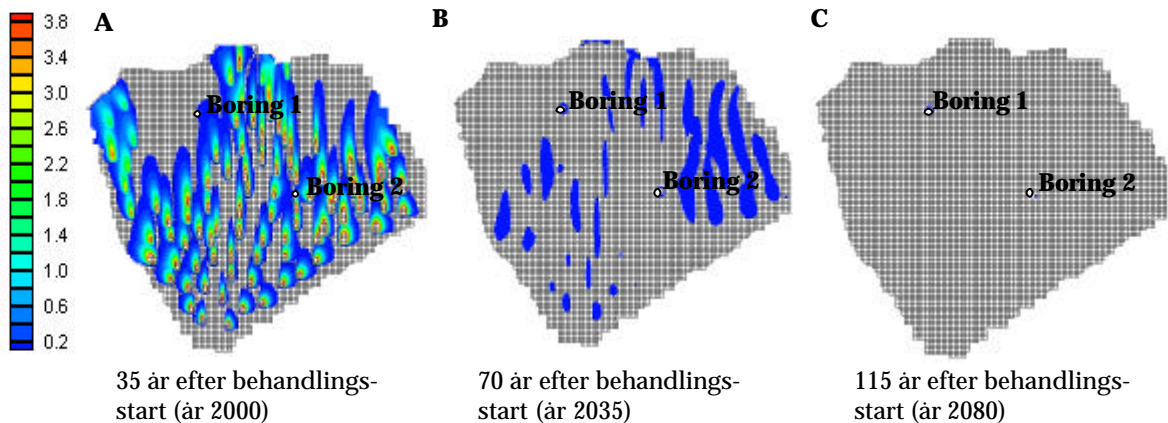
#### Boring 1



#### Boring 2



### BAM (mg/l) i grundvandsmagasinet i dybden 5-15 m ved indv. på 50.000 m<sup>3</sup>/år i boring 1 og 2



Temafigur 22c. Model beregnede BAM koncentrationer i korte vandindvindingsboringer og omkringliggende (A, B, C) grundvand i frit sandet grundvandsmagasin (geologisk hovedtype 1) fra BAM kilder i model oplandets landbrugsområde.

## Geologisk hovedtype 1

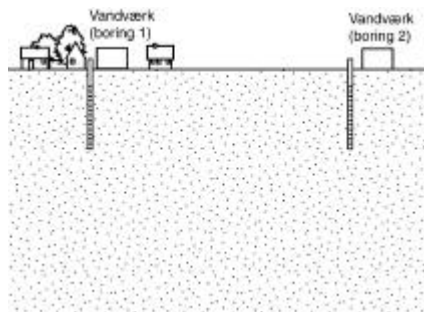
### Frit sandmagasin uden dæklag

Kildetype: landejendomme/gårdspladser

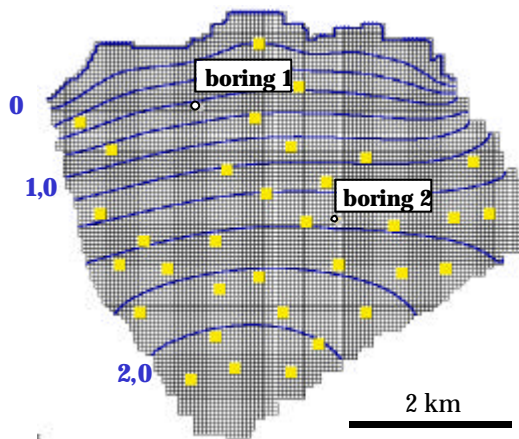
Filter dybde: 5-15 mu.t.

Infiltration: 340 mm/år

Grundvandsdannelse: 340 mm/år



### Placering af BAM-forureningskilder og indvindingsboringer



— Potentialekurve ved indvindingen  
50.000 m<sup>3</sup>/år i boring 1 og 2

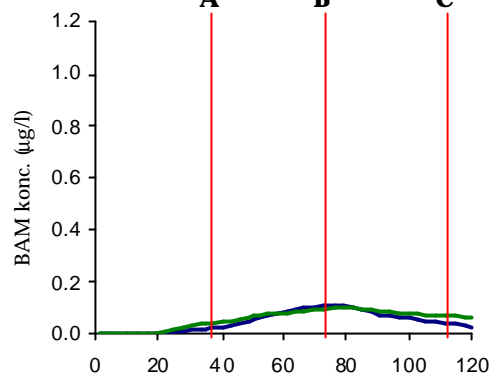
■ BAM-forureningskilder (landejendomme/gårdspladser)

### Tidsserier i indvindingsboringer

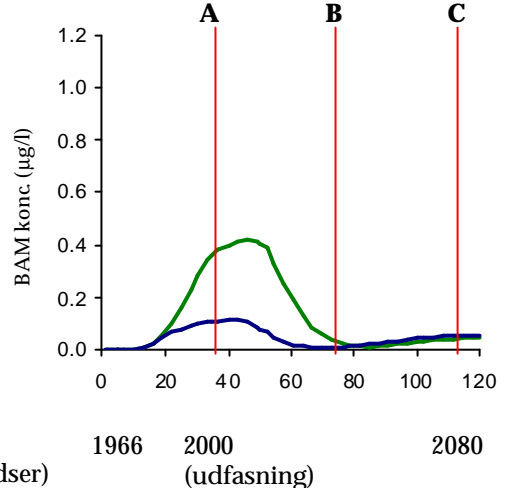
Behandling  
med dichlobenil

Ingen behandling

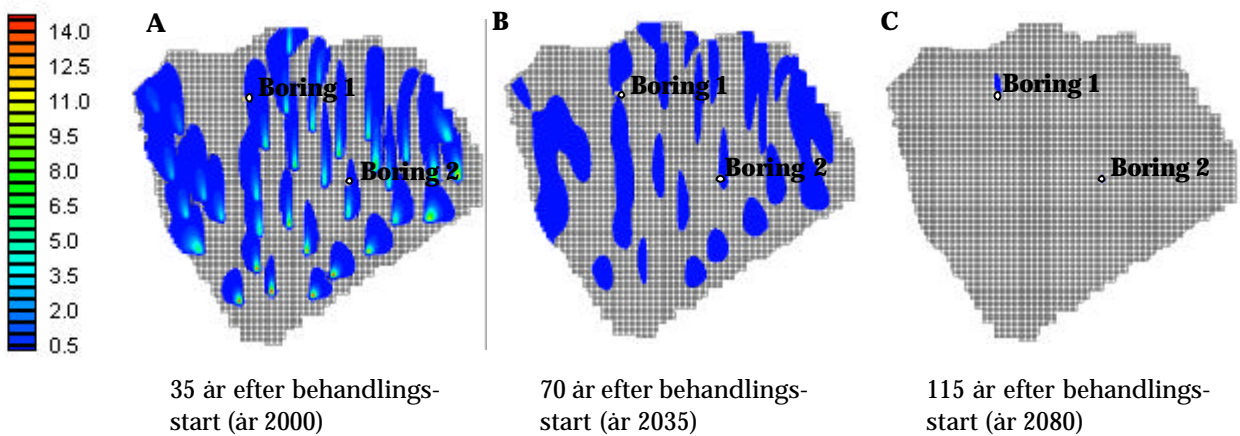
#### Boring 1



#### Boring 2



### Gennemsnitskoncentration af BAM (µg/l) i dybdeinterval (5-15 m) til tiderne A, B og C.



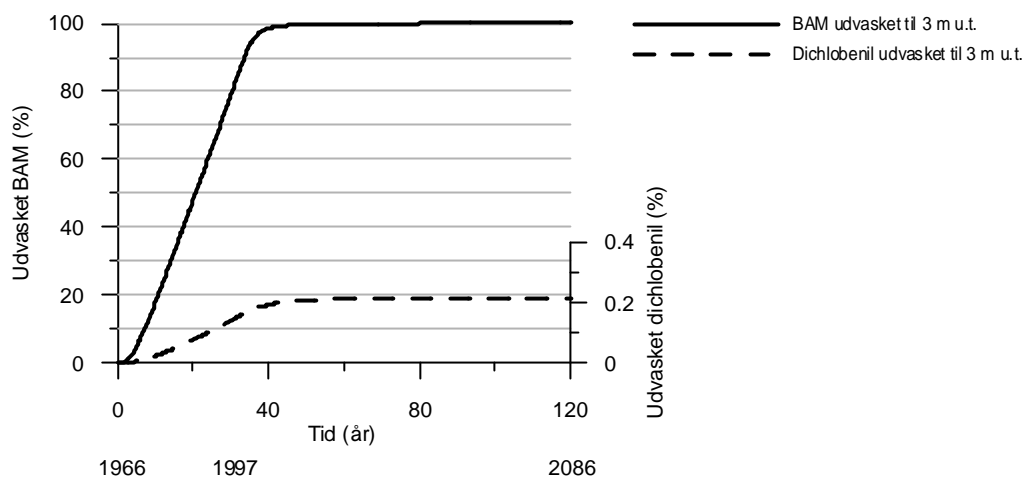
Temafigur 23. Modelberegnete tidsserier for indholdet af BAM i korte indvindingsboringer og omgivende grundvand (A, B, C) ved 2 BAM-kilder per km<sup>2</sup>.

### 3.1.3 Massebalancer for BAM udvaskning i lerdæklag (hovedtyperne 2, 3 og 4)

#### Udvaskning fra øverste 3 meter

Modelopsætningen for de øverste 5 m dæklag er ens i alle modelkørsler med lerdæklag (hovedtyperne 2, 3, og 4).

Temafigur 24 viser udvaskningen af BAM og dichlobenil i lerprofilet i 3 mu.t.. Under denne dybde sker der ikke yderligere nedbrydning af DCB.



Temafigur 24. Modeleret massebalance for udvaskning af BAM og dichlobenil fra de øverste 3 meter i lerjordsprofilet. Nedbrydning af dichlobenil til BAM forgår i de øverste 3 meter. Under denne dybde modelles der ingen nedbrydning af stofferne.

Figuren viser at 99.8 % af den effektivt doserede dichlobenil (5 kg/ha/år) omdannes til BAM i de øverste 3 m af jordprofilet (den reaktive zone), mens 0.2% af dichlobenilen bliver udvasket fra den reaktive zone.

Det fremgår af kurvernes vandrette forløb efter cirka år 2000, at stort set hele omdannelsen og udvaskningen af begge stoffer er forløbet til ende indenfor de øverste 3 meter inden dette tidspunkt. Dette er i overensstemmelse med at de fundne dichlobenil restkoncentrationer i kildeopsporingen (kapitel 5) kun undtagelsesvis udgør mere end cirka 1-5 % af et enkelt års dosering, samt mangel på fundkoncentrationer af BAM.

#### Udvaskning med overfladisk afstrømning og til grundvand

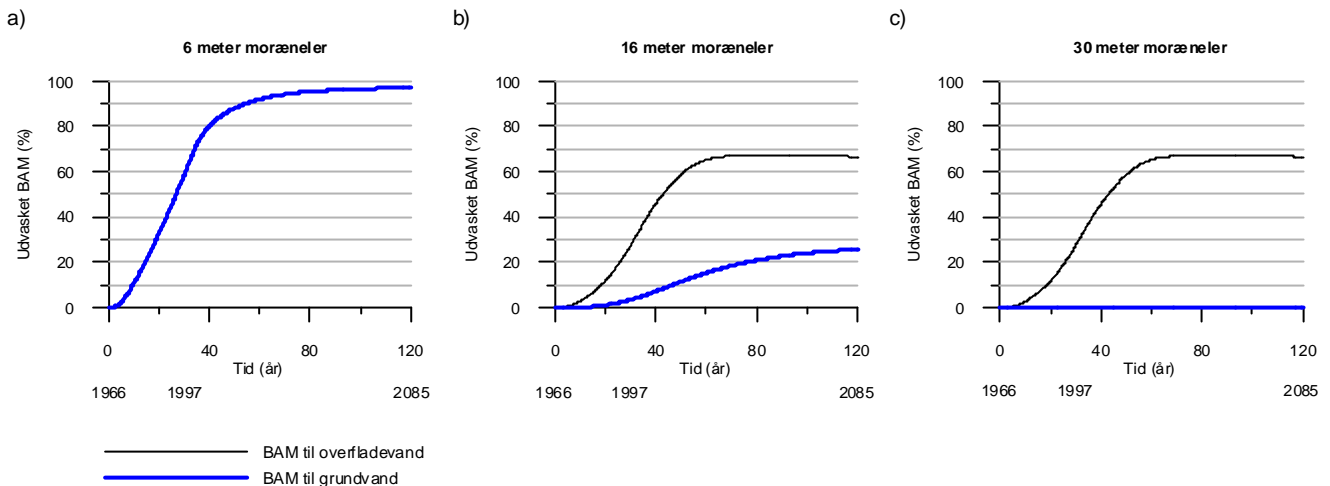
I Figur 25 og 26 er vist forholdet mellem udvaskningen af BAM til overfladevand og grundvand ved forskellige vandbalancer og lertykkelser.

For modelsituationerne med 6 m lerlag fra terræn (hovedtyperne 2, og 4) regnes hele infiltrationen på 340 mm som grundvandsdannelse, idet der antages at findes ringe afstrømningsmuligheder over grundvandsspejlet. For disse situationer viser figur 25a, at cirka 98% af den producerede mængde BAM er udvasket til grundvandet omkring år 2000.

Overfladisk afstrømning indgår i de modelsituationer, hvor der er 16 eller 30 m lerlag i hovedtyperne 2, 3 og 4. Ud af de infiltrerede 340 mm er der fælles for disse situationer modelleret en overfladisk afstrømning på 220 mm (foregår gennem sandlaget i 5.5 mu.t, se figur 2 og 3). Figur 25b viser at cirka 68% af BAM forureningen i modellen udvaskes med den overfladiske afstrømning. Af BAM kurvens vandrette forløb efter cirka år 2025 (60 år i

figur 25b), ses det at BAM kilderne på dette tidspunkt ikke længere bidrager til den overfladiske udvaskning.

Ved 16 m og 30 m ler m udvaskes 32% af den samlede BAM mængde til grundvandet. Ved 16 m lerlag er cirka 10 % af denne mængde udvasket i år 2000 og cirka 28% i år 2080. Ved sammenligning med massebalancen for 30 m ler (figur 25c) fremgår det at selvom modellen i sidste ende vil udvaske den samme mængde BAM, som fra 16 m lerlag, så er forsinkelsen ved 30 lerlag så effektiv, at der kun udvaskes en



Figur 25. Modeleret massebalance for udvaskningen af BAM til overfladevand og grundvand for 6, 16 og 30 m lerlag i de geologiske hovedtyper 2 og 4.

ubetydelig mængde BAM frem til afslutningen af modelleringsperioden (år 2085 i figur 25c). Supplerende modelkørsler (ikke vist) indikere at BAM udvaskningen herefter stiger frem til omkring år 2150. Det skal bemærkes, at den midlertidige beskyttelse der tilsyneladende ydes af de 30 m lerlag, er følsom overfor sprækkeafstanden, således at beskyttelsen kun gælder for den anvendte sprækkeafstand på 1 m, men f.eks. ikke for områder med sprækkeafstanden 5 - 10 m (se følsomhedsanalyse i Figur 18), hvor grundvandet vil være mere sårbart end indikeret af modelleringen.

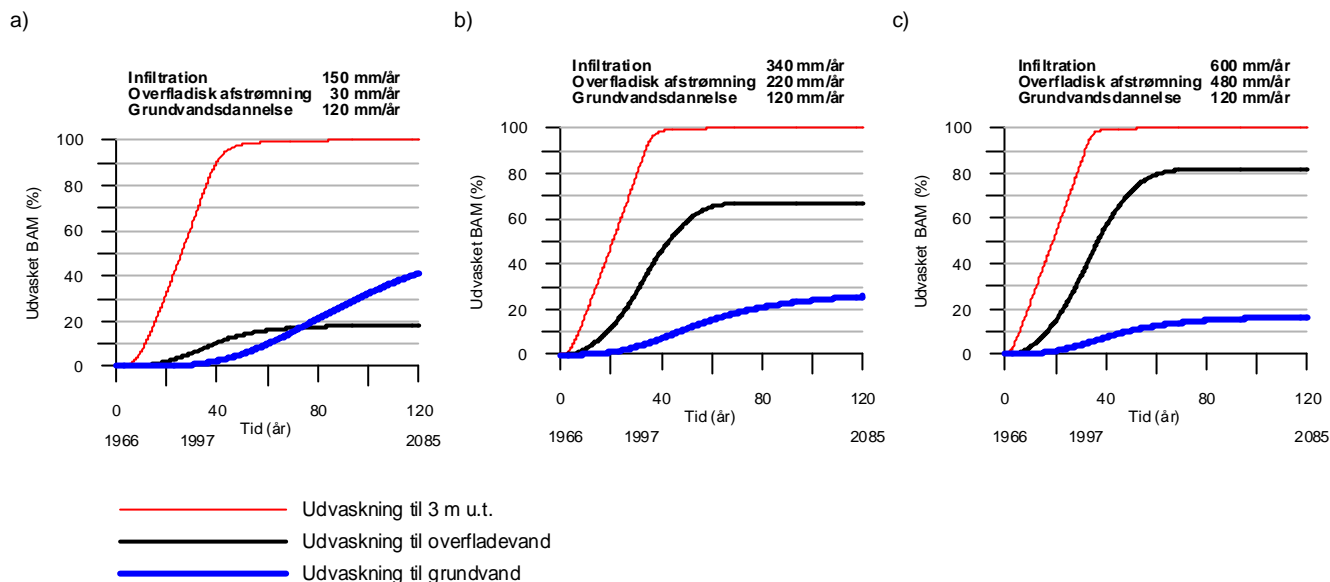
I figur 26a-c er grundvandsdannelsen (120 mm/år) fasthold og infiltrationen varieret mellem 150 og 600 mm/år for 16 m lerlagstykkelse. De sammenhørende overfladiske afstrømningsværdier dækker intervallet 30 til 480 mm/år.

Modelberegningen viser at i løbet af 120 år (frem til år 2080) sker der udvaskning til overfladevandet af cirka 20% (fig. 27a) til 80% (fig. 26c) 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. 26c), mens den er i fortsat stigning i år 2080 ved lille overfladisk afstrømning (fig. 26a).

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 25b og 26b). BAM udvaskningen (stoftransporten) gennem randmorænen sker dog over en

væsentligt kortere periode og dermed med højere koncentrationer end for sprække tilfældet med 1 m sprækkeafstand.

Sammenfattende viser figur 25 og 26, at massebalancen for BAM mellem overfladevand og grundvand vil variere betydeligt med de hydrologiske forhold, og at tidsforløbet for BAM udvaskningen til grundvandet alt andet lige også vil variere betydeligt med lerlagstykkelsen.



Figur 26. 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.

### 3.1.4 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 20b viser tidsserier for BAM indhold i modeloplandets indvindingsboringer 1 (by) og 2 (land). Temafigur 27a,b viser placeringen af borerne og forureningskilder samt tillige udbredelsen af BAM i grundvandet til tidspunkterne år 2000, 2035 og 2080 (kortene A, B, C).

Under 6 m ler viser modelleringen (figur 20b) 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 g/l i år 2000 for borerne ved hhv. høj og lav indvindingsmængde. Herefter falder BAM indholdet til 0.1 g/l omkring år 2040.

For boringen i landscenariet er BAM koncentrationerne lavere (0.2 - 0.8 g/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 20b). Dette er styret af boringens beliggenhed i forhold til forureningskilderne i landområdet.

I figur 20b 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 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 g/l i år cirka 2080. Under 30 m ler vil der først optræde målbare BAM indhold efter cirka år 2050 (temafigur 10 og 13, bilag 19) og indholdet vil fortsætte med at stige indtil cirka år 2150.

Mht. til omfanget af BAM i grundvandet under 16 m lerlag fremgår det af temafigur 27a,b, at BAM at både koncentrationer og udbredelsen stiger igennem hele modelperioden. På denne baggrund forventes en højere fundhyppighed frem mod slutningen af modelperioden. En tilsvarende udvikling må forventes under 30 m ler i sidste halvdel af næste århundrede.

Lerlagsberegningerne indikerer overordnet, at vandindvinding i de geologiske hovedtyper 2 og 4 (figur 20b og 20d) vil kunne fortsættes under tykke lerlag (30 m eller derover) af bundmoræne uden eller med ringe indhold 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, (se også grundvandskortene A, B, C i temafigur 29a og 29c).

*Randmoræne og heterogent ler, (Geologisk hovedtype 3,)*

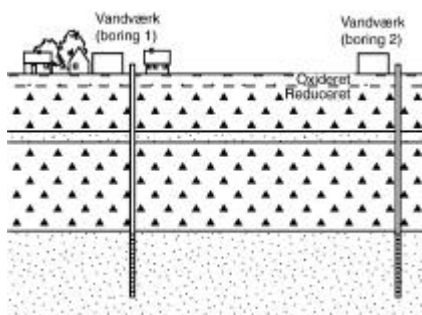
Randmoræner findes lokalt indenfor samme udbredelsesområde som bundmorænen (geologisk hovedtype 2 og 4) og dermed både over grundvandsmagasiner af sand og kalk. Randmorænen er typisk opbygget med et væsentligt indhold af skrånede eller på anden måde vertikalt forbundne sandlag og sandlirer, se figur 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 20c. Maksimalværdierne for by- og landsituationen er hhv. cirka 0.7 og 0.25 g/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, (sammenligning mellem temafigur 27a,b og 28 a,b).

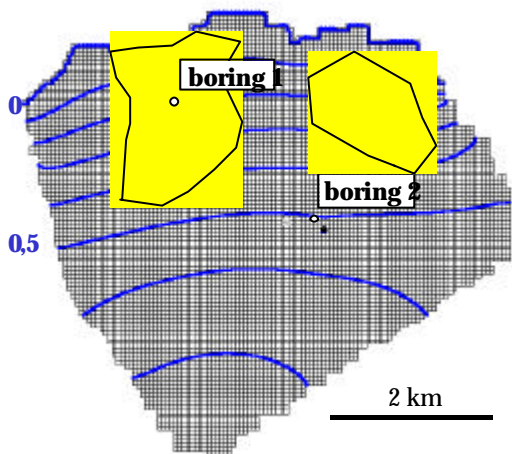
Ved den store indvindingsmængde reduceres maksimalkoncentrationerne således at de ligger omkring grænseværdien for boringen i landeksemplet. Bemærk at varigheden af BAM forureningen er væsentligt kortere end for bundmorænen med tilsvarende tykkelse.



**Geologisk hovedtype 2**  
**Spændt sandmagasin under 16 meter dæklag**  
 Kildetype: Byområde  
 Filter dybde: 21-31 m u.t.  
 Infiltration: 340 mm/år  
 Grundvandsdannelse: 120 mm/år



**Placering af BAM-forureningskilder og indvindingsboringer**

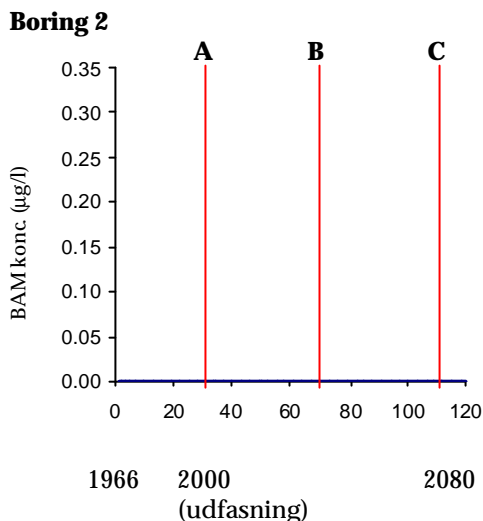
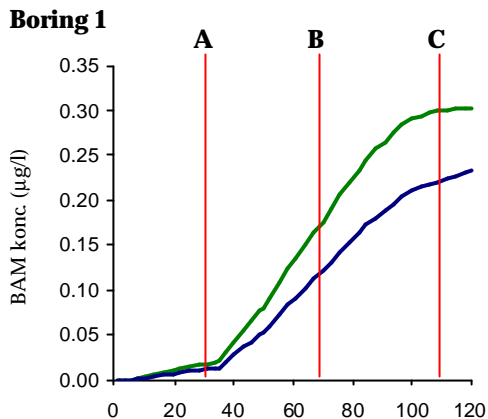


- Potentialekurve ved indvindingen 50.000 m<sup>3</sup>/år i boring 1 og 2
- BAM-forureningskilder (byområde)

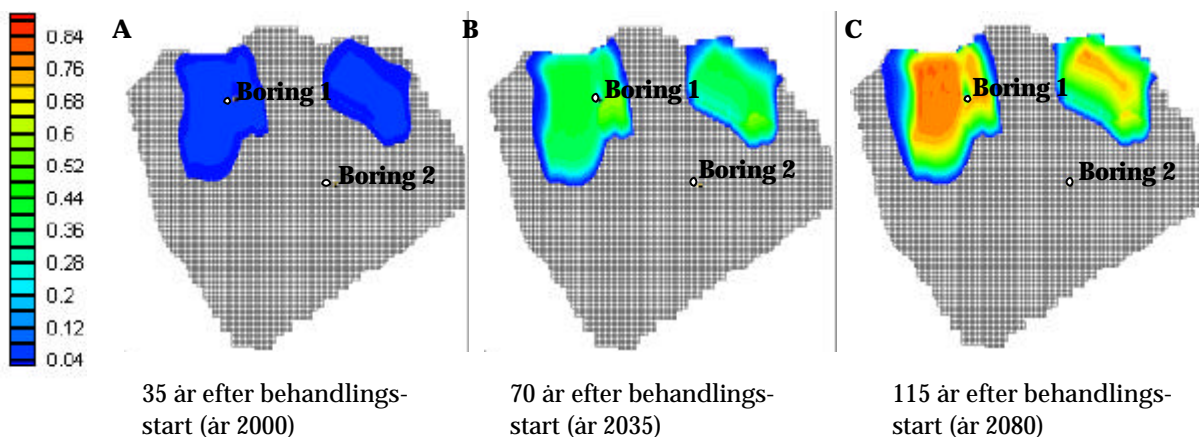
**Tidsserier i indvindingsboringer**

— 50.000 m<sup>3</sup>/år      — 365.000 m<sup>3</sup>/år

Behandling med dichlobenil      Ingen behandling



**BAM (mg/l) i grundvandsmagasinet i dybden 21-31 m ved indv. på 50.000 m<sup>3</sup>/år i boring 1 og 2**



Temafigur 27a. Modelberegnete BAM koncentrationer i vandindvindingsboringer og omkringliggende grundvand (A, B, C) i et sandet grundvandsmagasin under 16 m bundmoræne (geologisk hovedtype 2) fra BAM kilder i model oplandets byområde.

## Geologisk hovedtype 2

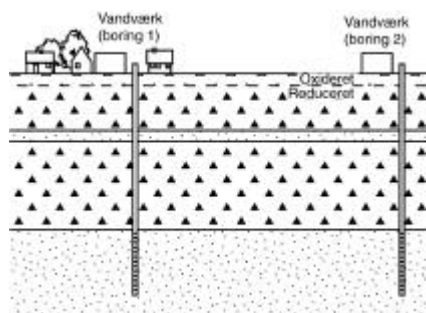
### Spændt sandmagasin under 16 meter dæklag

Kildetype: Landejendomme/gårdspladser

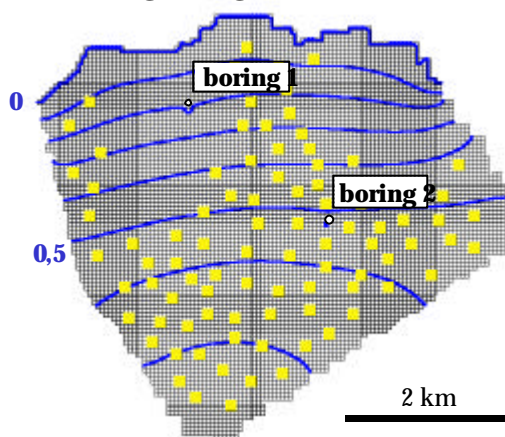
Filter dybde: 21-31 mu.t.

Infiltration: 340 mm/år

Grundvandsdannelse: 120 mm/år



### Placering af BAM-forureningskilder og indvindingsboringer



— Potentialekurve ved indvindingen  
50.000 m<sup>3</sup>/år i boring 1 og 2

■ BAM-forureningskilder (landejendomme/gårdspladser)

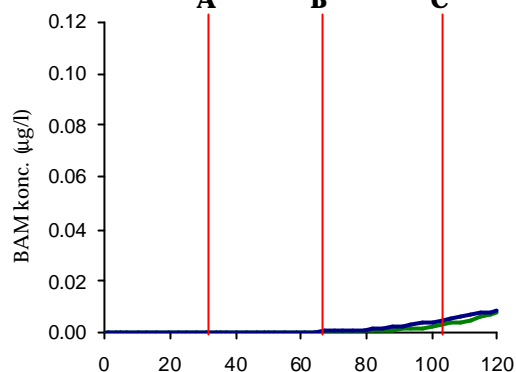
### Tidsserier i indvindingsboringer

— 50.000 m<sup>3</sup>/år      — 365.000 m<sup>3</sup>/år

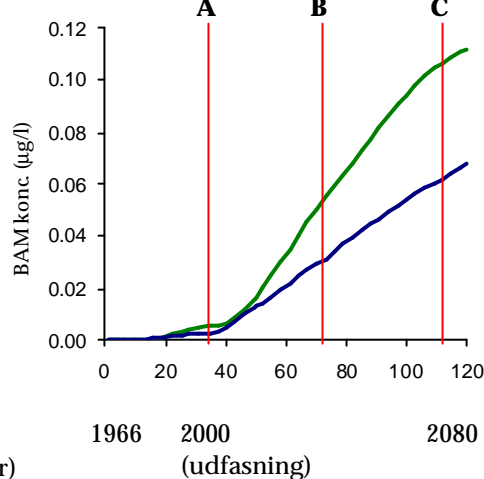
Behandling  
med dichlobenil

Ingen behandling

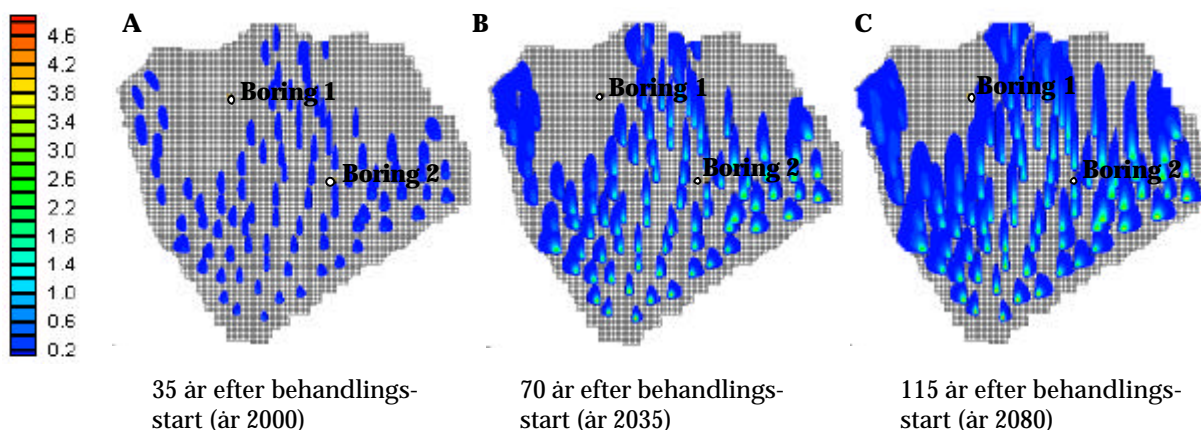
#### Boring 1



#### Boring 2



### BAM (mg/l) i grundvandsmagasinet i dybden 21-31 m ved indv. på 50.000 m<sup>3</sup>/år i boring 1 og 2



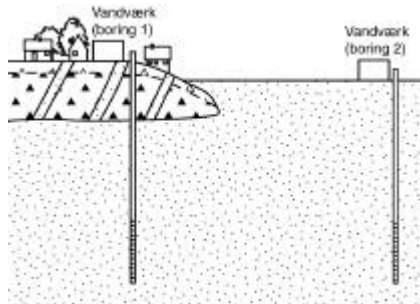
35 år efter behandlings-  
start (år 2000)

70 år efter behandlings-  
start (år 2035)

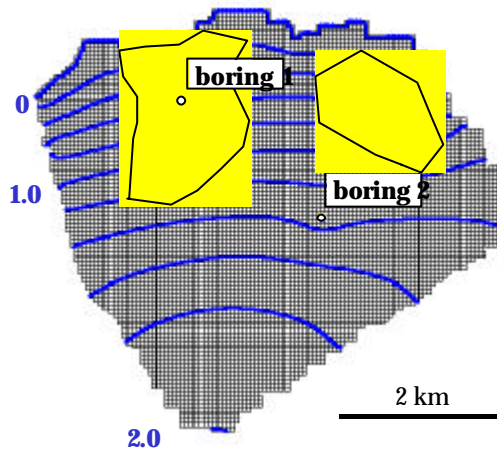
115 år efter behandlings-  
start (år 2080)

Temafigur 27b. Modelberegnete BAM koncentrationer i vandindvindingsboringer og omkringliggende grundvand (A, B, C) i et sandet grundvandsmagasin under 16 m bundmoræne (geologisk hovedtype 2) fra BAM kilder i model oplandets landområde ved 5 BAM kilder pr. km<sup>2</sup>.

**Geologisk hovedtype 3**  
**Spædt sandmagasin under 16 meter randmoræne**  
 Kildetype: Byområde  
 Filter dybde: 21-31 mu.t.  
 Infiltration: 340 mm/år  
 Grundvandsdannelse: 340 mm/år



**Placering af BAM-forureningskilder og indvindingsboringer**



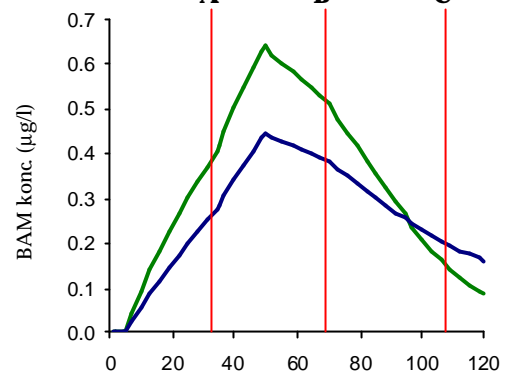
- Potentialekurve ved indvindingen 50.000 m<sup>3</sup>/år i boring 1 og 2
- BAM-forureningskilder (byområde)

**Tidsserier i indvindingsboringer**

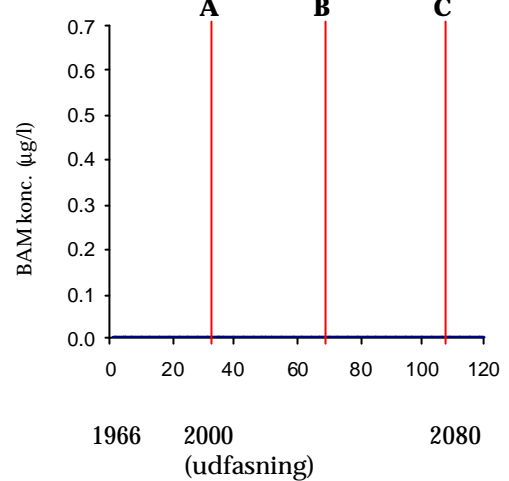
50.000 m<sup>3</sup>/år      365.000 m<sup>3</sup>/år

Behandling med dichlobenil      Ingen behandling

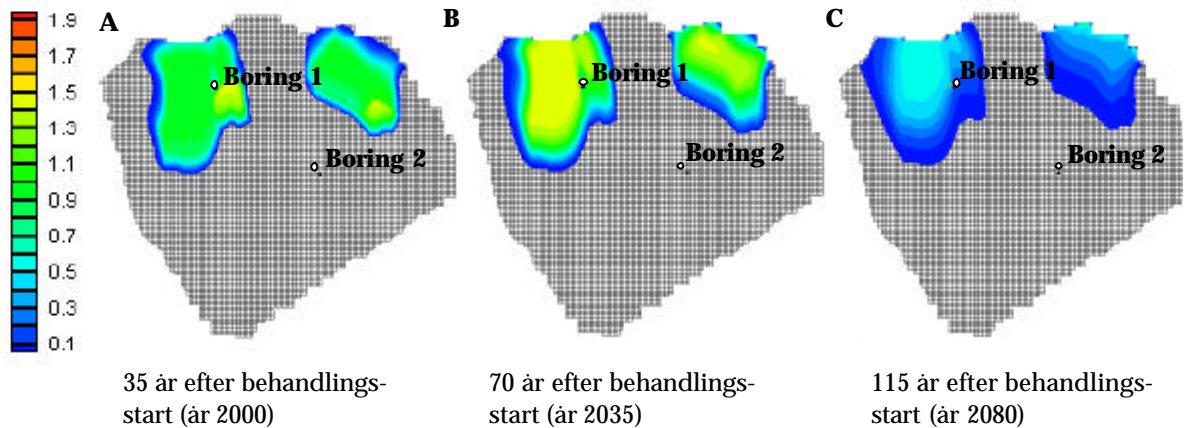
**Boring 1**



**Boring 2**

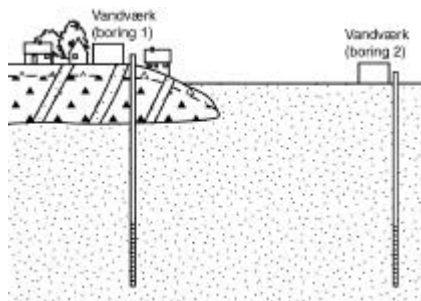


**BAM (mg/l) i grundvandsmagasinet i dybden 60-70 m ved indv. på 50.000 m<sup>3</sup>/år i boring 1 og 2**

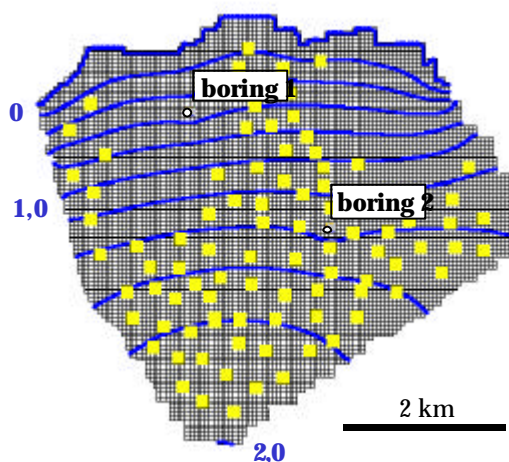


Temafigur 28a. Modelberegnete BAM koncentrationer i vandindvindingsboringer og omkringliggende grundvand (A, B, C) i sandet grundvandsmagasin under 16 m randmoræne (geologisk hovedtype 3) fra BAM kilder i modeloplandets byområde.

**Geologisk hovedtype 3**  
**Spændt sandmagasin under 16 meter randmoræne**  
 Kildetype: Landejendomme/gårdspladser  
 Filter dybde: 21-31 mu.t.  
 Infiltration: 340 mm/år  
 Grundvandsdannelse: 340 mm/år



**Placering af BAM-forureningskilder og indvindingsboringer**

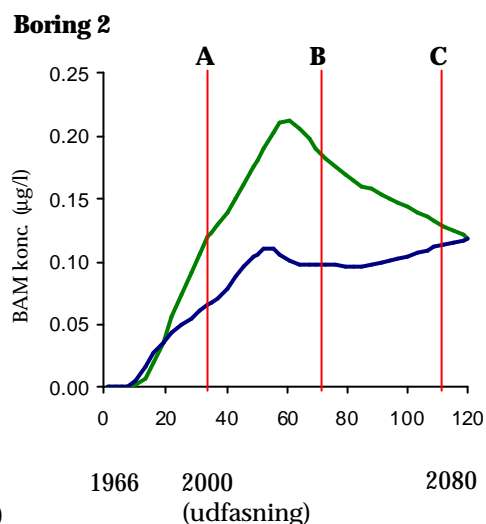
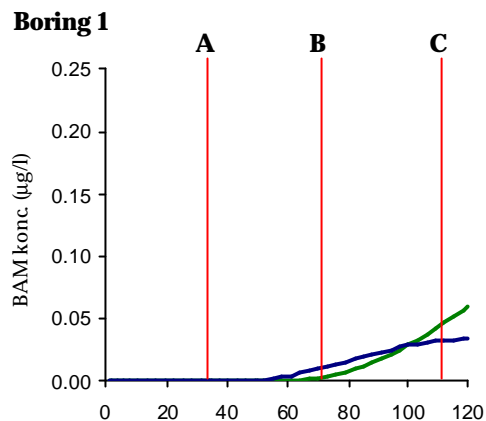


— Potentialekurve ved indvindingen  
 50.000 m<sup>3</sup>/år i boring 1 og 2  
 ■ BAM-forureningskilder (landejendomme/gårdspladser)

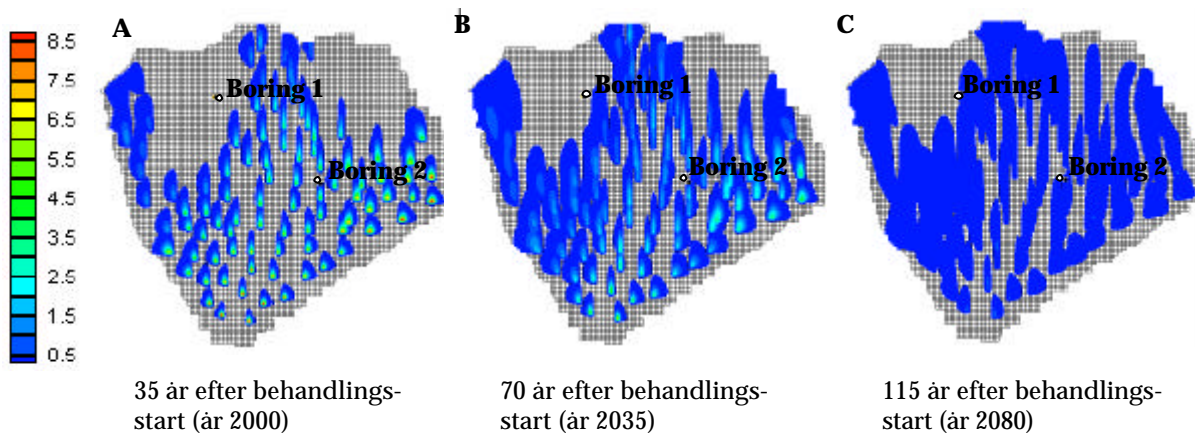
**Tidsserier i indvindingsboringer**

— 50.000 m<sup>3</sup>/år      — 365.000 m<sup>3</sup>/år

Behandling med dichlobenil      Ingen behandling



**BAM (mg/l) i grundvandsmagasinet i dybden 21-31 m ved indv. på 50.000 m<sup>3</sup>/år i boring 1 og 2**



Temafigur 28b. Modelberegnete BAM koncentrationer i vandindvindingsboringer og omkringliggende grundvand (A, B, C) i sandet grundvandsmagasin under 16 m randmoræne (geologisk hovedtype 3) fra BAM kilder i modeloplandets landområde.

### 3.1.5 Spændt kalkmagasin under bundmoræne, (Geologisk hovedtype 4)

Hovedtypen beskriver et kalkmagasin overlejret af opsprækket bundmoræne med forskellig tykkelse. Grundvandsmagsiner 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 20d. Forskellen i forløb mellem land og by er enten ikke tilstede 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/l i år 2001 til grænseværdien hhv. cirka år 2040 og efter 2080, figur 20d og temafigur 29a.

Under 16 m ler er modelkoncentrationer i boringer og grundvandsmagasinet i år 2000 under grænseværdien i begge scenarier (figur 20d og temafigur 29b,c), mens der endnu ikke optræder BAM over detektionsgrænsen under 30 m lerlag, (figur 20d, og bilag 1, temafigur 22 og 29). Under 16 m ler vokser BAM indholdet jævnt fra det nuværende lave indhold op til cirka 0.2 g/l cirka i år 2080. Under 30 m ler vil der først optræde målbare BAM indhold efter cirka år 2050 (temafigur 22, 29, bilag 1) og disse værdier vil fortsætte med at stige indtil cirka år 2150.

Sammenlignet med de øvrige geologiske hovedtyper med lerdæklag (se f.eks temafigurerne 27 a,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 20d og temafigur 29 a,c.

Dette skyldes primært grundvandsmagasinet sine 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. En konsekvens heraf er at det alt andet lige vil være sværere at udpege grundvand der ikke er sårbart overfor BAM i kalkområderne end i områder med en tykkere grundvandszone. Som nævnt tidligere inddrager modelresultaterne ikke betydningen af sprækkestrømning i kalken, som vil øge tendensen til lateral spredning af BAM.

## Geologisk hovedtype 4

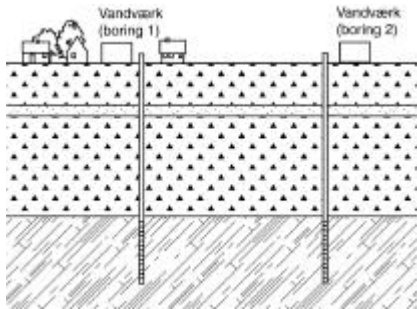
### Spændt kalkmagasin under 6 meter dæklag

Kildetype: Landejendomme/gårdspladser

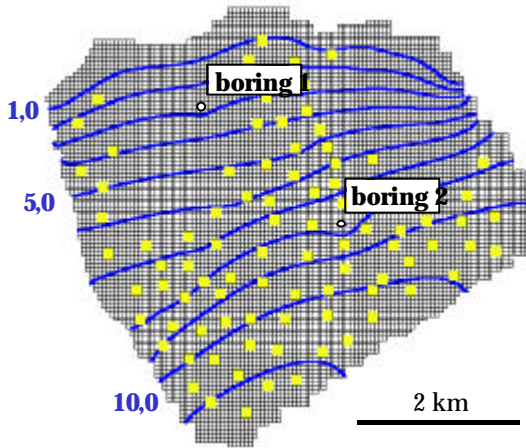
Filter dybde: 11-16 m.u.t.

Infiltration: 340 mm/år

Grundvandsdannelse: 340 mm/år



### Placering af BAM-forureningskilder og indvindingsboringer



— Potentialekurve ved indvindingen  
50.000 m<sup>3</sup>/år i boring 1 og 2

■ BAM-forureningskilder (landejendomme/gårdspladser)

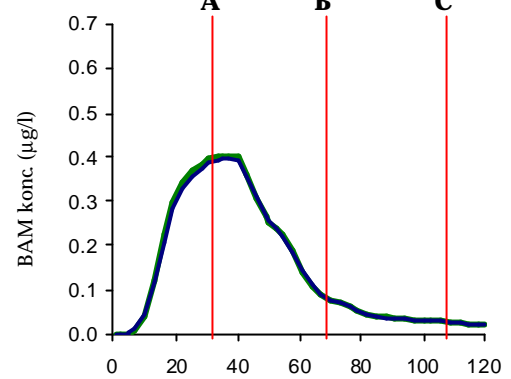
### Tidsserier i indvindingsboringer

— 50.000 m<sup>3</sup>/år      — 365.000 m<sup>3</sup>/år

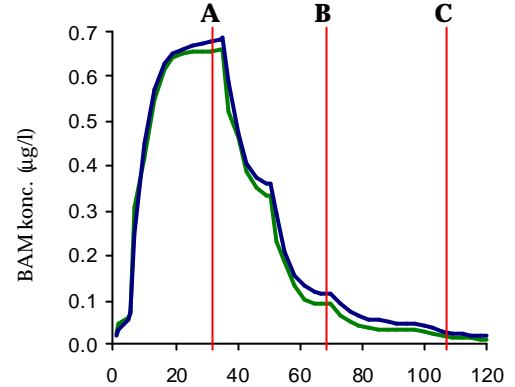
Behandling  
med dichlobenil

Ingen behandling

#### Boring 1

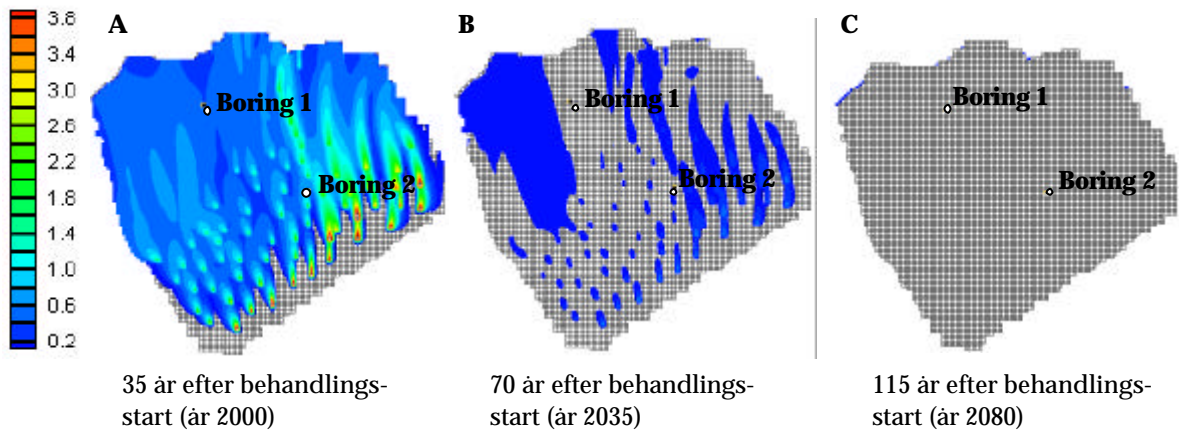


#### Boring 2



1966      2000      2080  
(udfasning)

### BAM (mg/l) i grundvandsmagasinet i dybden 11-16 m ved indv. på 50.000 m<sup>3</sup>/år i boring 1 og 2



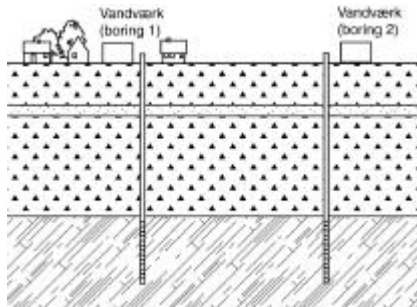
35 år efter behandlings-  
start (år 2000)

70 år efter behandlings-  
start (år 2035)

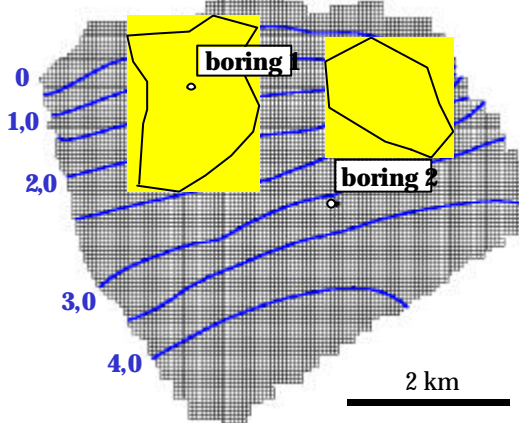
115 år efter behandlings-  
start (år 2080)

Temafigur 29a. Modelberegnete BAM koncentrationer i vandindvindingsboringer og omkringliggende grundvand (A, B, C) i et kalkmagasin under 6 m bundmoræne (geologisk hovedtype 4) fra BAM kilder i model oplandets landområde.

**Geologisk hovedtype 4**  
**Spændt kalkmagasin under 16 meter dæklag**  
 Kildetype: Byområde  
 Filter dybde: 21-26 mu.t.  
 Infiltration: 340 mm/år  
 Grundvandsdannelse: 120 mm/år



**Placering af BAM-forureningskilder og indvindingsboringer**

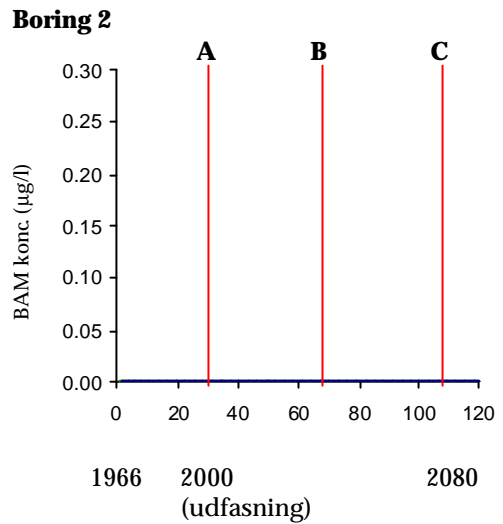
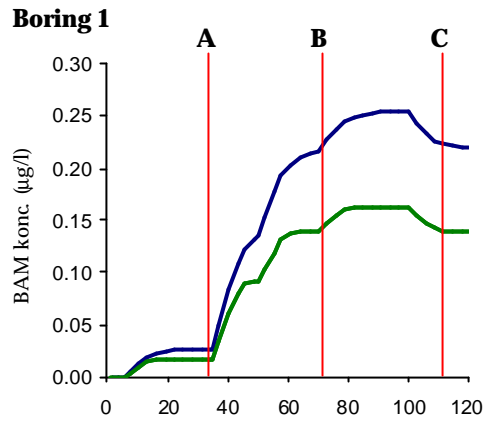


- Potentialekurve ved indvindingen 50.000 m<sup>3</sup>/år i boring 1 og 2
- BAM-forureningskilder (byområde)

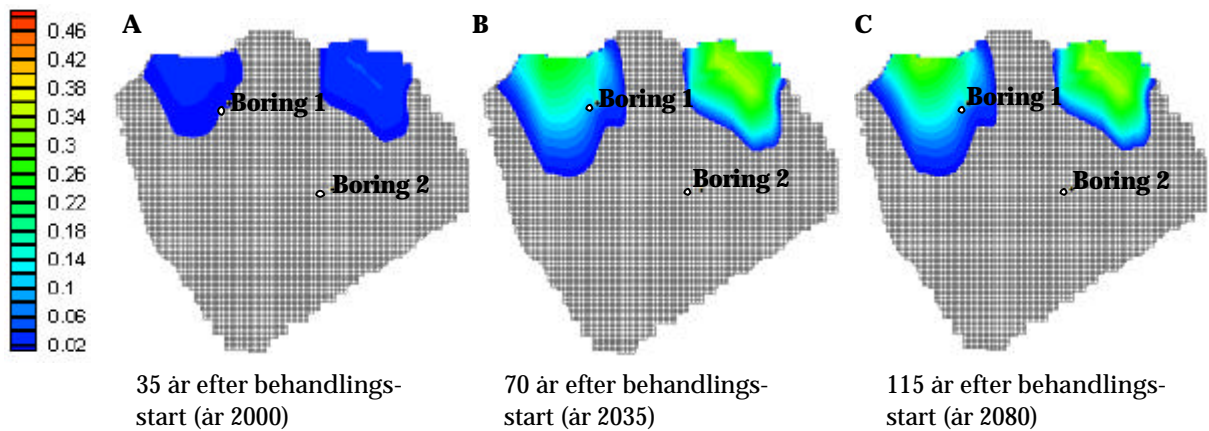
**Tidsserier i indvindingsboringer**

— 50.000 m<sup>3</sup>/år      — 365.000 m<sup>3</sup>/år

Behandling med dichlobenil      Ingen behandling



**BAM (mg/l) i grundvandsmagasinet i dybden 21-26 m ved indv. på 50.000 m<sup>3</sup>/år i boring 1 og 2**



Temafigur 29b. Modelberegnete BAM koncentrationer i vandindvindingsboringer og omkringliggende grundvand (A, B, C) i et kalkmagasin under 16 m bundmoræne (geologisk hovedtype 4) fra BAM kilder i modeloplandets byområde.

### Geologisk hovedtype 4

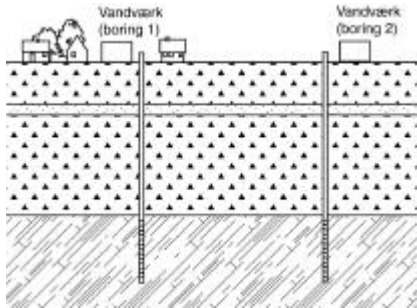
#### Spændt kalkmagasin under 16 meter dæklag

Kildetype: Landejendomme/gårdspladser

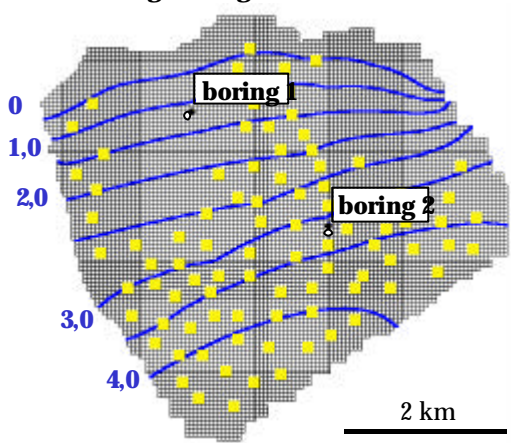
Filter dybde: 21-26 m u.t.

Infiltration: 340 mm/år

Grundvandsdannelse: 120 mm/år



#### Placering af BAM-forureningskilder og indvindingsboringer



— Potentialekurve ved indvindingen  
50.000 m<sup>3</sup>/år i boring 1 og 2

■ BAM-forureningskilder (landejendomme/gårdspladser)

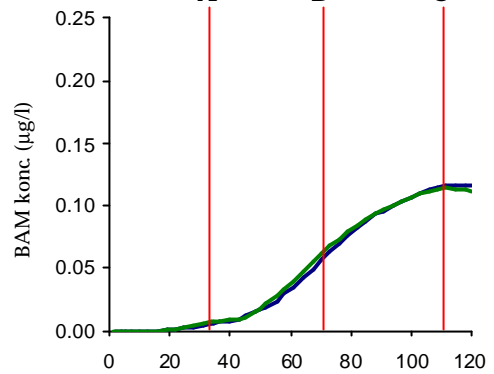
#### Tidsserier i indvindingsboringer

— 50.000 m<sup>3</sup>/år      — 365.000 m<sup>3</sup>/år

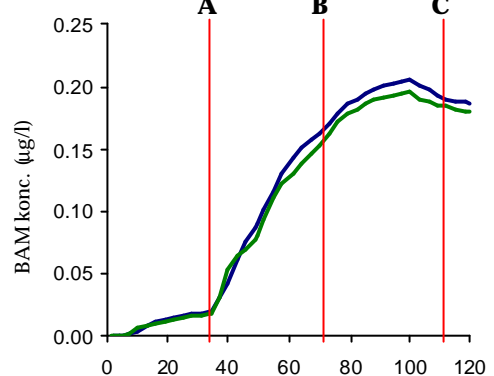
Behandling  
med dichlobenil

Ingen behandling

#### Boring 1

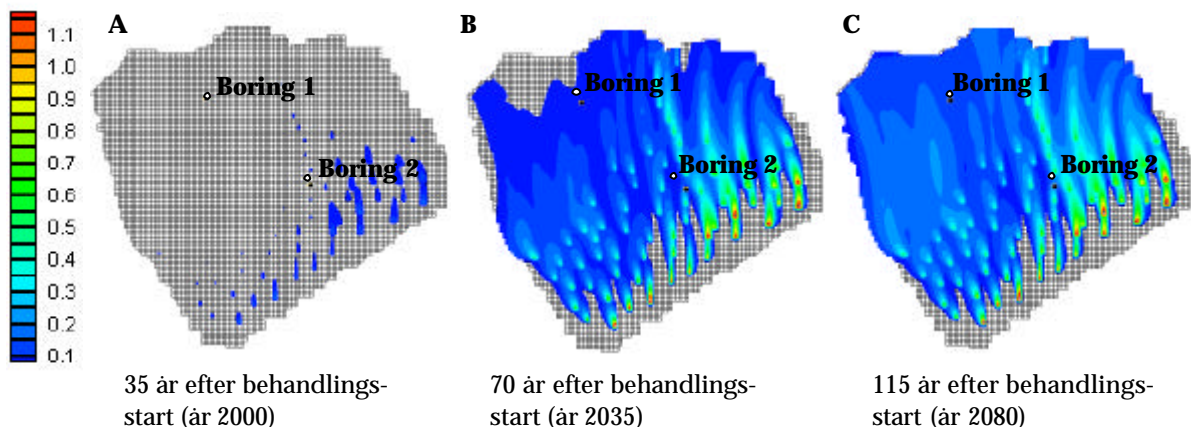


#### Boring 2



1966      2000      2080  
(udfasning)

#### BAM (mg/l) i grundvandsmagasinet i dybden 21-26 m ved indv. på 50.000 m<sup>3</sup>/år i boring 1 og 2



Temafigur 29c. Modelberegnete BAM koncentrationer i vandindvindingsboringer og omkringliggende grundvand (A, B, C) i et kalkmagasin under 16 m bundmoræne (geologisk hovedtype 4) fra BAM kilder i model oplandets landområde.



### 3.1.6 Spændt sandmagasin under indlejret usprækket ler med og uden "sandvinduer", (Geologisk hovedtype 5 og 6)

(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, figur 20e og temafigur 30a,b.

For by-scenariet viser modelleringen et stigende BAM indhold i borerne frem til cirka år 2020 - 40. Maksimumskoncentrationen 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 maksimumskoncentration 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 2)

#### *Med sandvinduer.*

Tilstedeværelsen af sandvinduer (hovedtype 6) betyder alt andet lige et hurtigere og kraftigere BAM gennembrud end for det sammenhængende lerlag, figur 20f og temafigur 31a,b.

For by-scenariet viser modelleringen et stigende BAM indhold i borerne frem til cirka år 2020. De beregnede maksimumskoncentrationer 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.

## Geologisk hovedtype 5

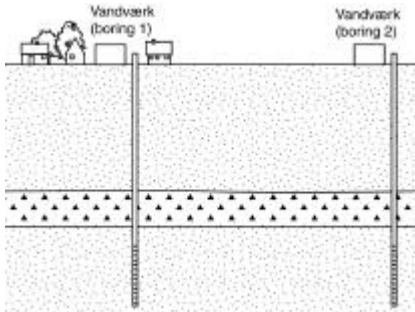
### Sekundært + primært sandmagasin adskilt af 10 m moræne uden sprækker

Kildetype: Byområde

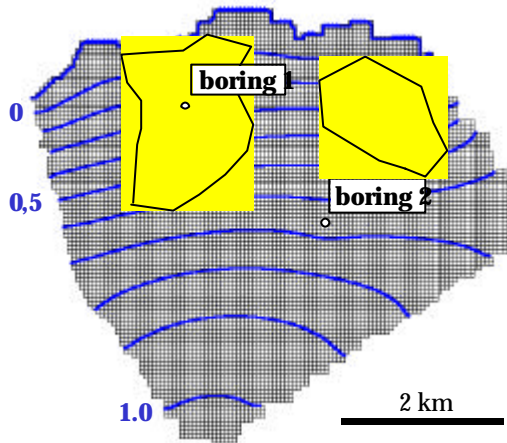
Filter dybde: 60-70 mu.t.

Infiltration: 340 mm/år

Grundvandsdannelse: 340 mm/år



Placering af BAM-forureningskilder og indvindingsboringer



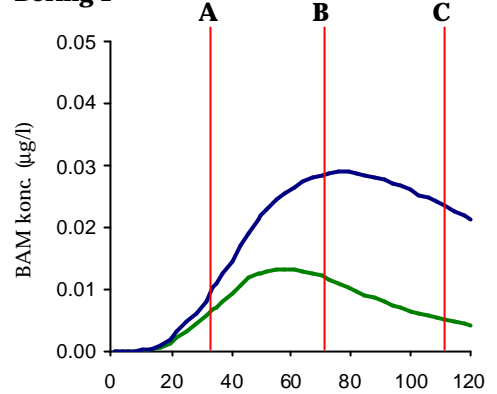
- Potentialekurve ved indvindingen  
50.000 m<sup>3</sup>/år i boring 1 og 2
- BAM-forureningskilder (byområde)

50.000 m<sup>3</sup>/år      365.000 m<sup>3</sup>/år

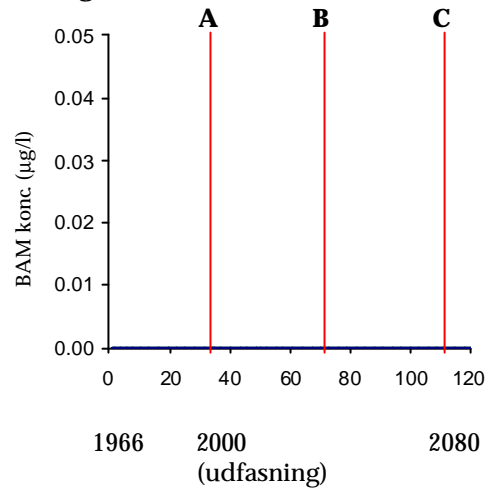
Behandling  
med dichlobenil

Ingen behandling

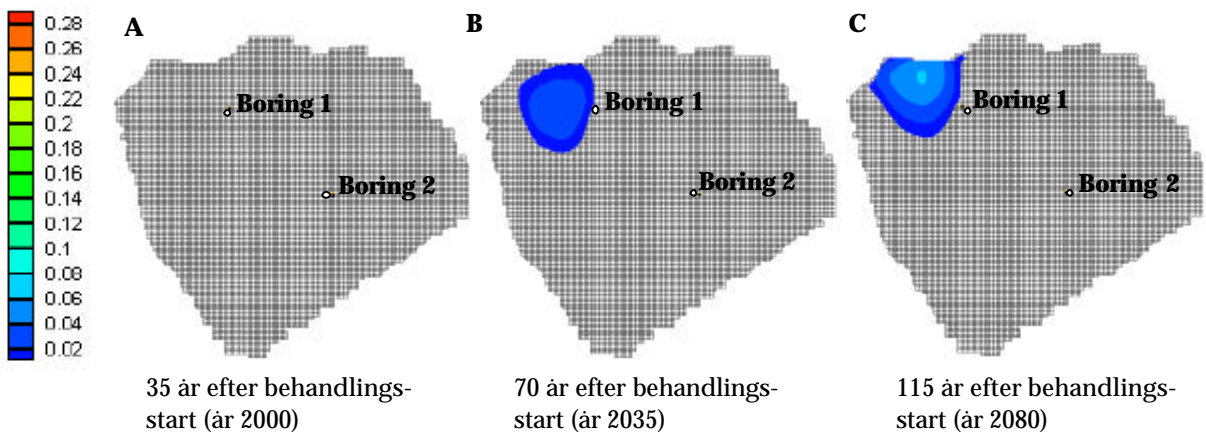
#### Boring 1



#### Boring 2



### BAM (mg/l) i grundvandsmagasinet i dybden 60-70 m ved indv. på 50.000 m<sup>3</sup>/år i boring 1 og 2



Temafigur 30a. Modelberegnete BAM koncentrationer i vandindvindingsboringer og omkringliggende grundvand (A, B, C) i et sandmagasin under 10 m indlejret lerlag uden "sandvinduer" (geologisk hovedtype 5) fra BAM kilder i model oplandets byområde.

## Geologisk hovedtype 5

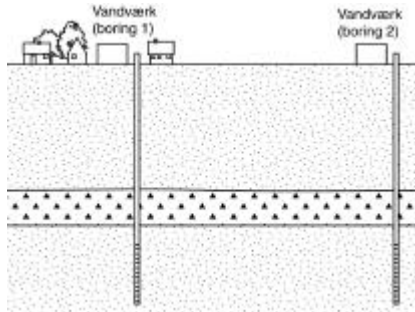
### Sekundært + primært sandmagasin adskilt af 10 m moræne uden sprækker

Kildetype: Landejendomme/gårdspladser

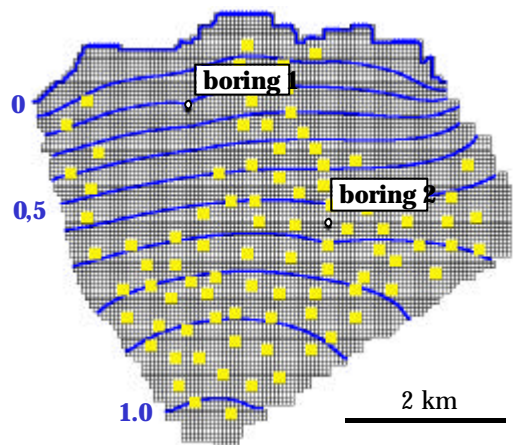
Filter dybde: 60-70 mu.t.

Infiltration: 340 mm/år

Grundvandsdannelse: 340 mm/år



Placering af BAM-forureningskilder og indvindingsboringer



— Potentialekurve ved indvindingen  
50.000 m<sup>3</sup>/år i boring 1 og 2

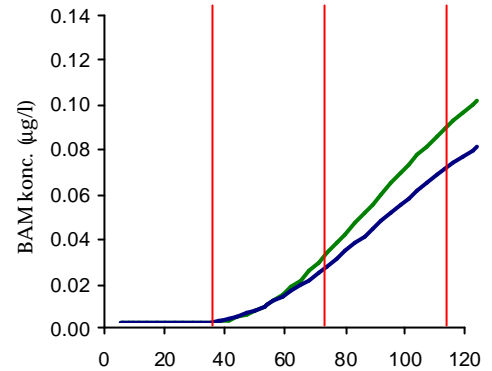
■ BAM-forureningskilder (landejendomme/gårdspladser)

— 50.000 m<sup>3</sup>/år — 365.000 m<sup>3</sup>/år

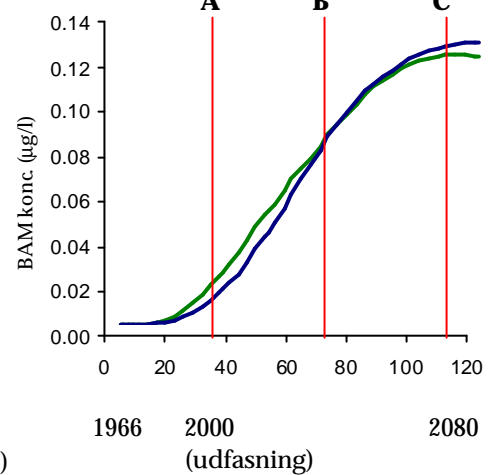
Behandling  
med dichlobenil

Ingen behandling

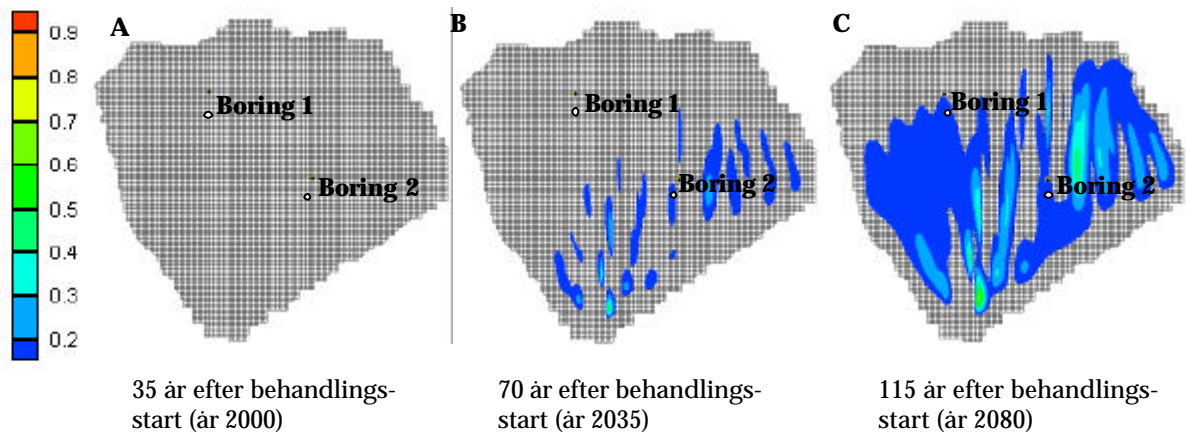
#### Boring 1



#### Boring 2



### BAM (mg/l) i grundvandsmagasinet i dybden 60-70 m ved indv. på 50.000 m<sup>3</sup>/år i boring 1 og 2



Temafigur 30b. Modelberegnete BAM koncentrationer i vandindvindingsboringer og omkringliggende grundvand (A, B, C) i et sandmagasin under 10 m indlejret lerlag uden "sandvinduer" (geologisk hovedtype 5) fra BAM kilder i modeloplandets landområde.

## Geologisk hovedtype 6

Sekundært + primært sandmagasin adskilt af 10 m ler med "sandvinduer"

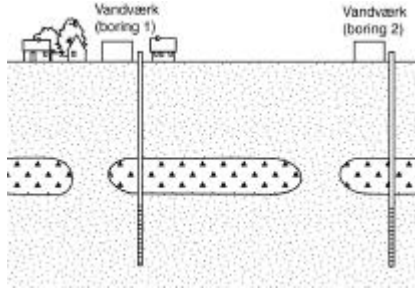
Kildetype: Byområde

Filter dybde: 60-70 m u.t.

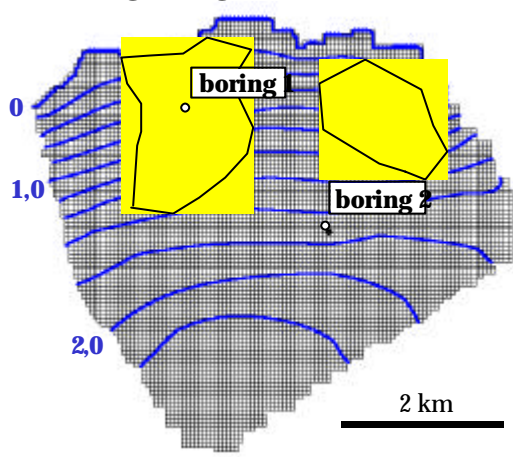
Infiltration: 340 mm/år

Grundvandsdannelse: 340 mm/år

50.000 m<sup>3</sup>/år      365.000 m<sup>3</sup>/år

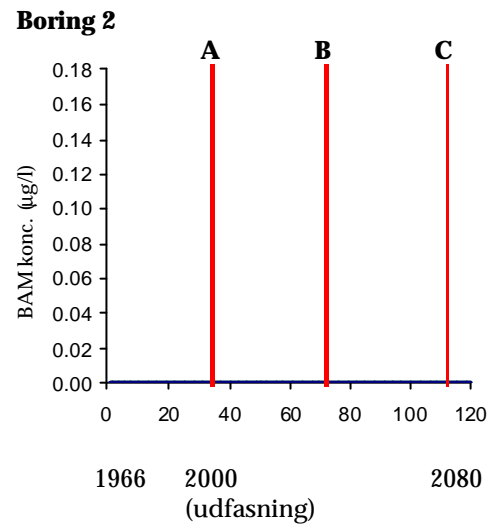
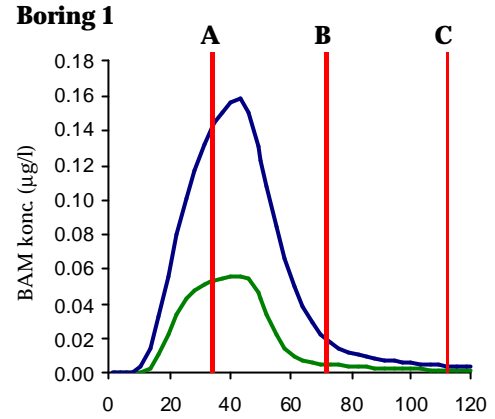


### Placering af BAM-forureningskilder og indvindingsboringer

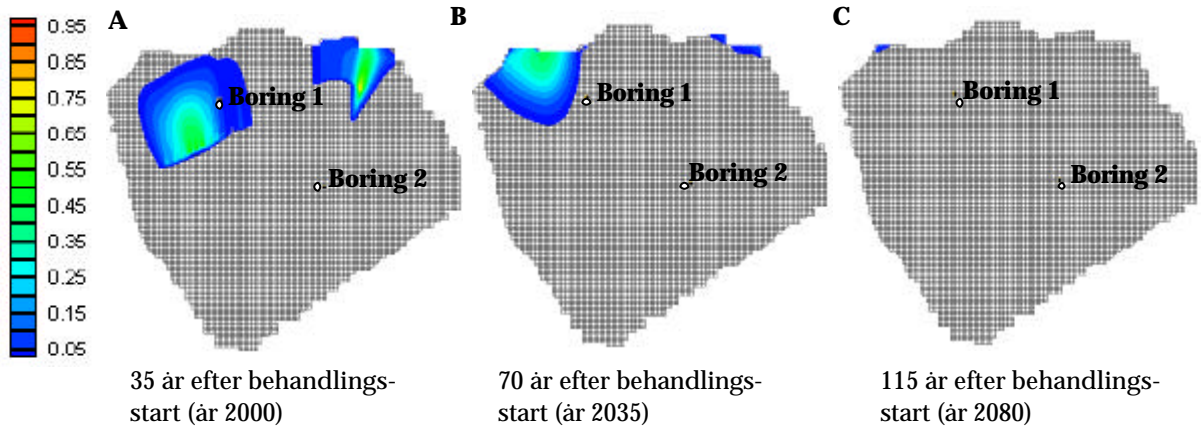


- Potentialekurve ved indvindingen 50.000 m<sup>3</sup>/år i boring 1 og 2
- BAM-forureningskilder (byområde)

Behandling med dichlobenil      Ingen behandling



### BAM (mg/l) i grundvandsmagasinet i dybden 60-70 m ved indv. på 50.000 m<sup>3</sup>/år i boring 1 og 2



Temafigur 31a. Modelberegnete BAM koncentrationer i vandindvindingsboringer og omkringliggende grundvand (A, B, C) i et sandmagasin under 10 m indlejret lerlag med "sandvinduer" (geologisk hovedtype 5) fra BAM kilder i model oplandets byområde.

## Geologisk hovedtype 6

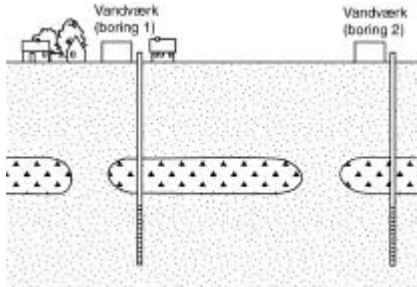
### Sekundært + primært sandmagasin adskilt af 10 m ler med "sandvinduer"

Kildetype: Landejendomme/gårdspladser

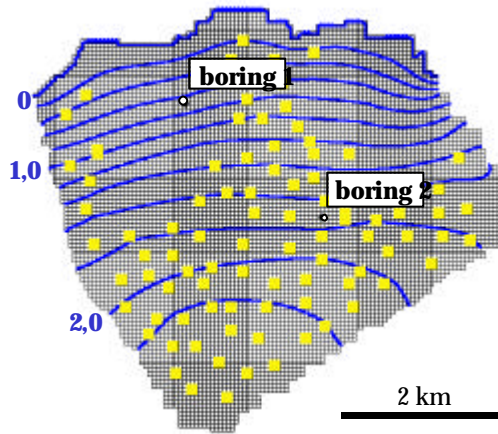
Filter dybde: 60-70 mu.t.

Infiltration: 340 mm/år

Grundvandsdannelse: 340 mm/år



### Placering af BAM-forureningskilder og indvindingsboringer



— Potentialekurve ved indvindingen  
50.000 m<sup>3</sup>/år i boring 1 og 2

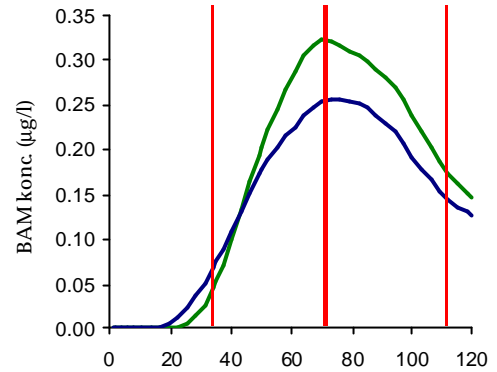
★ BAM-forureningskilder (landejendomme/gårdspladser)

— 50.000 m<sup>3</sup>/år — 365.000 m<sup>3</sup>/år

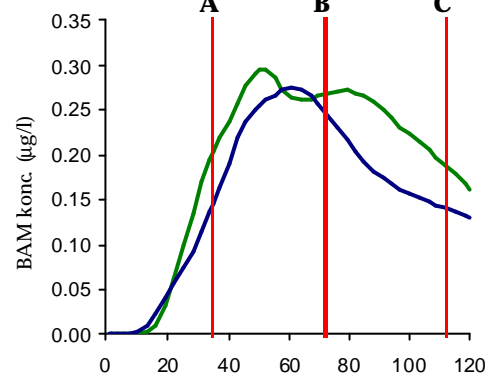
Behandling med dichlobenil

Ingen behandling

Boring 1

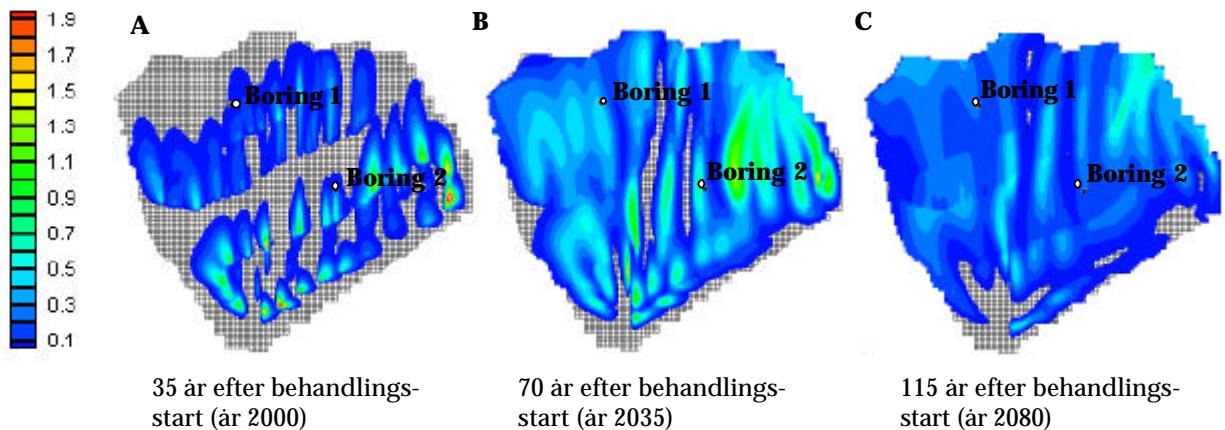


Boring 2



1966 2000 2080  
(udfasning)

### BAM (mg/l) i grundvandsmagasinet i dybden 60-70 m ved indv. på 50.000 m<sup>3</sup>/år i boring 1 og 2

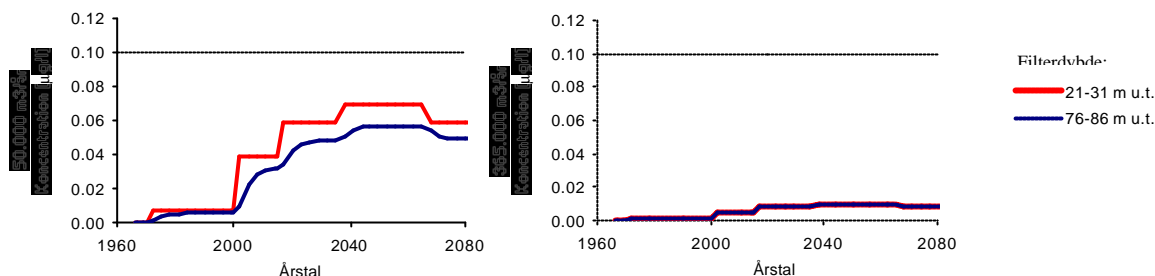


Temafigur 31b. Modelberegnete BAM koncentrationer i vandindvindingsboringer og omkringliggende grundvand (A, B, C) i et sandmagasin under 10 m indlejret lerlag med "sandvinduer" (geologisk hovedtype 5) fra BAM kilder i model oplandets Landområde.

### 3.1.7 Enkelt-kilde situationer

#### Vandværksgrund som BAM-kilde.

Figur 32 viser BAM forureningen af grundvandet fra en vandværksgrund, ved en behandling af 100 m<sup>2</sup> af grunden med dichlobenil ved doseringen 5 kg/ha/år i perioden 1966 - 97.



Figur 32. Modelberegnete BAM koncentrationer i en vandindvindingsboring og omkringliggende grundvand (geologisk hovedtype 2) for tilfældet hvor selve vandværksgrunden er kilde til BAM forureningen.

For en indvindingsmængde på 50.000 m<sup>3</sup> 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. Ved stor indvindingsmængde (365.000 m<sup>3</sup>/år) er der samme modellerede koncentrationer i de begge filterdybder, og de maksimale koncentrationer er på niveau med detektionsgrænsen for hele perioden 2000 – 2080. Der ses ingen spredning til grundvandsmagasinet omkring boringen.

#### Jernbanestrækning som BAM-kilde.

Temafigur 33 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 1µg/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 33.

## Geologisk hovedtype 2

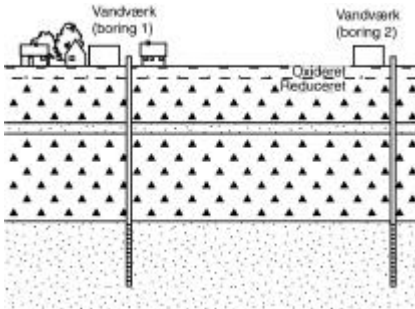
### Spændt sandmagasin under 16 meter dæklag

Kildetype: Jernbanestrækning

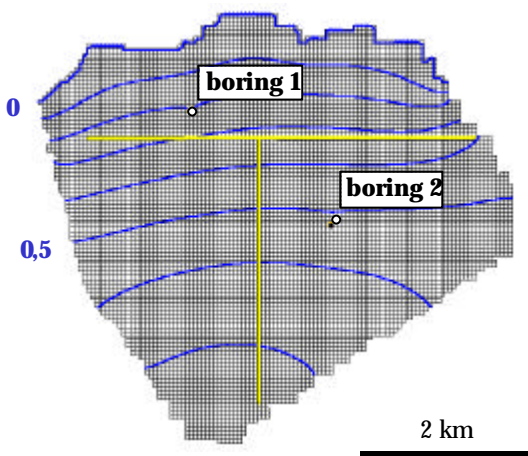
Filter dybde: 21-31 m u.t. hhv. 76-86 m u.t.

Infiltration: 340 mm/år

Grundvandsdannelse: 120 mm/år



### Placering af BAM-forureningskilder og indvindingsboringer



— Potentialekurve ved indvindingen  
50.000 m<sup>3</sup>/år i boring 1 og 2

■ BAM-forureningskilder

### Tidsserier i indvindingsboringer

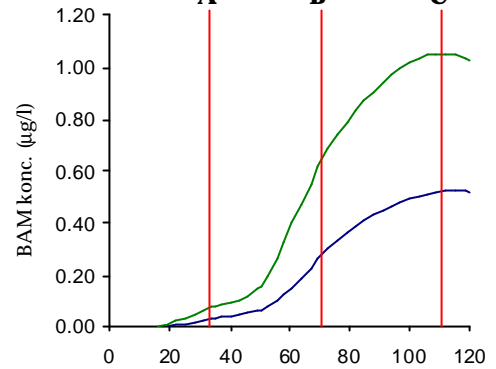
— 21-31 m u.t.

— 76-86 m u.t.

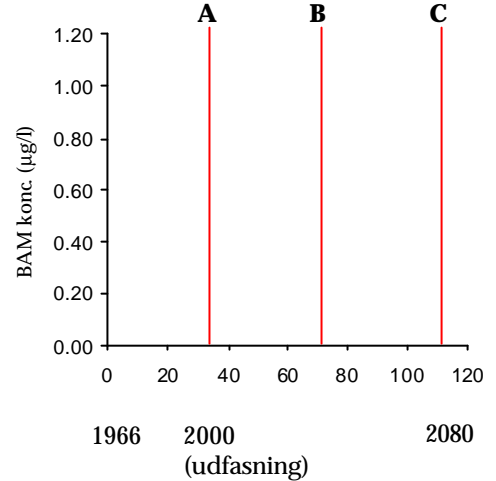
Behandling  
med dichlobenil

Ingen behandling

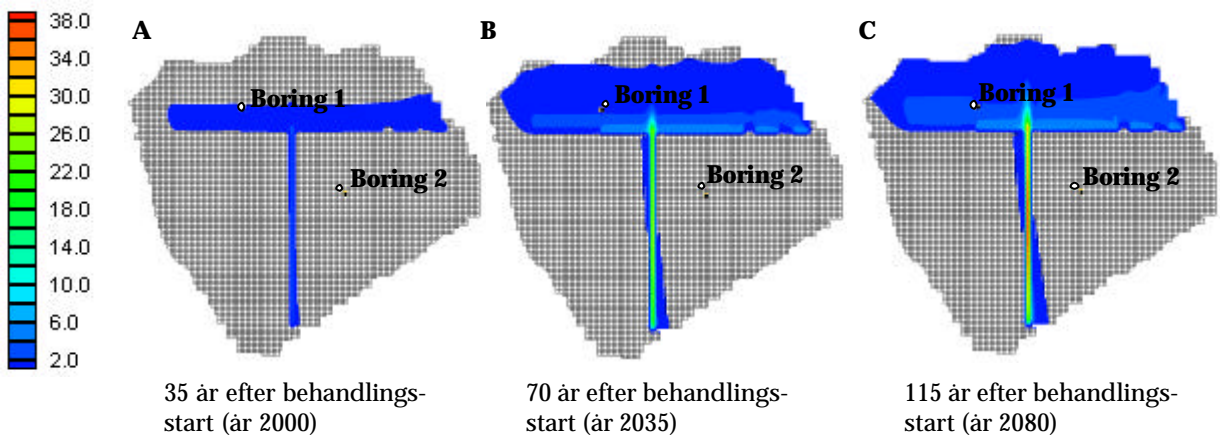
#### Boring 1



#### Boring 2



### BAM (mg/l) i grundvandsmagasinet i dybden 21-31 m ved indv. på 50.000 m<sup>3</sup>/år i boring 1 og 2



Temafigur 33. Modelberegnete BAM koncentrationer i vandindvindingsboringer og omkringliggende grundvand (A, B, C) (geologisk hovedtype 2) omkring en jernbane der er modeleret som et intensivt behandlet areal.





## 4 Sammenfattende vurdering

Rapportens modelleringer og vurderinger giver et overordnet billede af forventede gennemsnitlige koncentrationsniveauer og udviklingstendenser for BAM forureningen i Danmark.

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.

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.

### Geohydrologiske forhold

Mht. strømningsforhold viser modelleringen, at ankomsttidspunktet, koncentrationen og varigheden af BAM forureningen i grundvandet variere 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 modeloplandet, mens modellen viser mindst 40 - 50 år længere varighed af forureningen når BAM forureningskilderne findes spredt i store dele af grundvandsoplandet 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 (år2080).

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. Modelleringen 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 vil kunne fortsættes under tykke lerlag (30 m eller derover) uden eller med lave indhold af BAM frem til cirka midten eller slutningen af dette århundrede. Ved gennembrud af BAM i borerne 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 mht. sprækkers optræden i dybe lerlag. Sprækkeafstanden (1m), 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.

Modelleringerne viser endvidere, at grundvandet er særligt udsat for BAM forurening under dæklag af kraftigt glacialt forstyrret ler, f.eks. randmoræner, samt i øvrigt under heterogent ler med mange tynde sandlag. Randmoræner findes lokalt indenfor samme udbredelsesområde som bundmorænen og dermed både over grundvandsmagasiner af sand og kalk (geologisk hovedtype 2 og 4). I disse områder modelleres der, alt andet lige, et aktuelt BAM indhold i grundvandet omkring eller over grænseværdien og et efterfølgende langvarigt BAM indhold i indvindingsboringerne.

Modelleringen viser, at få forurenede 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. Lavere BAM koncentrationer og større afstand mellem forureningskilderne i landbrugsområdet betyder, alt andet lige, lavere fundhyppigheder og kortere varigheden af BAM forurening end i byområder.

Mht. placeringen af BAM kilderne i oplandet viser modelleringen, at varigheden alt andet lige vil være kortest, hvor forureningskilderne ligger nedstrøms i grundvandsoplande. Omvendt forekommer den længste varighed i områder hvor BAM forureningskilderne findes fordelt i store dele af grundvandsoplandet opstrøms for indvindingsboringerne.

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. I indvindingsboringer

under 16 m lerdæklag forårsager jernbanen et modelleret BAM indhold på omkring 0.01-0.4 µg/l i år 2000, som stiger til 0.4 -1.2 µg/l i 2080 i store dele af grundvandsoplandet nedstrøms for banen.

Modellering af BAM forurening, forårsaget af dichlobenil behandling omkring vandværksboringer på vandforsyningsanlæg viser at der er en forureningsrisiko, specielt overfor boringer med små indvindingsmængder. Ved gennemsnitsdoseringsen 5 kg/ha/år på et 100 m<sup>2</sup> areal omkring en boring med lille indvindingsmængde (50.000 m<sup>3</sup>/år) under 16 m lerlag, viser modelleringen BAM koncentrationer i vandværksboringen omkring 0.01 µg/l i år 2000, stigende til maksimalværdierne 0,06 - 0.08 µg/l omkring 2050. De maksimale koncentrationer i samme boring, men ved stor indvindingsmængde (365.000 m<sup>3</sup>/år) er omkring 0.01 µg/l i hele modelperioden 2000 - 2080. I sandjordsområder vil forureningsrisikoen være større, mens et evt. forureningsløb, 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 (delrapport 2).

#### Vandindvinding

Mht. vandindvindingsmængder viser modelleringen, at de laveste gennemsnitlige BAM koncentrationer, alt andet lige, fortrinsvis optræder i boringer med stor vandindvinding (365.000 m<sup>3</sup>/år) i tykke grundvandsmagasiner pga. vertikal opblanding med ikke BAM forurenede vand. Samtidig må der dog forventes en større BAM fundhyppighed netop i store indvindinger, fordi disse vil kunne trækkes BAM forurening til boringerne fra flere og fjernere forureningskilder end mindre indvindinger (<50.000 m<sup>3</sup>/år). Dette gælder særligt i grundvandsmagasiner, hvor indvindingen sker fra en højtliggende tynd vandførende zone, f.eks. i kalkmagasiner.

#### Udpegning af sårbarhed

Som nævnt viser modelleringen, at ankomsttidspunktet, koncentrationen og varigheden af BAM forureningen i grundvandet varierer meget afhængigt af tykkelsen og typen af lerdæklag og grundvandsmagasin samt af vandbalanceforholdene.

Dette viser at der er grundlag for at zonere grundvandets sårbarhed overfor BAM forureningen. I konkrete oplande kan en zonerings gennemføres på grundlag af kortlagte data for geologi, vandbalanceforhold samt beliggenhed af mulige og konstaterede BAM forureningskilder.

På grundlag af undersøgelsens følsomhedsanalyse skal det dog tilføjes, at den forventede variation af nøgleparametre for jord og forureningsstoffer udgør en væsentlig usikkerhedsfaktor. Ved modelvurderinger af sårbarhed i konkrete oplande vil kvaliteten af vurderingerne derfor være afhængig af, at der foretages en lokal bedømmelse og afklaring af disse usikkerheder. Dette vil kunne gennemføres dels ved modelanalyse og dels modelkalibrering overfor lokale hydrologiske og kemiske monitoringsdata, herunder aldersindikatorer 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

Opbygningen af modelvurderingen på skønnede gennemsnitsforhold indebærer, at BAM koncentrationen i grundvandet i konkrete oplandssituationer, selvsagt vil kunne afvige betydeligt fra rapportens vurderinger af koncentrationer og varighed.

Grundvandsmodellen giver i sin nuværende opsætning aktuelle BAM koncentrationer i indvindingsboringerne i intervallet 0 µg/l – cirka 2 µg/l. Dette er i generel overensstemmelse med grundvandsovervågningens fundværdier af BAM.

Specielt for indflydelsen af lerlagstykkelsen viser modelleringen ingen aktuelle BAM indhold under 30 m lerlag. Dette er i generel overensstemmelse med meget lave koncentrationer og lave fundhyppigheder under tykke lerlag i grundvandsovervågningen.

Sammenlignet med de aktuelle fundværdier af BAM giver grundvandsmodellen i sin nuværende opsætning tilsyneladende generelt for høje BAM værdier i grundvandet i de områder hvor den geologiske hovedtype med frit sandmagasin er fremherskede (Midtjylland).

Med henblik på en nærmere validering af modellen er der 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 grundvandsmonitoringens grundlag:

- Belastningen og belastningsmønstret 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 sandsynlighed 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. markvandingsboringer) 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 i øvrigt er lokalt afvigende geologiske forhold omkring BAM monitoringsboringerne

Det skal endvidere bemærkes, at beregningerne af lerlagenes sårbarhed overfor BAM nedsvivning, er følsomme overfor den usikkerhed der er mht. sprækkes optræden i dybe lerlag.

Det skal endeligt understreges at modelvurderingen er yderst følsom overfor den usikkerhed der er mht. BAM nedbrydning. Selv langsom nedbrydning af BAM i dæklag og/eller grundvand ( $DT_{50} = 10$  år) vil afkorte BAM problemets hyppighed og varigheden og vil derved ændre afgørende på vurderingens konklusioner. 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 med hensyn til den mulige indflydelse af BAM nedbrydning.

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 f.eks. utætte boringskonstruktioner
- jordens og grundvandsmagasinet's evne til at tilbageholde stofferne
- jordens og grundvandsmagasinet's 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 mhp. at undgå fremtidig påvirkning fra BAM forureningen.



## 5 Litteratur

Brettmann, K. L., K. H. Jensen og R. Jakobsen. Tracer test in Fractured Chalk 2. Numerical Analysis. *Nordic Hydrology*, 24, 1993

Clausen L., N. P. Arildskov, og F. Larsen. Nedbrydning og sorption af dichlobenil og BAM – litteraturopsamling samt laboratorieforsøg. Pesticider og Vandværker, delrapport 3, 2001, Miljøstyrelsen.

Fetter C. W., 1994. *Applied Hydrogeology*. 3rd ed. Prentice-Hall, Inc. New Jersey.

Foged N., og Wille E. Forureningsbetingede ændringer af hydraulisk ledningsevne i lerede aflejringer: Laboratorieforsøg. Geoteknisk Institut, Lossepladsprojektet, Rapport P7-2.

GEUS, Grundvandsovervågning, GEUS, 1999.

Jacobsen, R, K. H. Jensen og Brettmann, K.L. Tracer test in Fractured Chalk 1. *Nordic Hydrology*, 24, 1993

Jensen K. H., K. Bitsch og P. L. Bjerg. Vejen injektionsforsøg: Dispersion. *Vand og Miljø* 5/1991

Jørgensen, P. R., L. D. McKay og N. H. Spliid. Evaluation of chloride and pesticide transport in a fractured clayey till using large undisturbed columns and numerical modeling. *Water Resour. Res.*, 1998a.

Jørgensen, P. R., J. Baumann, T. Helstrup, J. Urup og K. Butzbach. Hydraulik i sprækket ler – karakteristik af 8 danske morænelers lokaliteter. *Geologisk Nyt*. 2, 1998b

Jørgensen, P. R., M. Hoffmann, J. Kistrup, C. Bryde, R. Bossi, og K. Villholth. Preferential flow and pesticide transport in a clay-rich till: Field, laboratory and modeling analysis. SMP96, submitted manuscript.

Kistrup, J., P. R. Jørgensen og K. E. S. Klint. Prøvetagning af mobilt porevand i opsprækket moræneler. Sprækker i moræneler – hvordan den nye viden kan anvendes, 8. maj 2001. GeoCenter København og Amternes Videncenter for Jordforurening.

Klint K.E.S. m.fl.. Sprækkers oprindelse og udbredelse i moræneler. *Vand og Jord*, Sept. 2001.

Krüger. Haderslev Vandforsyning. Eskærhøjværket – Pesticidforurening. Grundvands- og stoftransportmodel, marts 1999.

Miljøstyrelsen. Vejledning om oprydning af forurenede lokaliteter, 1997.

Miljøstyrelsen. Migration and degradation of pesticides in fractured clayey till, *Pesticides research*, 37, 1998.

Miljøstyrelsen. Zonering. Detailkortlægning af arealer til beskyttelse af grundvandsressourcen. Vejledning nr. 3, 2000.

Statistisk Årbog 2000. Udgivet af Danmarks Statistik. November 2000.

Sidle, R.C, Nilsson. B., Hansen, M., og J. F. Fredericia, Spatial varying hydraulic and solute transport characteristics of a fractured till determined by field tracer tests, Funen, Denmark, Water Resour. Research, 34, 1998.

Therrien, R. og E. A. Sudicky. Three-dimensional analysis of variably-saturated flow and solute transport in discretely-fractured porous media. J. of Contamn. Hydrol., 1996.

Tucker, W. A og L. N. Nelken. Diffusion coefficients in air and water. Handbook of Chemical property estimation methods,. Eds. W.J. Lyman, W. Reehl, and D.H. Rosenblatt. American Chemical Society, Washington DC, 1990.



## 6 Bilag 1. Temafigurer 1 – 26

# Geologisk hovedtype 1

### 1) Geologisk hovedtype 1

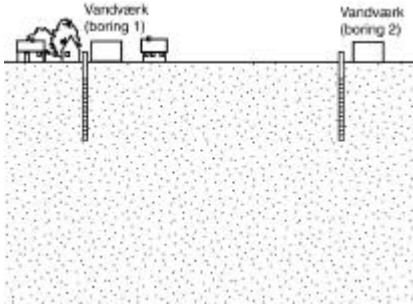
#### Frit sandmagasin uden dæklag

Kildetype: Byområde

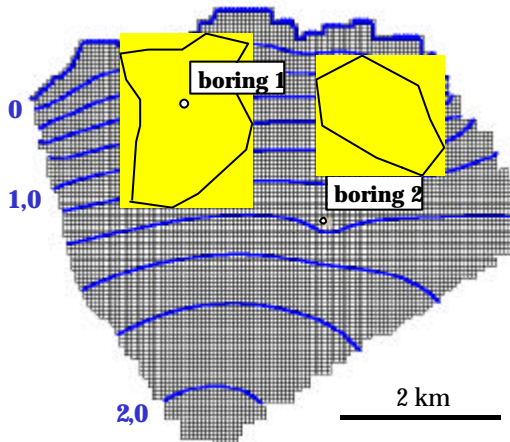
Filter dybde: 5-15 m u.t.

Infiltration: 340 mm/år

Grundvandsdannelse: 340 mm/år



#### Placering af BAM-forureningskilder og indvindingsboringer



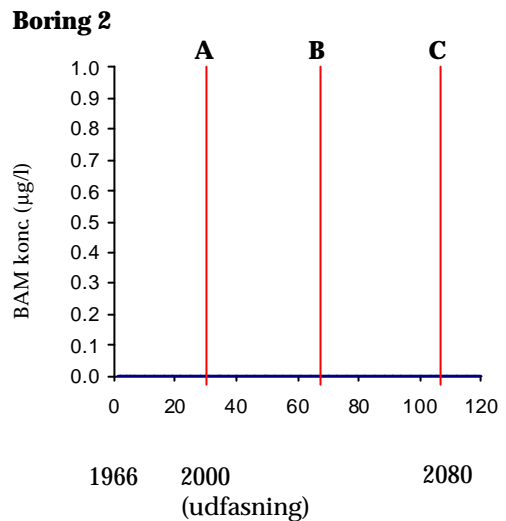
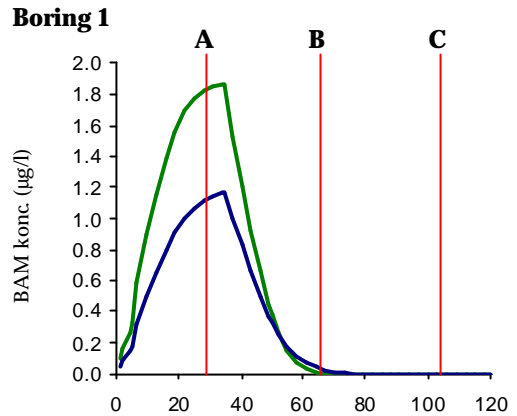
— Potentialekurve ved indvindingen  
50.000 m<sup>3</sup>/år i boring 1 og 2

■ BAM-forureningskilder (byområde)

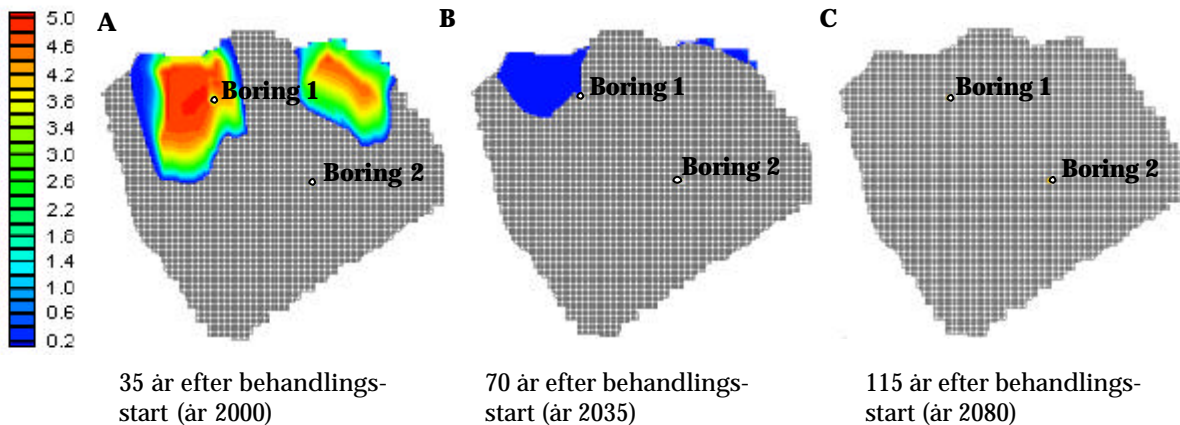
### Tidsserier i indvindingsboringer

— 50.000 m<sup>3</sup>/år      — 365.000 m<sup>3</sup>/år

Behandling med dichlobenil      Ingen behandling



BAM (mg/l) i grundvandsmagasinet i dybden 5-15 m ved indv. på 50.000 m<sup>3</sup>/år i boring 1 og 2



35 år efter behandlingsstart (år 2000)

70 år efter behandlingsstart (år 2035)

115 år efter behandlingsstart (år 2080)

## 2) Geologisk hovedtype 1

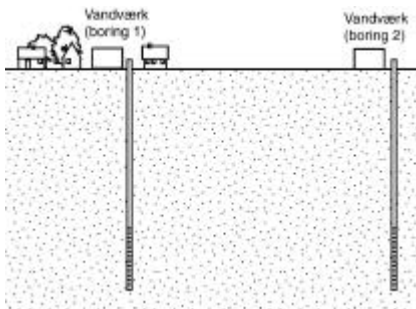
### Frit sandmagasin uden dæklag

Kildetype: Byområde

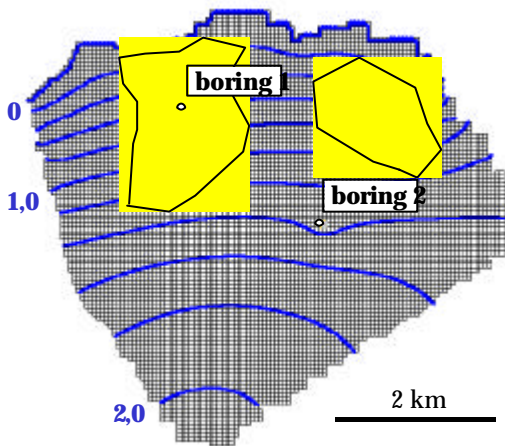
Filter dybde: 60-70 mu.t.

Infiltration: 340 mm/år

Grundvandsdannelse: 340 mm/år



Placering af BAM-forureningskilder og indvindingsboringer



— Potentialekurve ved indvindingen  
50.000 m<sup>3</sup>/år i boring 1 og 2

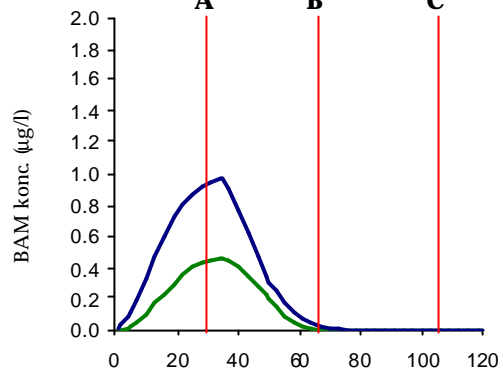
■ BAM-forureningskilder (byområde)

## Tidsserier i indvindingsboringer

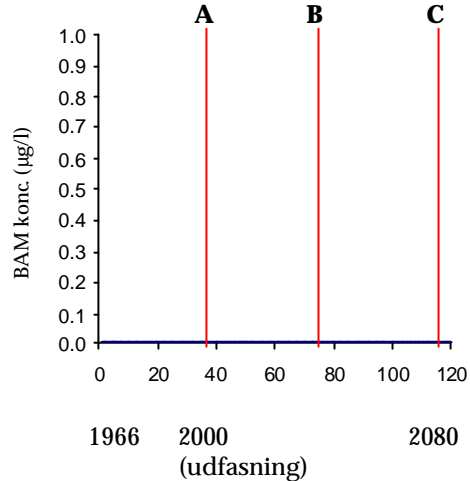
— 50.000 m<sup>3</sup>/år      — 365.000 m<sup>3</sup>/år

Behandling med dichlobenil      Ingen behandling

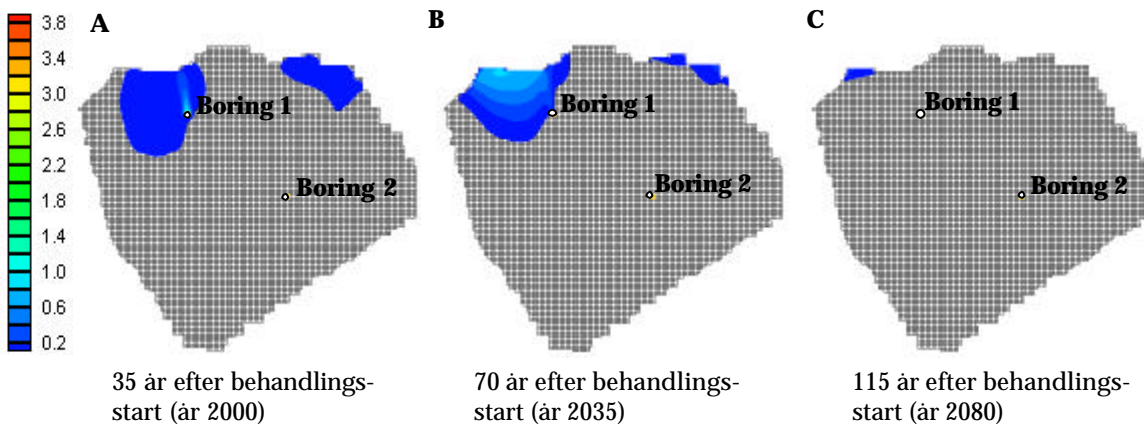
### Boring 1



### Boring 2



## BAM (mg/l) i grundvandsmagasinet i dybden 60-70 m ved indv. på 50.000 m<sup>3</sup>/år i boring 1 og 2



### 3) Geologisk hovedtype 1

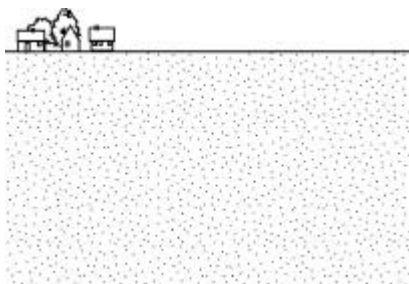
#### Frit sandmagasin uden dæklag

Kildetype: Byområde

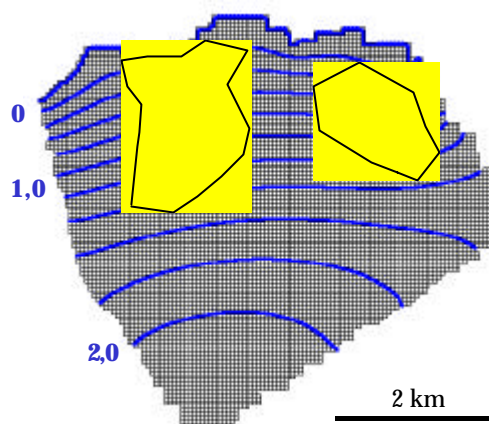
Ingen indvinding

Infiltration: 340 mm/år

Grundvandsdannelse: 340 mm/år



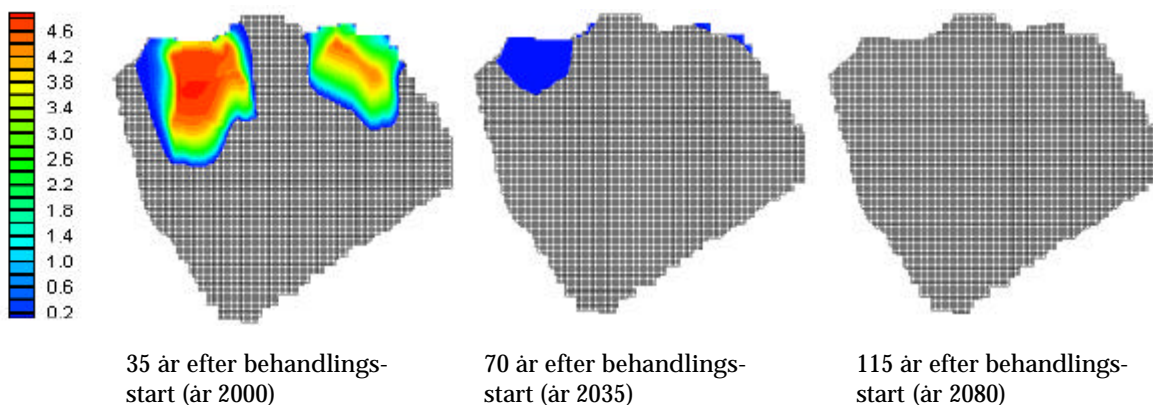
#### Placering af BAM-forureningskilder



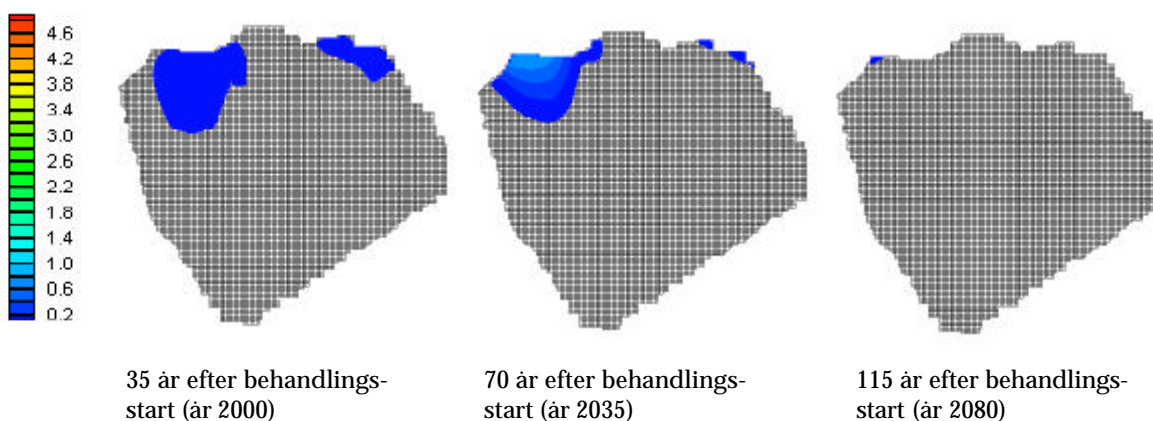
— Potentialekurve, ingen indvinding

■ BAM-forureningskilder (byområde)

#### BAM (mg/l) i grundvandsmagasinet i dybden 5-15 m uden indvinding



#### BAM (mg/l) i grundvandsmagasinet i dybden 60-70 m uden indvinding



#### 4) Geologisk hovedtype 1

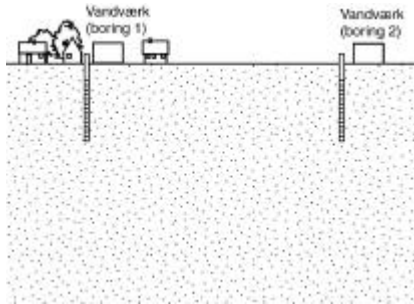
##### Frit sandmagasin uden dæklag

Kildetype: landejendomme/gårdspladser

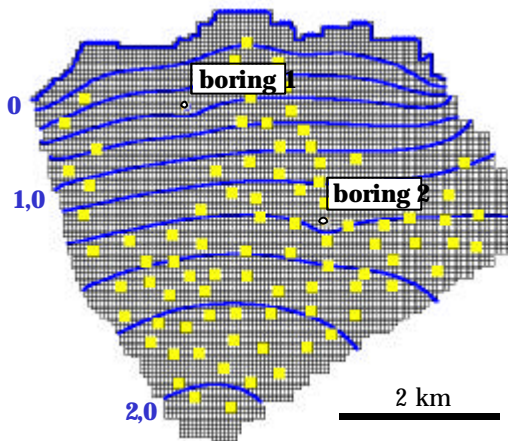
Filter dybde: 5-15 mu.t.

Infiltration: 340 mm/år

Grundvandsdannelse: 340 mm/år



##### Placering af BAM-forureningskilder og indvindingsboringer



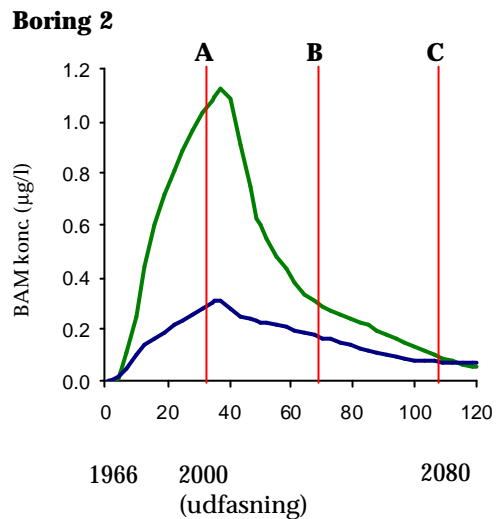
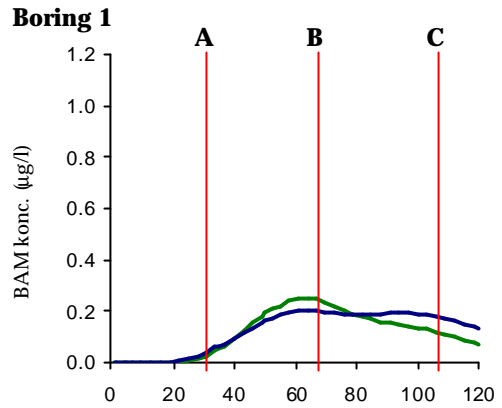
— Potentialekurve ved indvindingen 50.000 m<sup>3</sup>/år i boring 1 og 2

■ BAM-punktkilder (landejendomme/gårdspladser)

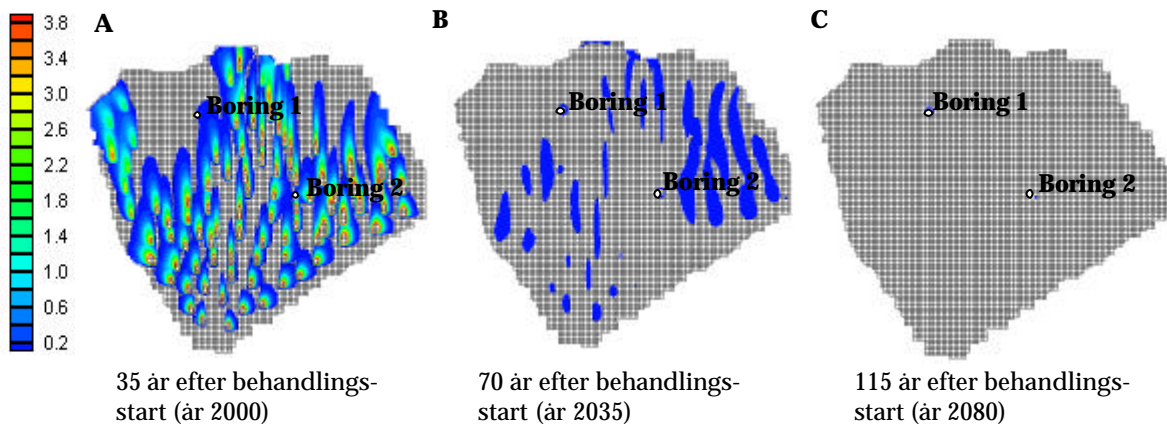
##### Tidsserier i indvindingsboringer

— 50.000 m<sup>3</sup>/år      — 365.000 m<sup>3</sup>/år

Behandling med dichlobenil      Ingen behandling



##### BAM (mg/l) i grundvandsmagasinet i dybden 5-15 m ved indv. på 50.000 m<sup>3</sup>/år i boring 1 og 2



## 5) Geologisk hovedtype 1

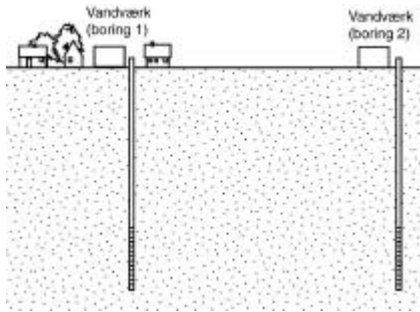
### Frit sandmagasin uden dæklag

Kildetype: Landejendomme/gårdspladser

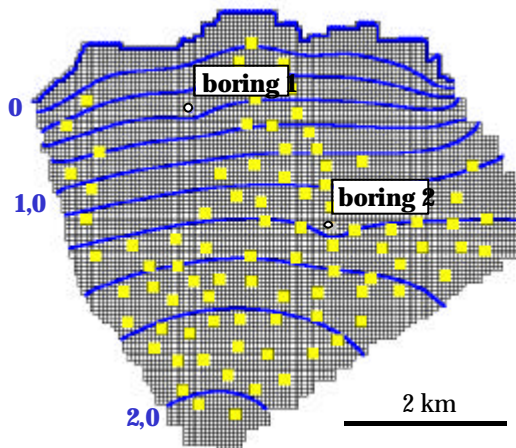
Filter dybde: 60-70 mu.t.

Infiltration: 340 mm/år

Grundvandsdannelse: 340 mm/år



### Placering af BAM-forureningskilder og indvindingsboringer



— Potentialekurve ved indvindingen 50.000 m<sup>3</sup>/år i boring 1 og 2

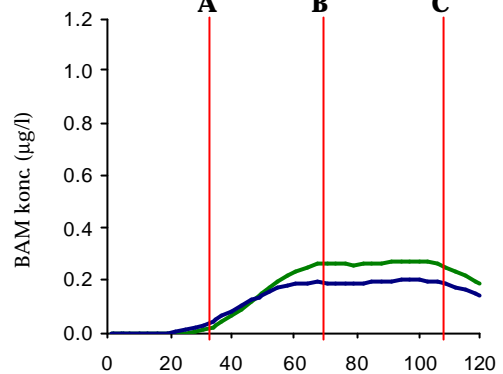
■ BAM-punktkilder (landejendomme/gårdspladser)

### Tidsserier i indvindingsboringer

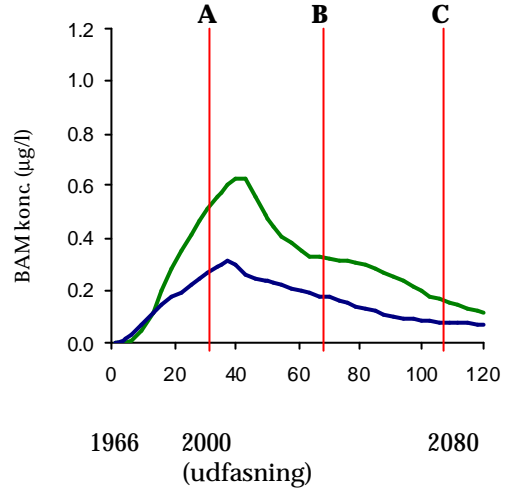
— 50.000 m<sup>3</sup>/år      — 365.000 m<sup>3</sup>/år

Behandling med dichlobenil      Ingen behandling

#### Boring 1

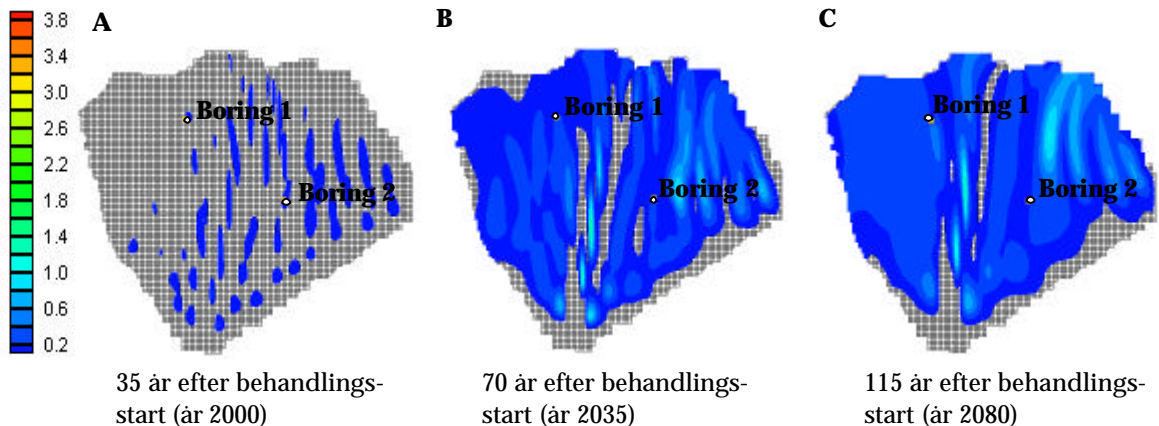


#### Boring 2



1966      2000      2080  
(udfasning)

### BAM (mg/l) i grundvandsmagasinet i dybden 60-70 m ved indv. på 50.000 m<sup>3</sup>/år i boring 1 og 2



35 år efter behandlingsstart (år 2000)

70 år efter behandlingsstart (år 2035)

115 år efter behandlingsstart (år 2080)

## 6) Geologisk hovedtype 1

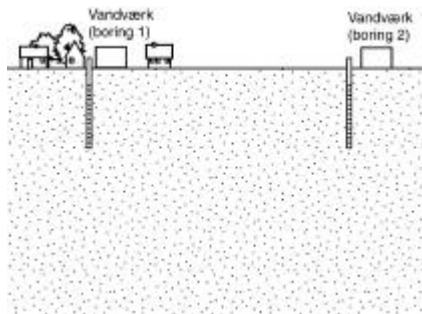
### Frit sandmagasin uden dæklag

Kildetype: landejendomme/gårdspladser

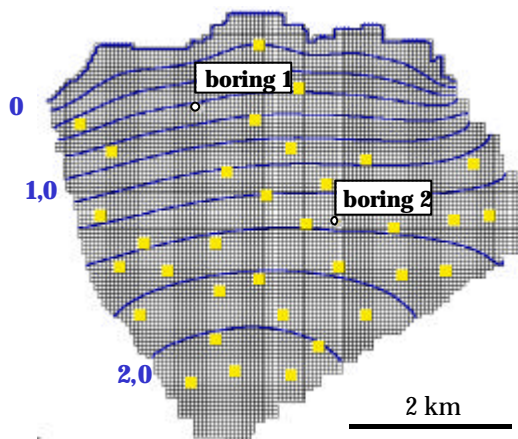
Filter dybde: 5-15 mu.t.

Infiltration: 340 mm/år

Grundvandsdannelse: 340 mm/år



Placering af BAM-forureningskilder og indvindingsboringer



— Potentialekurve ved indvindingen  
50.000 m<sup>3</sup>/år i boring 1 og 2

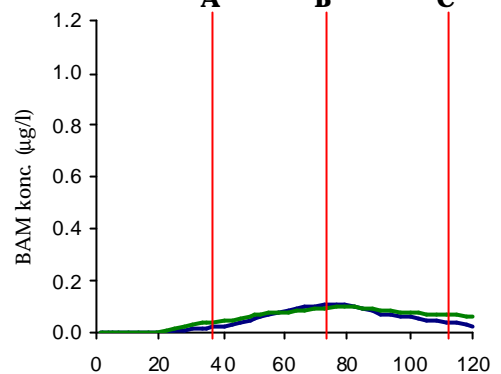
■ BAM-forureningskilder (landejendomme/gårdspladser)

## Tidsserier i indvindingsboringer

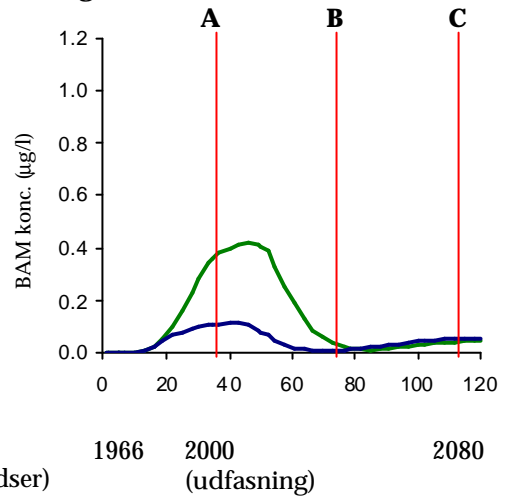
Behandling  
med dichlobenil

Ingen behandling

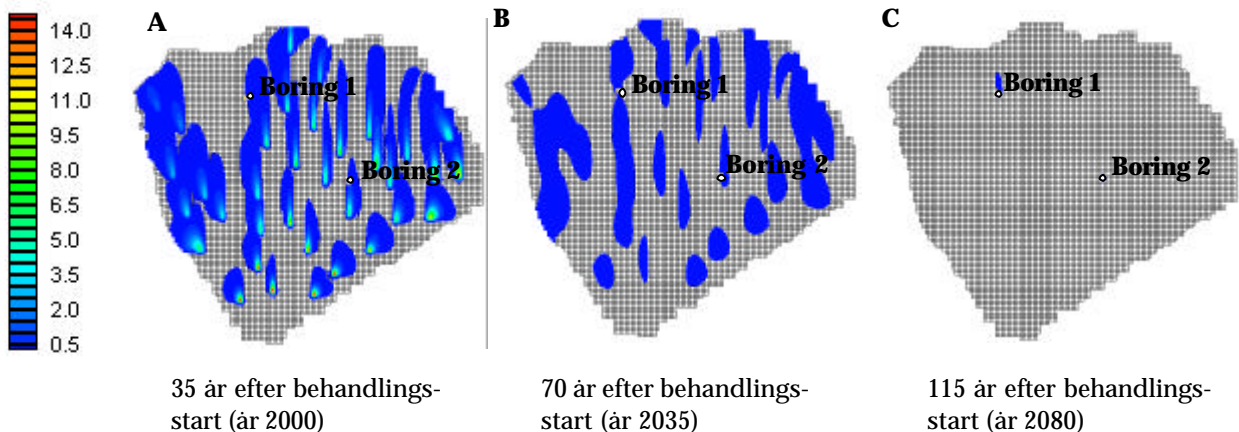
### Boring 1



### Boring 2



## Gennemsnitskoncentration af BAM (µg/l) i dybdeinterval (5-15 m) til tiderne A, B og C.





### 7) Geologisk hovedtype 1

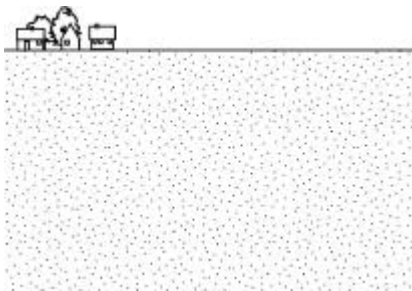
#### Frit sandmagasin uden dæklag

Kildetype: Landejendomme/gårdspladser

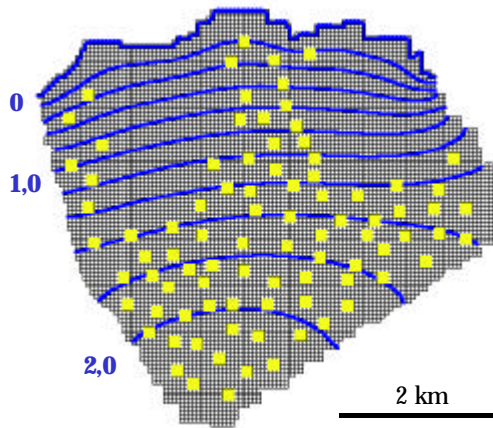
Ingen indvinding

Infiltration: 340 mm/år

Grundvandsdannelse: 340 mm/år

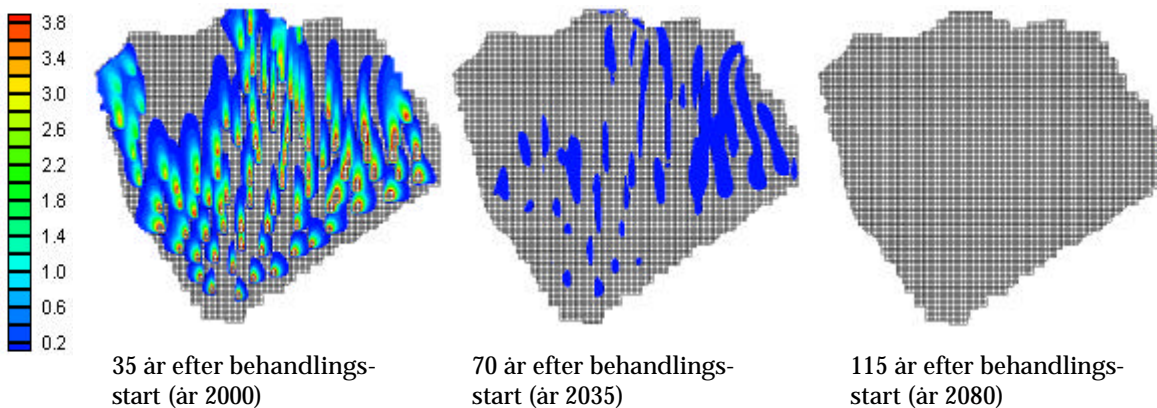


#### Placering af BAM-forureningskilder

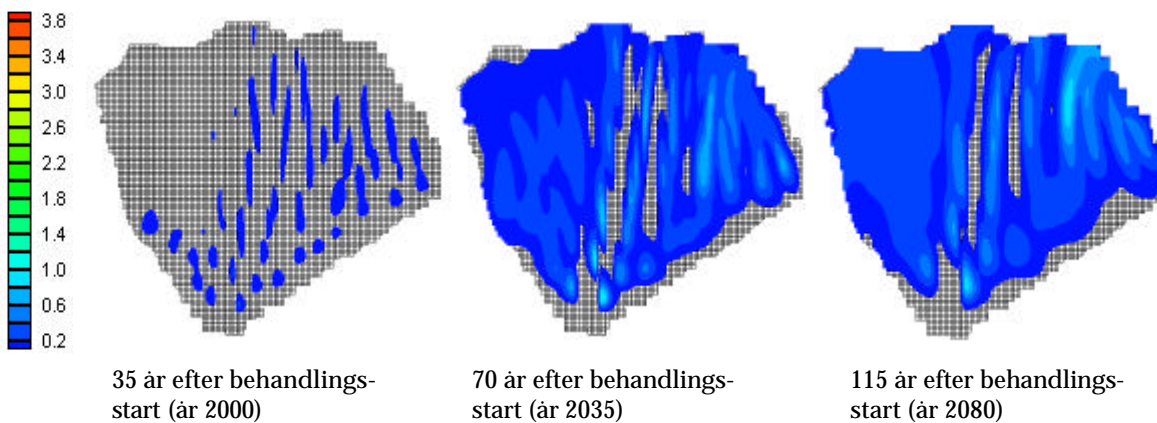


- Potentialekurve, ingen indvinding
- BAM-punktkilder (landejendomme/gårdspladser)

#### BAM (mg/l) i grundvandsmagasinet i dybden 5-15 m uden indvinding



#### BAM (mg/l) i grundvandsmagasinet i dybden 60-70 m uden indvinding



# Geologisk hovedtype 2

## 8) Geologisk hovedtype 2

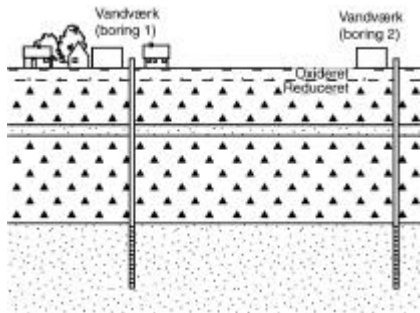
### Spændt sandmagasin under 6 meter dæklag

Kildetype: Byområde

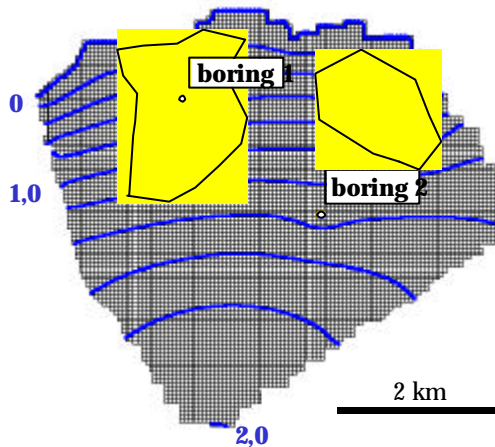
Filter dybde: 11-21 mu.t.

Infiltration: 340 mm/år

Grundvandsdannelse: 340 mm/år



Placering af BAM-forureningskilder og indvindingsboringer



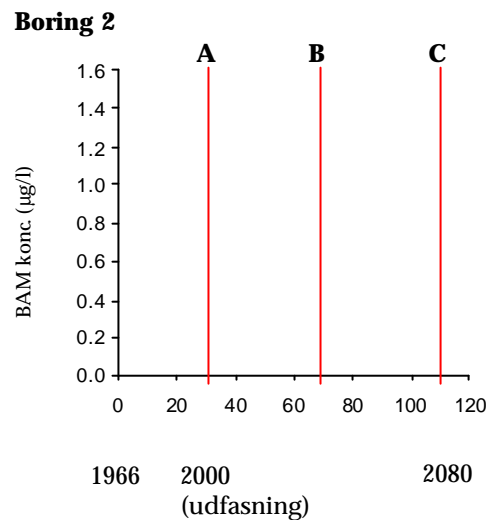
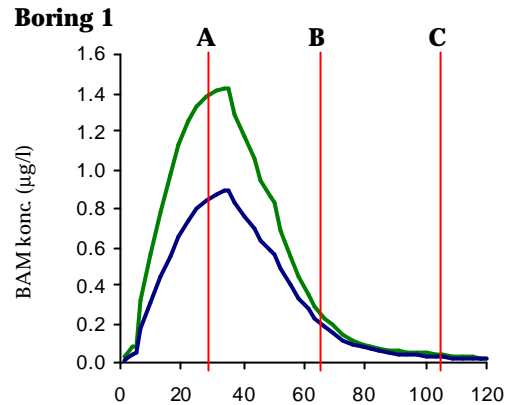
— Potentialekurve ved indvindingen 50.000 m<sup>3</sup>/år i boring 1 og 2

■ BAM-forureningskilder (byområde)

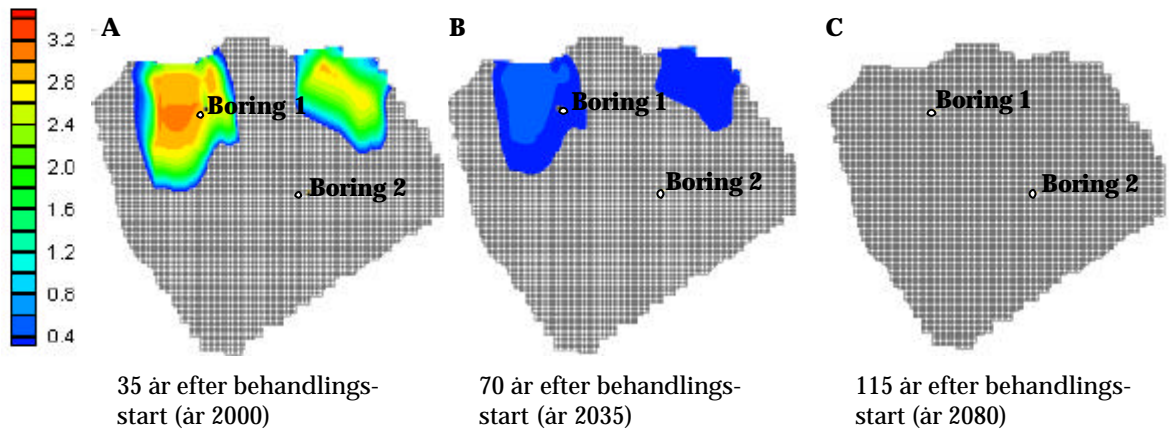
## Tidsserier i indvindingsboringer

— 50.000 m<sup>3</sup>/år — 365.000 m<sup>3</sup>/år

Behandling med dichlobenil ← → Ingen behandling



## BAM (mg/l) i grundvandsmagasinet i dybden 11-21 m ved indv. på 50.000 m<sup>3</sup>/år i boring 1 og 2



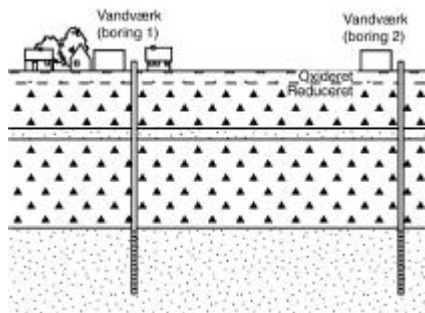
35 år efter behandlingsstart (år 2000)

70 år efter behandlingsstart (år 2035)

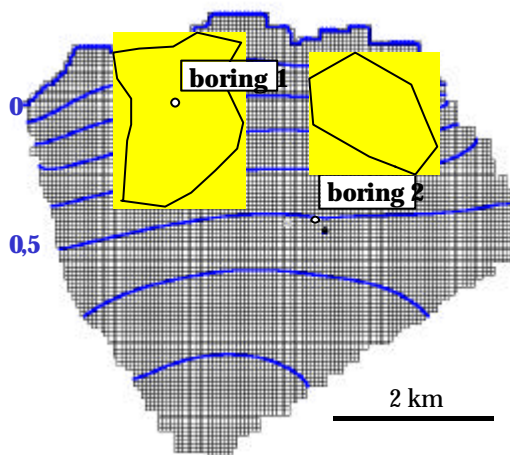
115 år efter behandlingsstart (år 2080)

**9) Geologisk hovedtype 2**  
**Spændt sandmagasin under 16 meter dæklag**

Kildetype: Byområde  
 Filter dybde: 21-31 m u.t.  
 Infiltration: 340 mm/år  
 Grundvandsdannelse: 120 mm/år



**Placering af BAM-forureningskilder og indvindingsboringer**

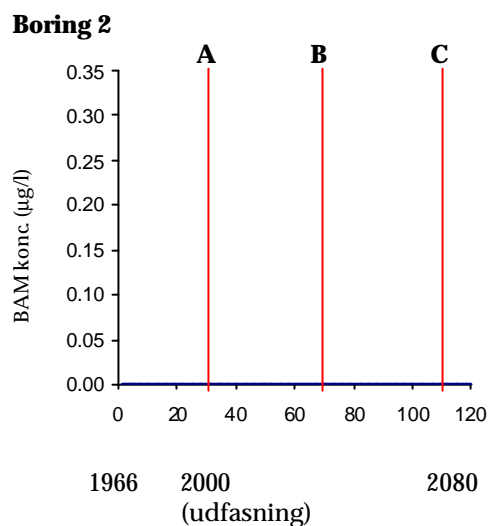
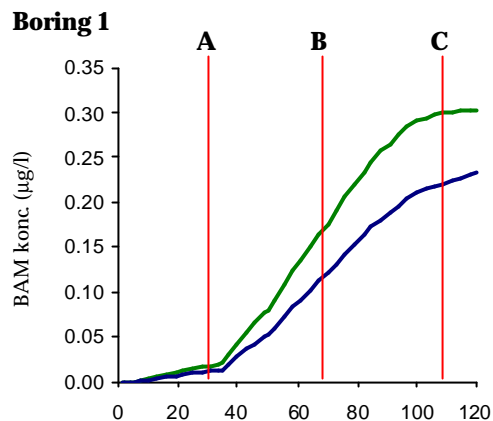


- Potentialekurve ved indvindingen 50.000 m<sup>3</sup>/år i boring 1 og 2
- BAM-forureningskilder (byområde)

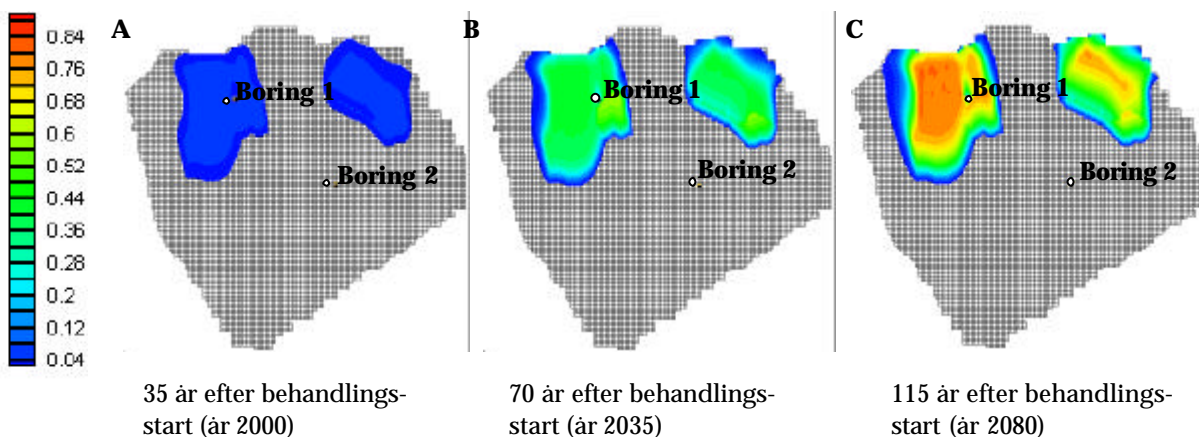
**Tidsserier i indvindingsboringer**

— 50.000 m<sup>3</sup>/år      — 365.000 m<sup>3</sup>/år

Behandling med dichlobenil      Ingen behandling



**BAM (mg/l) i grundvandsmagasinet i dybden 21-31 m ved indv. på 50.000 m<sup>3</sup>/år i boring 1 og 2**



## 10) Geologisk hovedtype 2

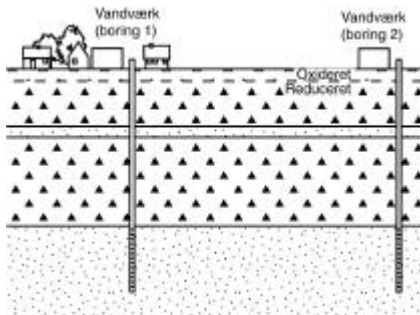
### Spændt sandmagasin under 30 meter dæklag

Kildetype: Byområde

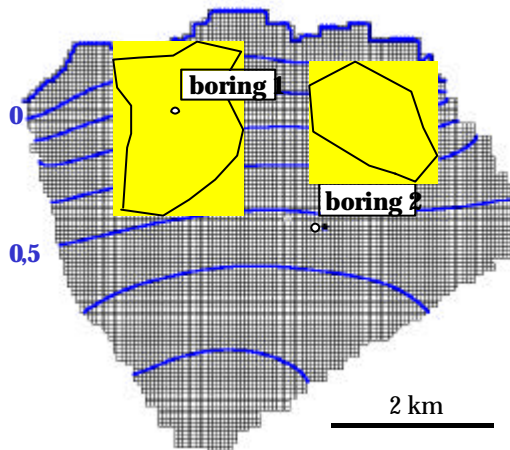
Filter dybde: 35-45 mu.t.

Infiltration: 340 mm/år

Grundvandsdannelse: 120 mm/år



### Placering af BAM-forureningskilder og indvindingsboringer

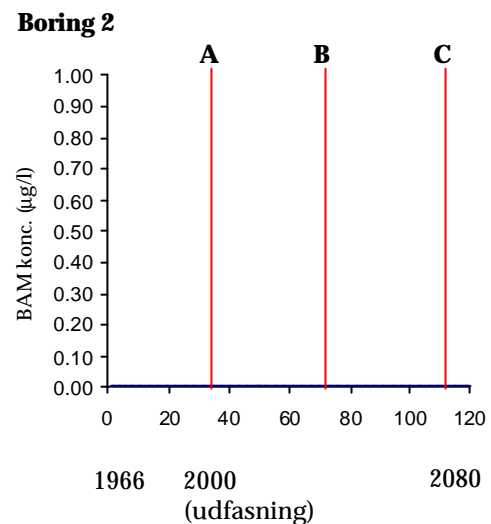
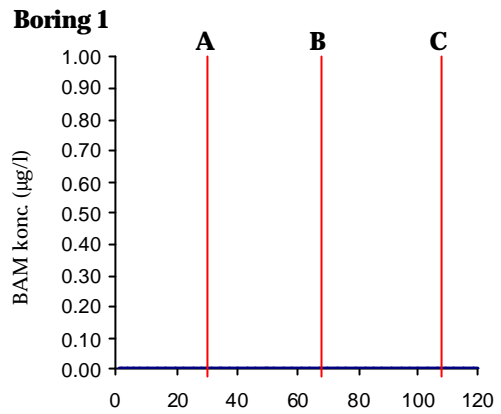


- Potentialekurve ved indvindingen 50.000 m<sup>3</sup>/år i boring 1 og 2
- BAM-forureningskilder (byområde)

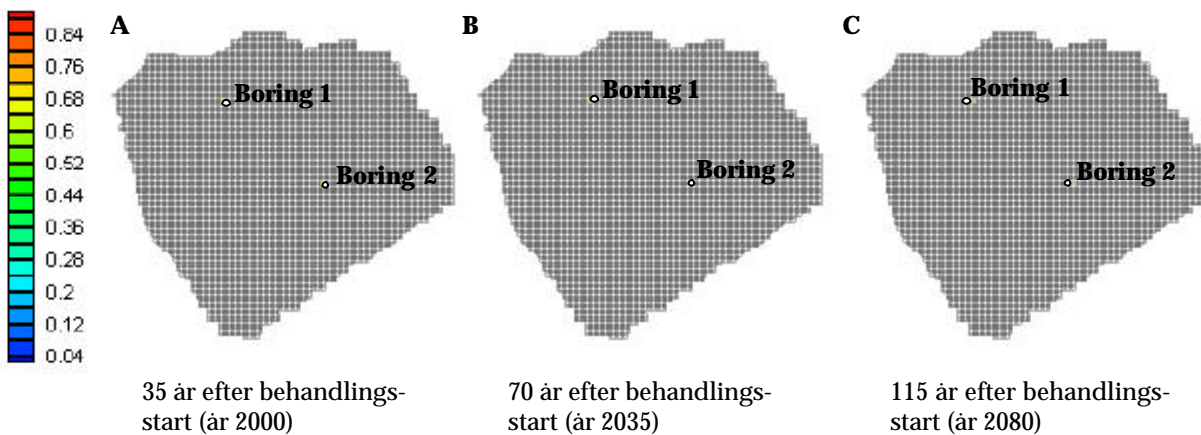
### Tidsserier i indvindingsboringer

— 50.000 m<sup>3</sup>/år      — 365.000 m<sup>3</sup>/år

Behandling med dichlobenil      Ingen behandling



### BAM (mg/l) i grundvandsmagasinet i dybden 35-45 m ved indv. på 50.000 m<sup>3</sup>/år i boring 1 og 2



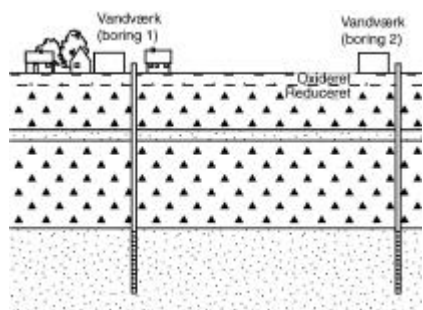
**11) Geologisk hovedtype 2**  
**Spændt sandmagasin under 6 meter dæklag**

Kildetype: Landejendomme/gårdspladser

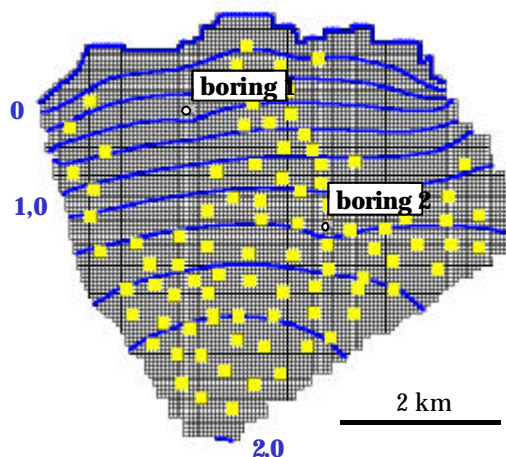
Filter dybde: 11-21 m u.t.

Infiltration: 340 mm/år

Grundvandsdannelse: 340 mm/år



**Placering af BAM-forureningskilder og indvindingsboringer**



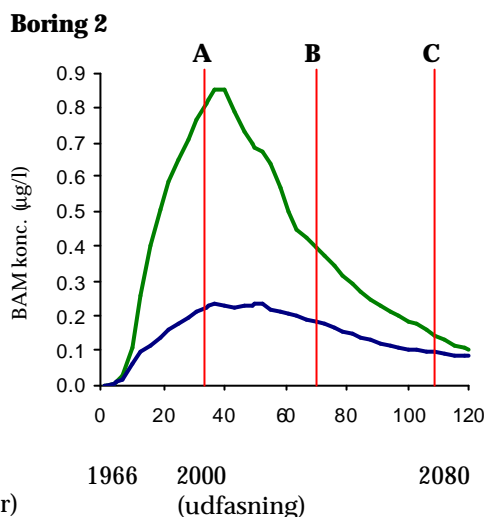
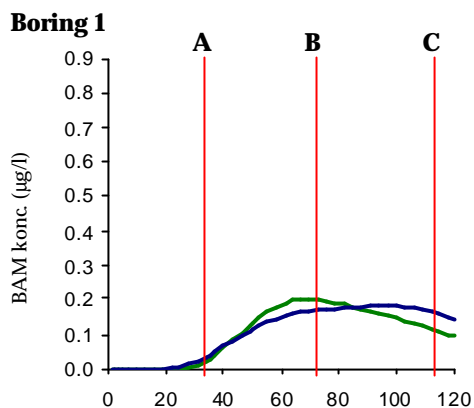
— Potentialekurve ved indvindingen  
 50.000 m<sup>3</sup>/år i boring 1 og 2

■ BAM-forureningskilder (landejendomme/gårdspladser)

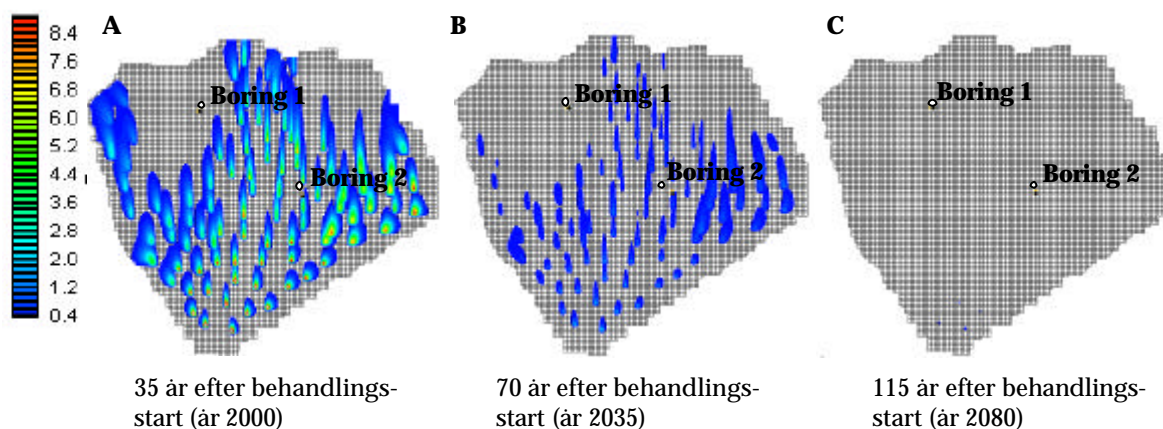
**Tidsserier i indvindingsboringer**

— 50.000 m<sup>3</sup>/år      — 365.000 m<sup>3</sup>/år

Behandling med dichlobenil      Ingen behandling



**BAM (mg/l) i grundvandsmagasinet i dybden 11-21 m ved indv. på 50.000 m<sup>3</sup>/år i boring 1 og 2**



35 år efter behandlingsstart (år 2000)

70 år efter behandlingsstart (år 2035)

115 år efter behandlingsstart (år 2080)

## 12) Geologisk hovedtype 2

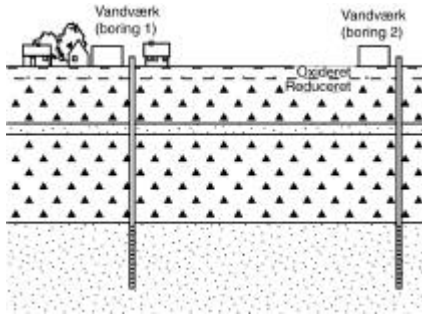
### Spændt sandmagasin under 16 meter dæklag

Kildetype: Landejendomme/gårdspladser

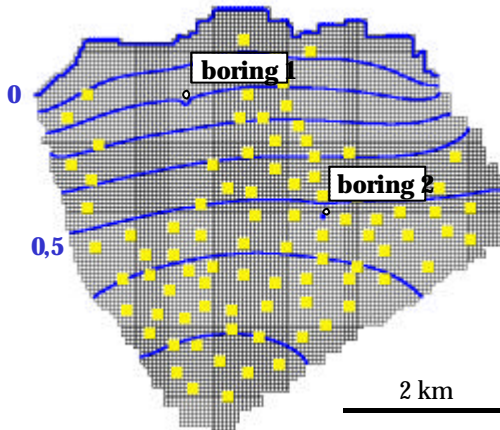
Filter dybde: 21-31 mu.t.

Infiltration: 340 mm/år

Grundvandsdannelse: 120 mm/år



Placering af BAM-forureningskilder og indvindingsboringer



— Potentialekurve ved indvindingen  
50.000 m<sup>3</sup>/år i boring 1 og 2

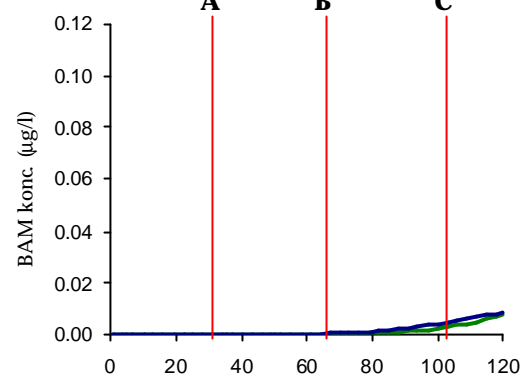
■ BAM-forureningskilder (landejendomme/gårdspladser)

## Tidsserier i indvindingsboringer

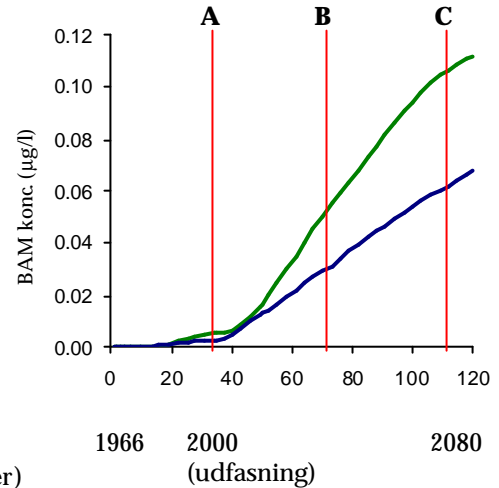
— 50.000 m<sup>3</sup>/år      — 365.000 m<sup>3</sup>/år

Behandling med dichlobenil      Ingen behandling

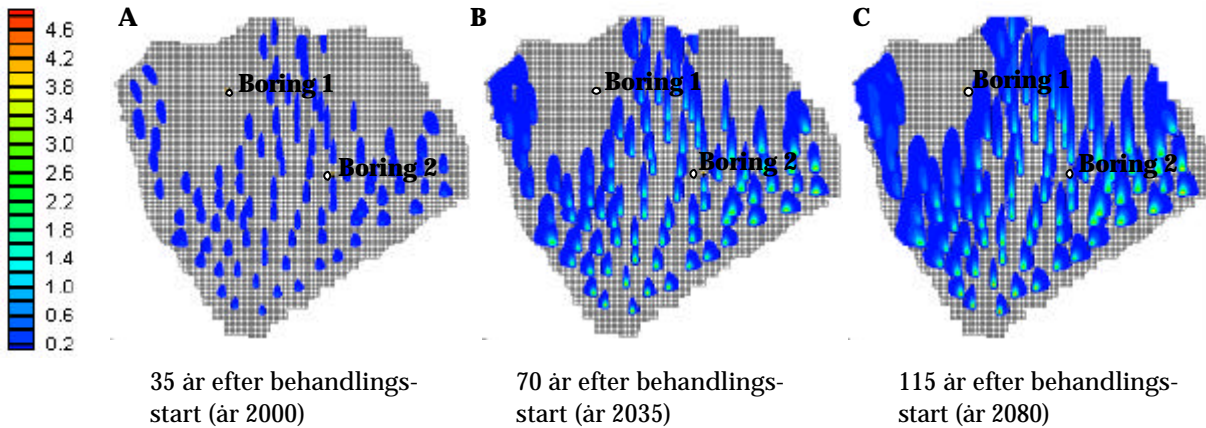
### Boring 1



### Boring 2



## BAM (mg/l) i grundvandsmagasinet i dybden 21-31 m ved indv. på 50.000 m<sup>3</sup>/år i boring 1 og 2



### 13) Geologisk hovedtype 2

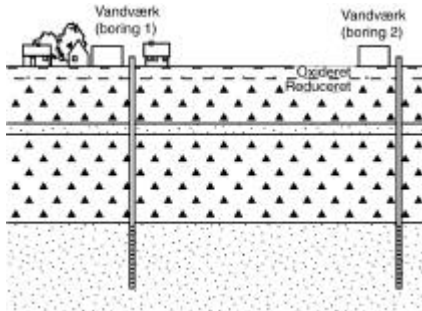
#### Spændt sandmagasin under 30 meter dæklag

Kildetype: Landejendomme/gårdspladser

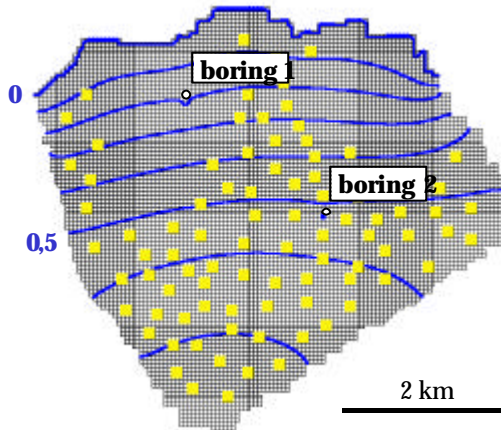
Filter dybde: 35-45 mu.t.

Infiltration: 340 mm/år

Grundvandsdannelse: 120 mm/år



#### Placering af BAM-forureningskilder og indvindingsboringer



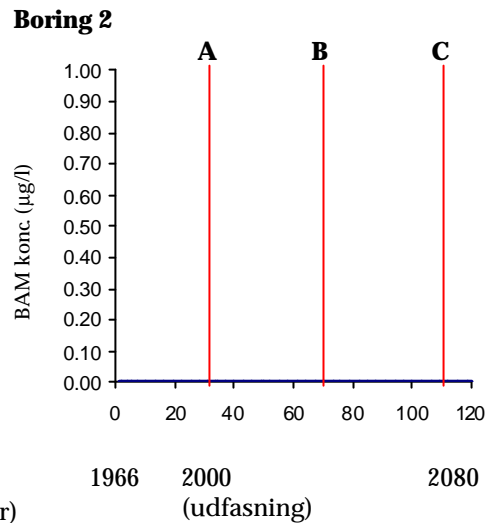
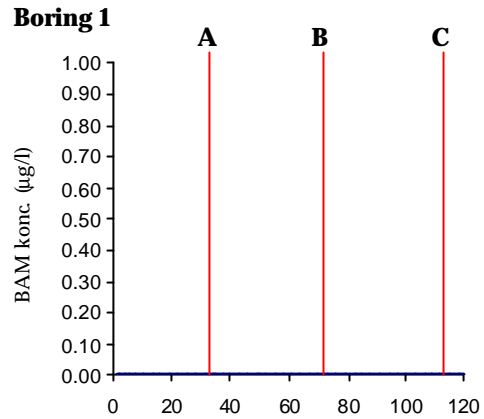
— Potentialekurve ved indvindingen  
50.000 m<sup>3</sup>/år i boring 1 og 2

■ BAM-forureningskilder (landejendomme/gårdspladser)

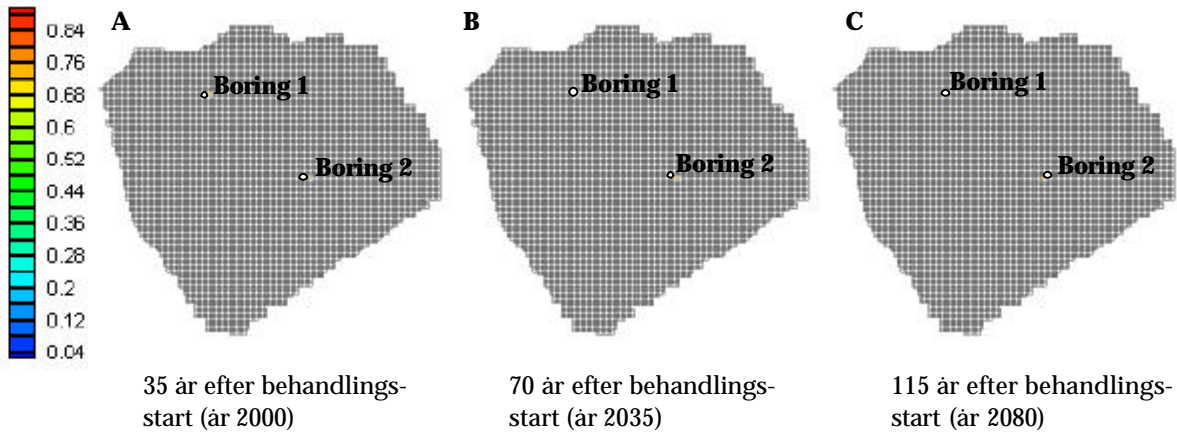
#### Tidsserier i indvindingsboringer

— 50.000 m<sup>3</sup>/år      — 365.000 m<sup>3</sup>/år

Behandling med dichlobenil      Ingen behandling



#### BAM (mg/l) i grundvandsmagasinet i dybden 35-45 m ved indv. på 50.000 m<sup>3</sup>/år i boring 1 og 2





# **Geologisk hovedtype 3**

### 14) Geologisk hovedtype 3

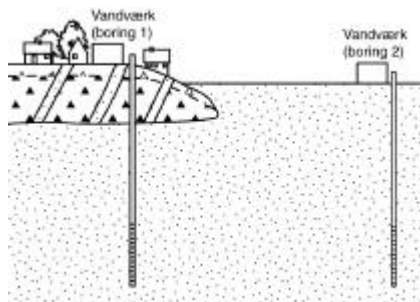
#### Spændt sandmagasin under 16 meter randmoræne

Kildetype: Byområde

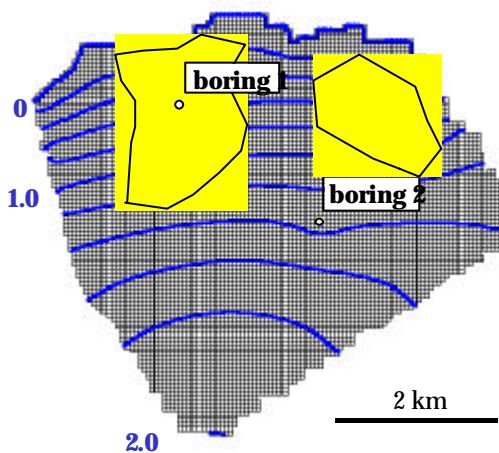
Filter dybde: 21-31 mu.t.

Infiltration: 340 mm/år

Grundvandsdannelse: 340 mm/år



Placering af BAM-forureningskilder og indvindingsboringer



— Potentialekurve ved indvindingen  
50.000 m<sup>3</sup>/år i boring 1 og 2

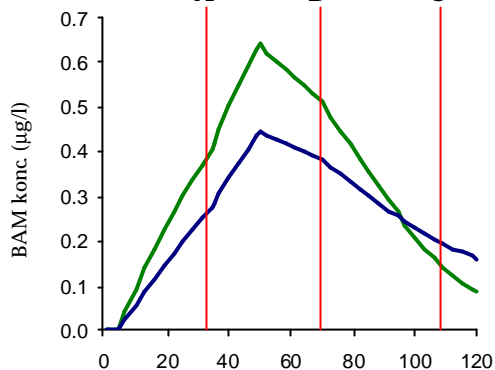
■ BAM-forureningskilder (byområde)

### Tidsserier i indvindingsboringer

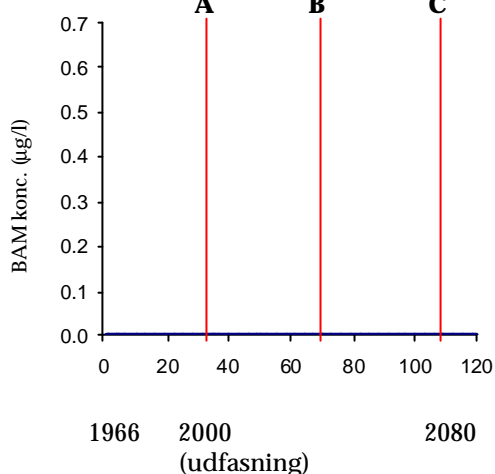
— 50.000 m<sup>3</sup>/år      — 365.000 m<sup>3</sup>/år

Behandling med dichlobenil      Ingen behandling

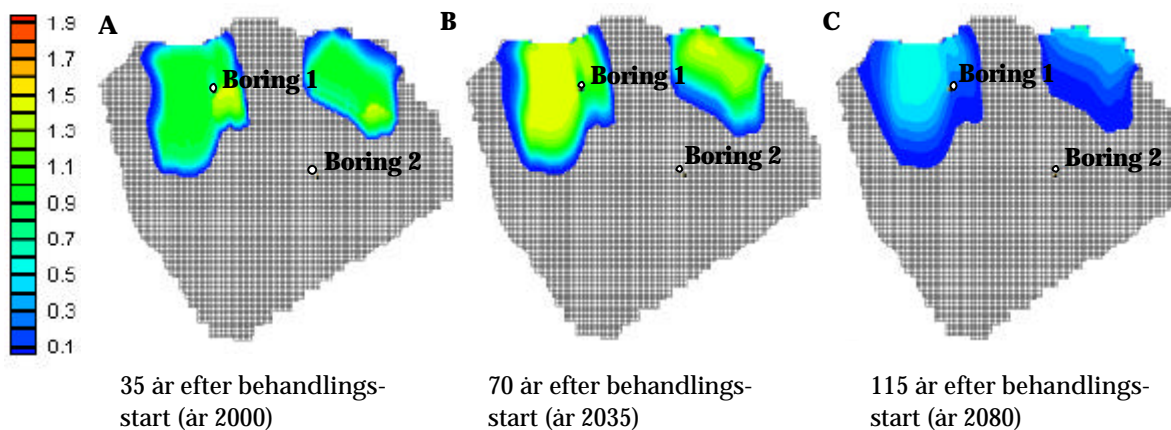
#### Boring 1



#### Boring 2



### BAM (mg/l) i grundvandsmagasinet i dybden 60-70 m ved indv. på 50.000 m<sup>3</sup>/år i boring 1 og 2



35 år efter behandlingsstart (år 2000)

70 år efter behandlingsstart (år 2035)

115 år efter behandlingsstart (år 2080)

### 15) Geologisk hovedtype 3

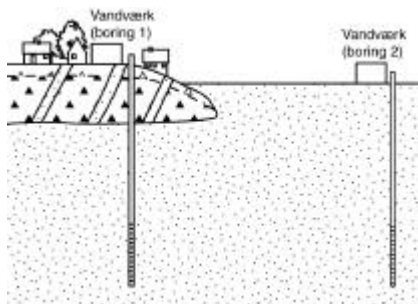
#### Spændt sandmagasin under 16 meter randmoræne

Kildetype: Landejendomme/gårdspladser

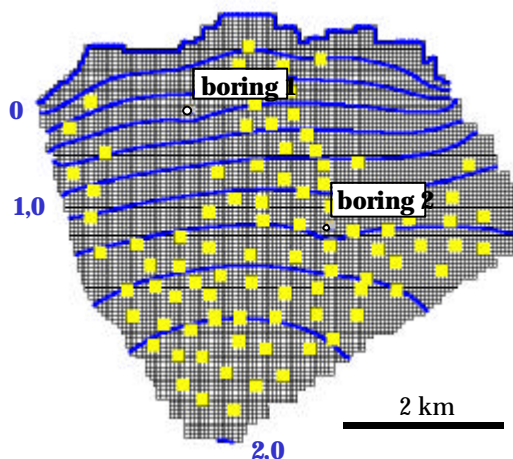
Filter dybde: 21-31 mu.t.

Infiltration: 340 mm/år

Grundvandsdannelse: 340 mm/år



Placering af BAM-forureningskilder og indvindingsboringer



— Potentialekurve ved indvindingen  
50.000 m<sup>3</sup>/år i boring 1 og 2

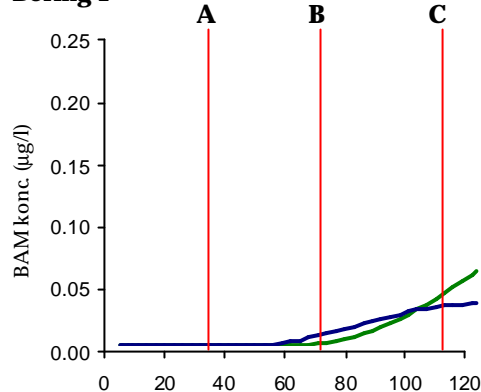
■ BAM-forureningskilder (landejendomme/gårdspladser)

### Tidsserier i indvindingsboringer

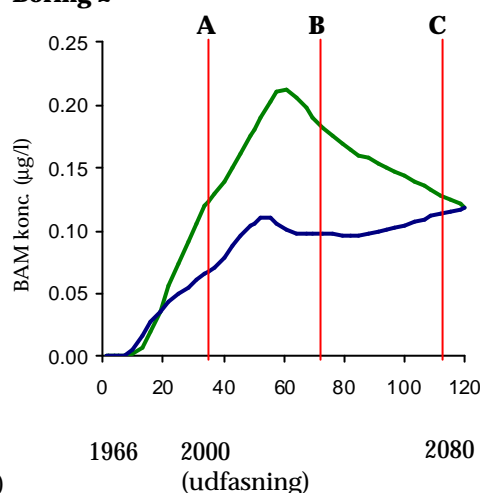
— 50.000 m<sup>3</sup>/år      — 365.000 m<sup>3</sup>/år

Behandling med dichlobenil      Ingen behandling

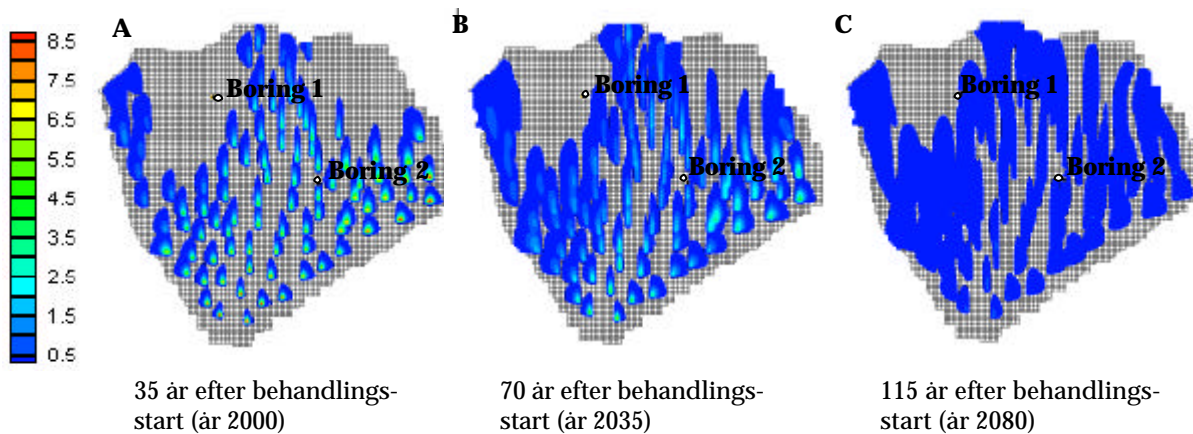
#### Boring 1



#### Boring 2



### BAM (mg/l) i grundvandsmagasinet i dybden 21-31 m ved indv. på 50.000 m<sup>3</sup>/år i boring 1 og 2



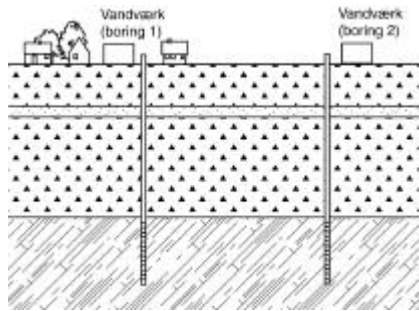
35 år efter behandlingsstart (år 2000)

70 år efter behandlingsstart (år 2035)

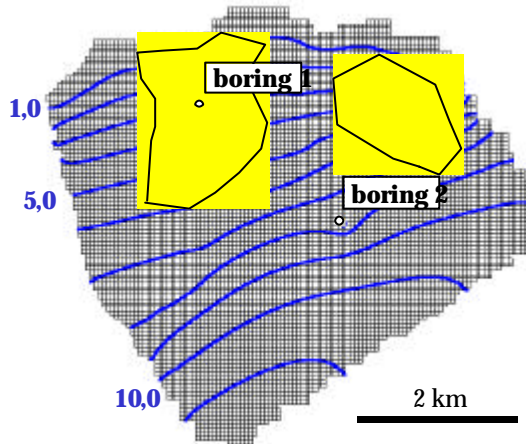
115 år efter behandlingsstart (år 2080)

# Geologisk hovedtype 4

**16) Geologisk hovedtype 4**  
**Spændt kalkmagasin under 6 meter dæklag**  
 Kildetype: Byområde  
 Filter dybde: 11-16 m.u.t.  
 Infiltration: 340 mm/år  
 Grundvandsdannelse: 340 mm/år



**Placering af BAM-forureningskilder og indvindingsboringer**



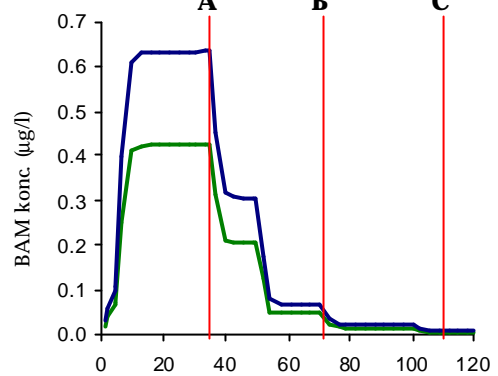
- Potentialekurve ved indvindingen 50.000 m<sup>3</sup>/år i boring 1 og 2
- BAM-forureningskilder (byområde)

**Tidsserier i indvindingsboringer**

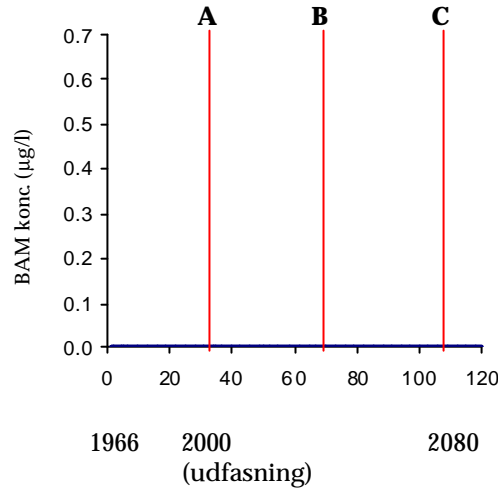
— 50.000 m<sup>3</sup>/år      — 365.000 m<sup>3</sup>/år

Behandling med dichlobenil      Ingen behandling

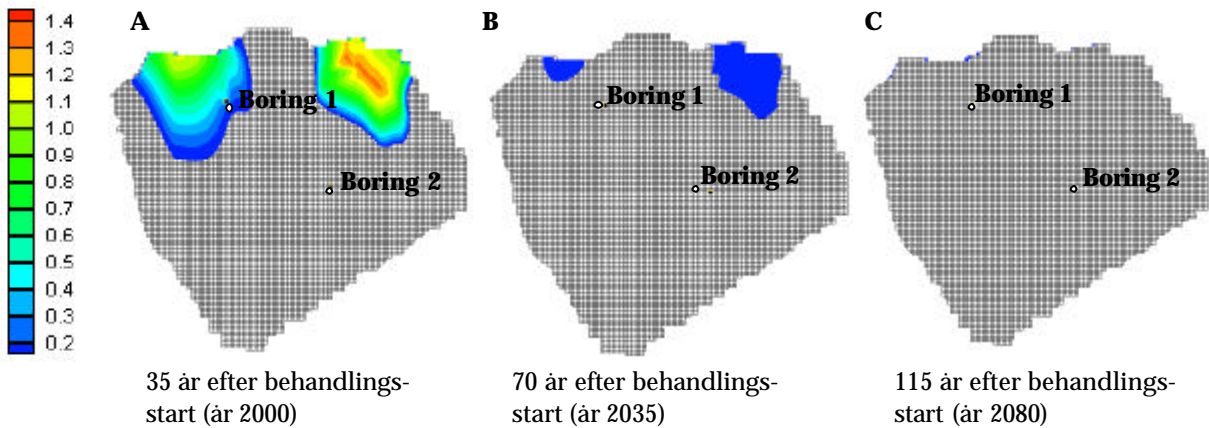
**Boring 1**



**Boring 2**



**BAM (mg/l) i grundvandsmagasinet i dybden 11-16 m ved indv. på 50.000 m<sup>3</sup>/år i boring 1 og 2**



### 17) Geologisk hovedtype 4

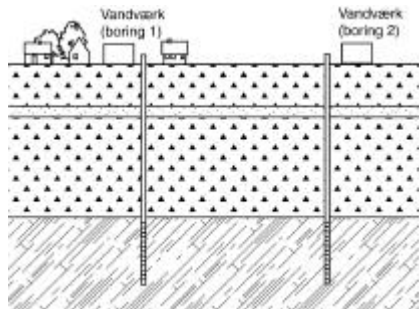
#### Spændt kalkmagasin under 16 meter dæklag

Kildetype: Byområde

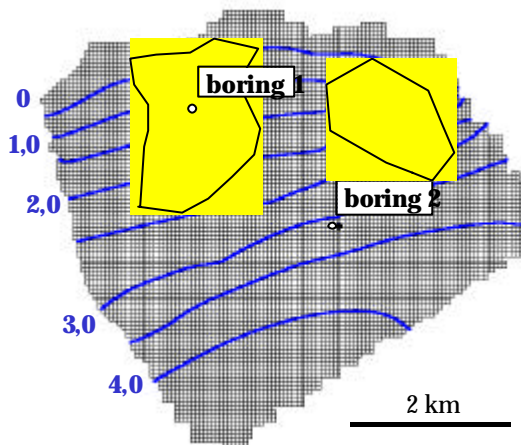
Filter dybde: 21-26 m.t.

Infiltration: 340 mm/år

Grundvandsdannelse: 120 mm/år



#### Placering af BAM-forureningskilder og indvindingsboringer



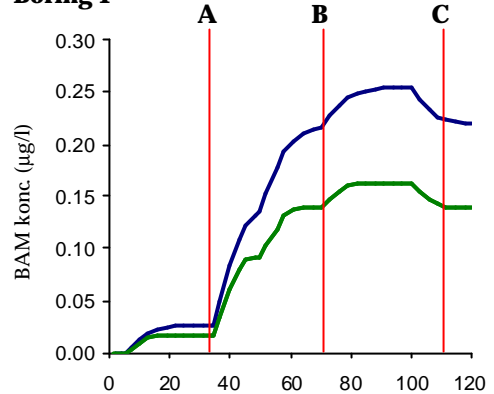
- Potentialekurve ved indvindingen 50.000 m<sup>3</sup>/år i boring 1 og 2
- BAM-forureningskilder (byområde)

#### Tidsserier i indvindingsboringer

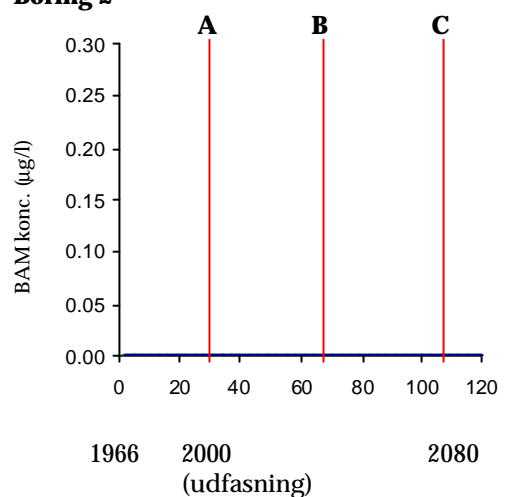
— 50.000 m<sup>3</sup>/år      — 365.000 m<sup>3</sup>/år

Behandling med dichlobenil      Ingen behandling

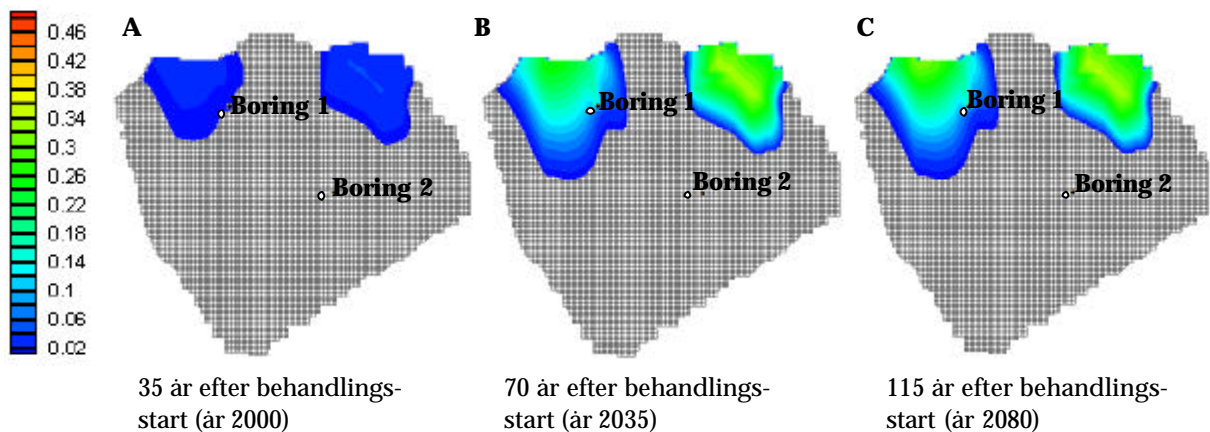
#### Boring 1



#### Boring 2



#### BAM (mg/l) i grundvandsmagasinet i dybden 21-26 m ved indv. på 50.000 m<sup>3</sup>/år i boring 1 og 2



### 18) Geologisk hovedtype 4

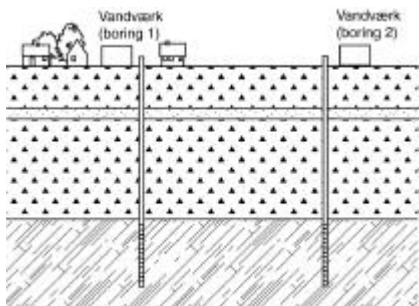
#### Spændt kalkmagasin under 30 meter dæklag

Kildetype: Byområde

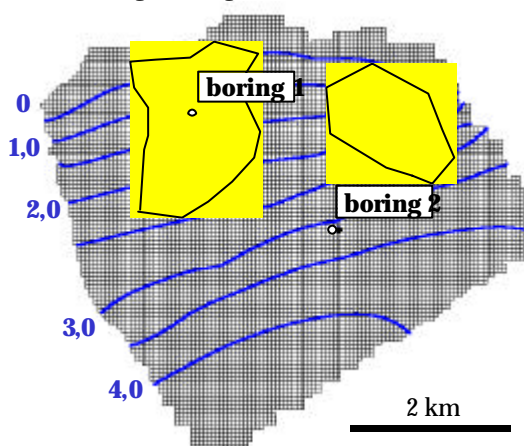
Filter dybde: 35-40 m.u.t.

Infiltration: 340 mm/år

Grundvandsdannelse: 120 mm/år



#### Placering af BAM-forureningskilder og indvindingsboringer



— Potentialekurve ved indvindingen  
50.000 m<sup>3</sup>/år i boring 1 og 2

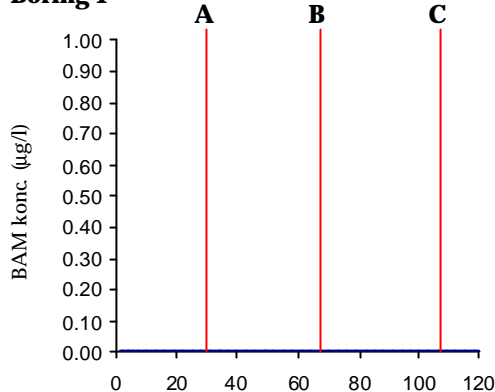
■ BAM-forureningskilder (byområde)

#### Tidsserier i indvindingsboringer

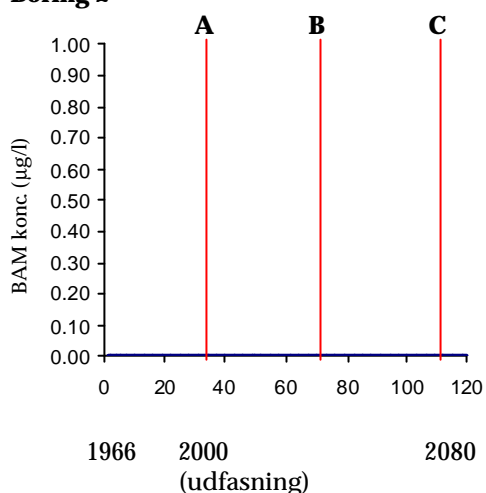
— 50.000 m<sup>3</sup>/år      — 365.000 m<sup>3</sup>/år

Behandling med dichlobenil      Ingen behandling

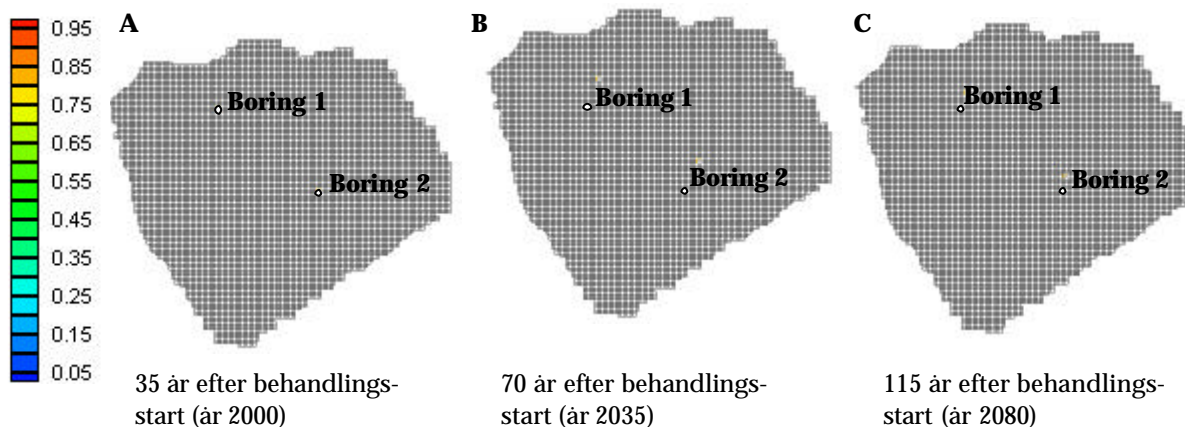
##### Boring 1



##### Boring 2



#### BAM (mg/l) i grundvandsmagasinet i dybden 35-40 m ved indv. på 50.000 m<sup>3</sup>/år i boring 1 og 2



### 19) Geologisk hovedtype 4

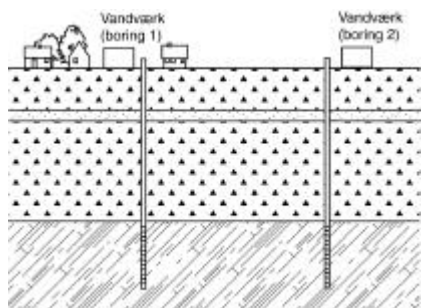
#### Spændt kalkmagasin under 6 meter dæklag

Kildetype: Landejendomme/gårdspladser

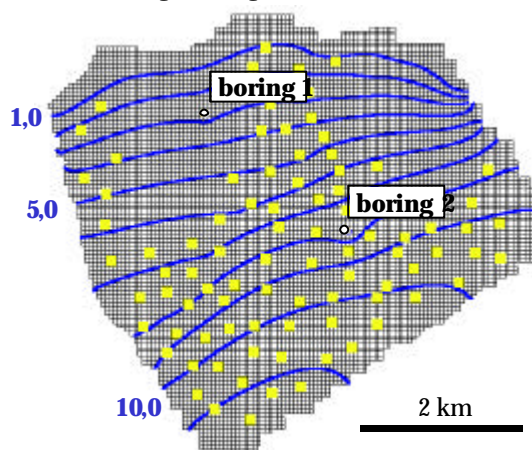
Filter dybde: 11-16 m.u.t.

Infiltration: 340 mm/år

Grundvandsdannelse: 340 mm/år



#### Placering af BAM-forureningskilder og indvindingsboringer



— Potentialekurve ved indvindingen  
50.000 m<sup>3</sup>/år i boring 1 og 2

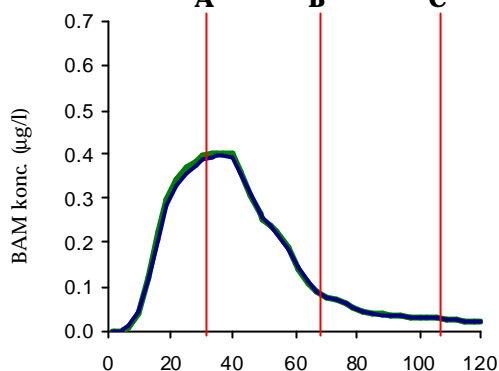
■ BAM-forureningskilder (landejendomme/gårdspladser)

#### Tidsserier i indvindingsboringer

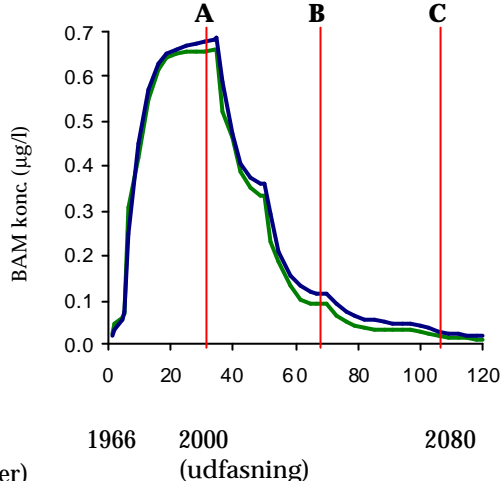
— 50.000 m<sup>3</sup>/år      — 365.000 m<sup>3</sup>/år

Behandling med dichlobenil      Ingen behandling

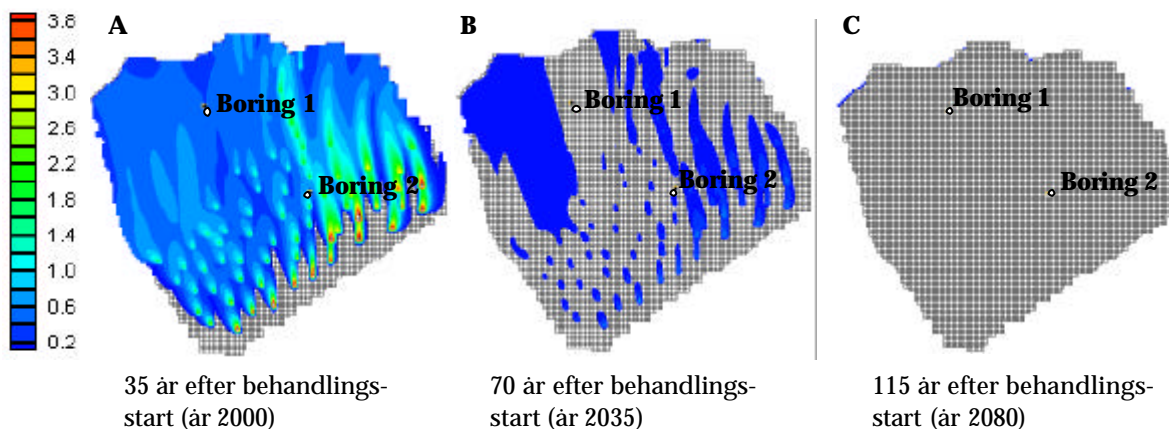
#### Boring 1



#### Boring 2



#### BAM (mg/l) i grundvandsmagasinet i dybden 11-16 m ved indv. på 50.000 m<sup>3</sup>/år i boring 1 og 2





## 20) Geologisk hovedtype 4

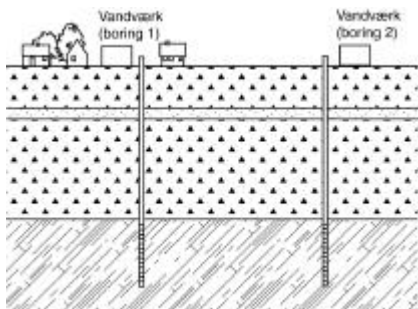
### Spændt kalkmagasin under 16 meter dæklag

Kildetype: Landejendomme/gårdspladser

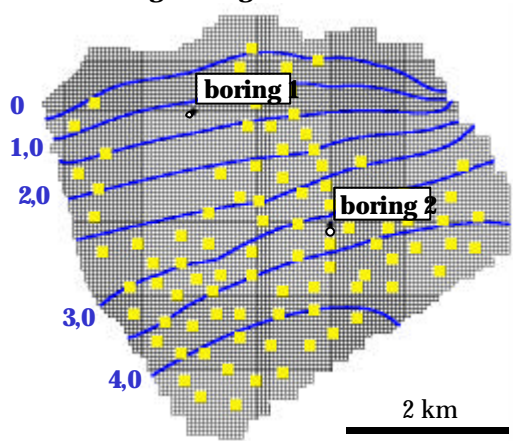
Filter dybde: 21-26 m u.t.

Infiltration: 340 mm/år

Grundvandsdannelse: 120 mm/år



### Placering af BAM-forureningskilder og indvindingsboringer



— Potentialekurve ved indvindingen  
50.000 m<sup>3</sup>/år i boring 1 og 2

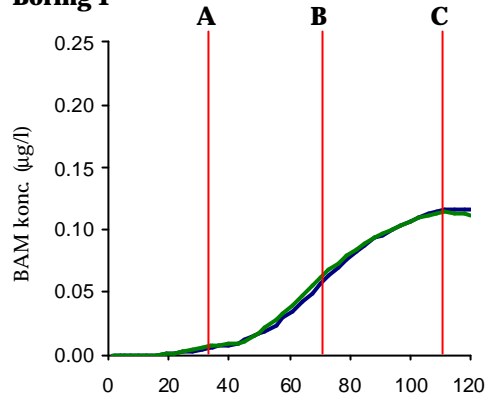
■ BAM-forureningskilder (landejendomme/gårdspladser)

### Tidsserier i indvindingsboringer

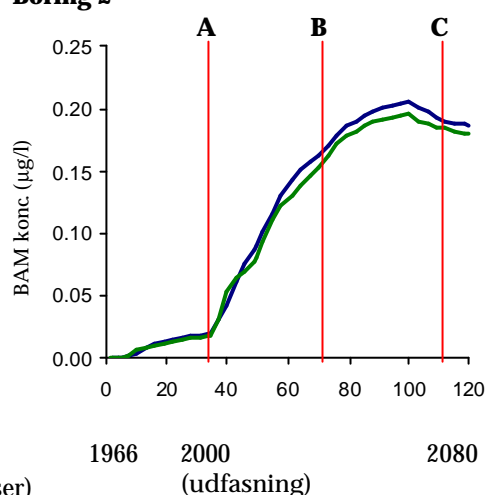
— 50.000 m<sup>3</sup>/år      — 365.000 m<sup>3</sup>/år

Behandling med dichlobenil      Ingen behandling

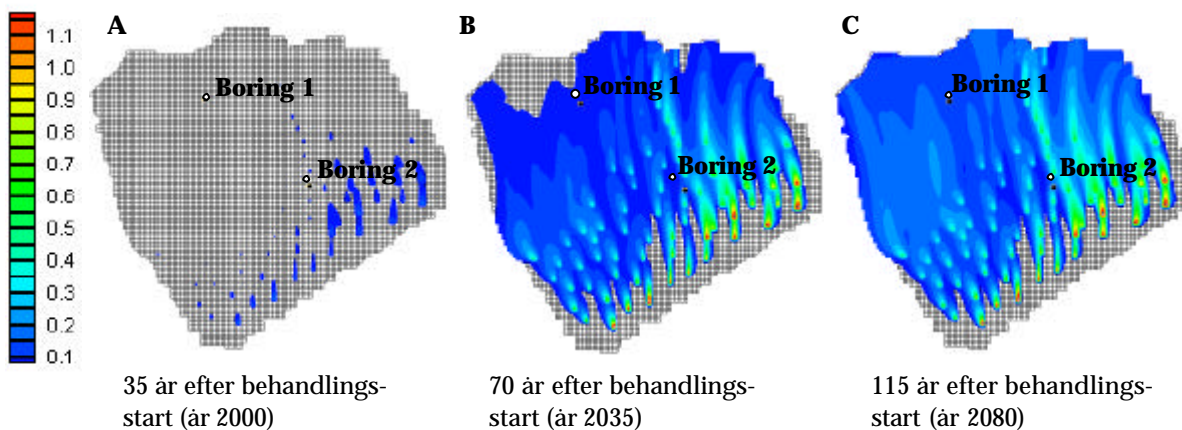
#### Boring 1



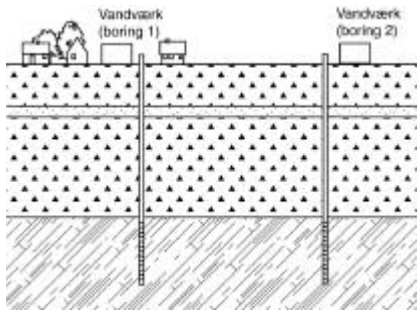
#### Boring 2



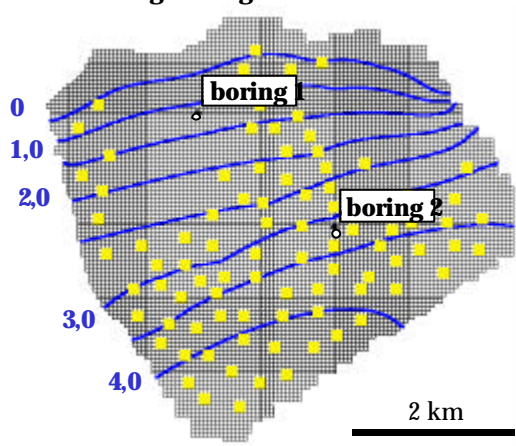
### BAM (mg/l) i grundvandsmagasinet i dybden 21-26 m ved indv. på 50.000 m<sup>3</sup>/år i boring 1 og 2



**21) Geologisk hovedtype 4**  
**Spændt kalkmagasin under 30 meter dæklag**  
 Kildetype: Landejendomme/gårdspladser  
 Filter dybde: 35-40 mu.t.  
 Infiltration: 340 mm/år  
 Grundvandsdannelse: 120 mm/år



**Placering af BAM-forureningskilder og indvindingsboringer**

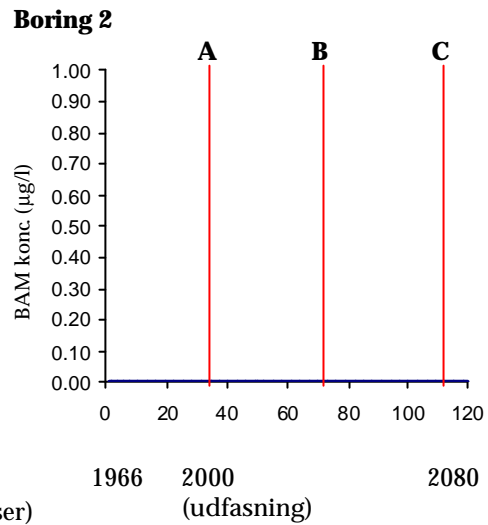
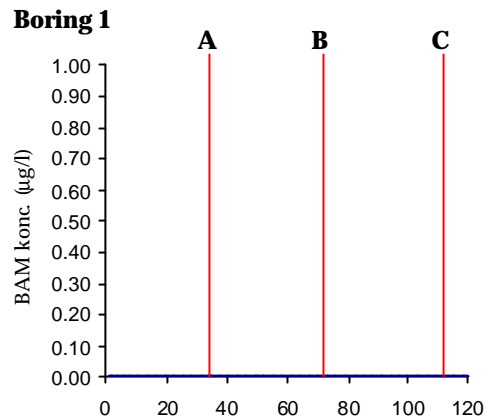


- Potentialekurve ved indvindingen 50.000 m<sup>3</sup>/år i boring 1 og 2
- BAM-forureningskilder (landejendomme/gårdspladser)

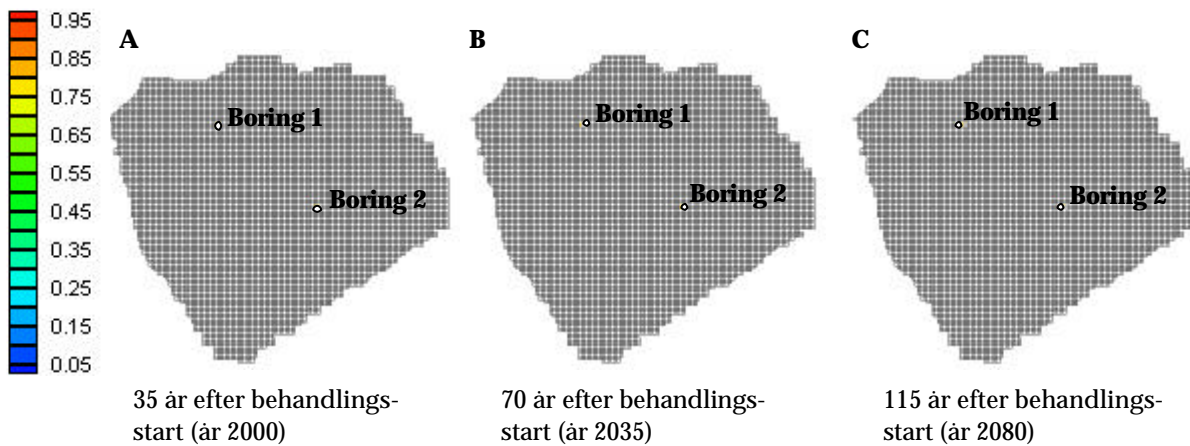
**Tidsserier i indvindingsboringer**

— 50.000 m<sup>3</sup>/år      — 365.000 m<sup>3</sup>/år

Behandling med dichlobenil      Ingen behandling



**BAM (mg/l) i grundvandsmagasinet i dybden 35-40 m ved indv. på 50.000 m<sup>3</sup>/år i boring 1 og 2**



# **Geologisk hovedtype 5**

**22) Geologisk hovedtype 5**

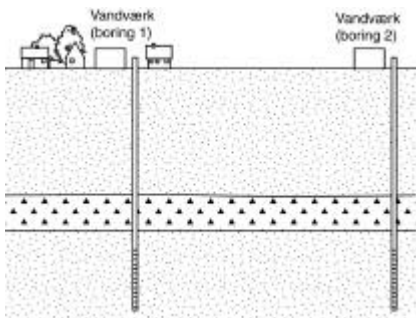
**Sekundært + primært sandmagasin adskilt af 10 m moræne uden sprækker**

Kildetype: Byområde

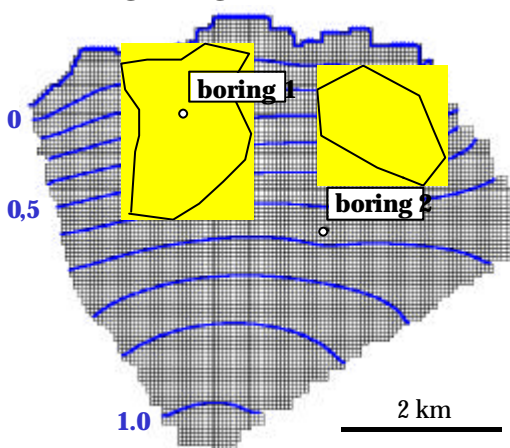
Filter dybde: 60-70 mu.t.

Infiltration: 340 mm/år

Grundvandsdannelse: 340 mm/år



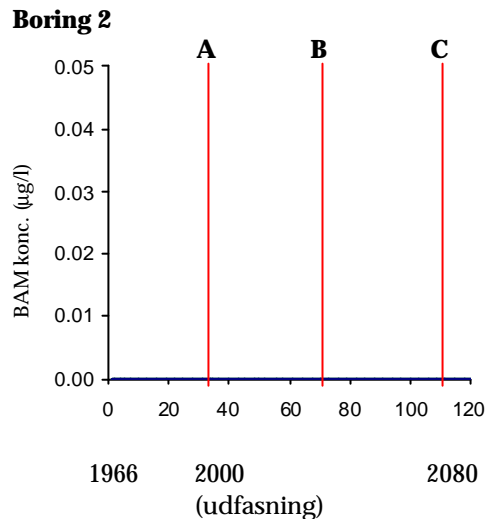
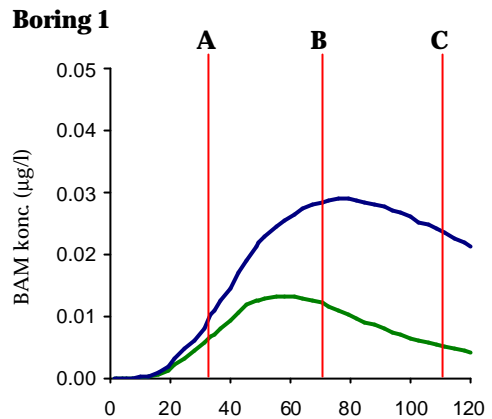
**Placering af BAM-forureningskilder og indvindingsboringer**



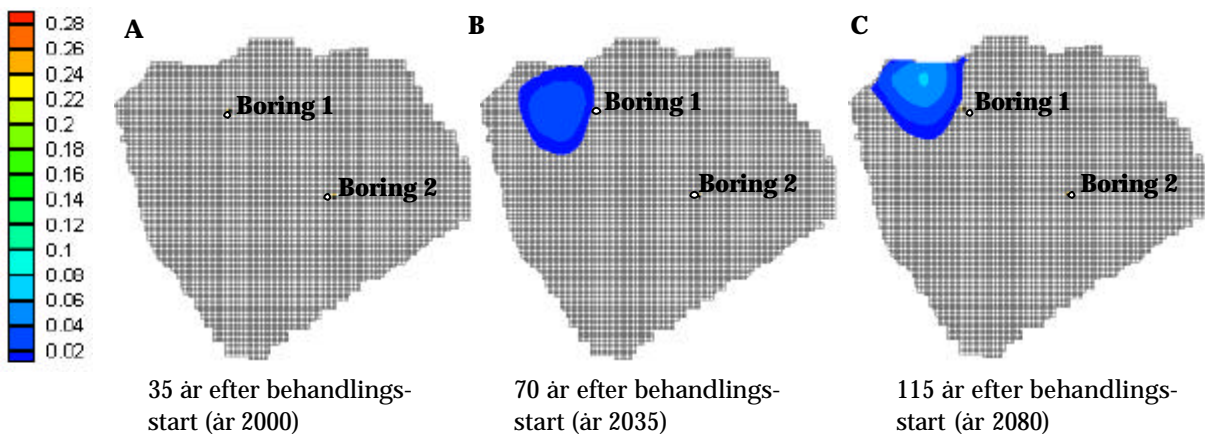
- Potentialekurve ved indvindingen 50.000 m<sup>3</sup>/år i boring 1 og 2
- BAM-forureningskilder (byområde)

— 50.000 m<sup>3</sup>/år      — 365.000 m<sup>3</sup>/år

Behandling med dichlobenil      Ingen behandling



**BAM (mg/l) i grundvandsmagasinet i dybden 60-70 m ved indv. på 50.000 m<sup>3</sup>/år i boring 1 og 2**



**23) Geologisk hovedtype 5**

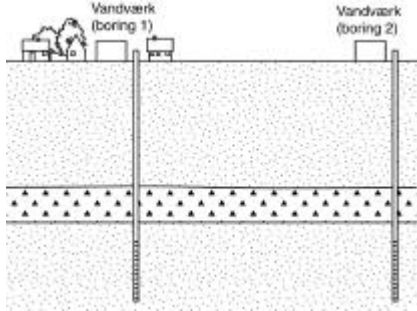
**Sekundært + primært sandmagasin adskilt af 10 m moræne uden sprækker**

Kildetype: Landejendomme/gårdspladser

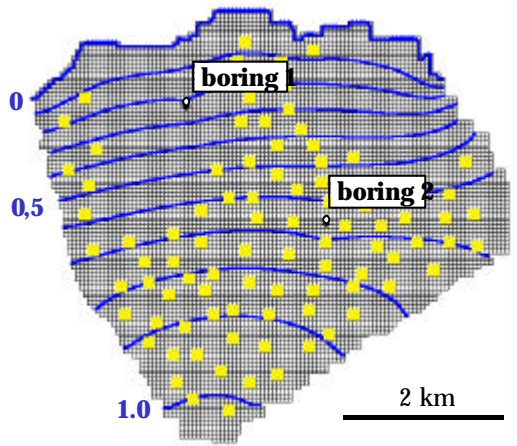
Filter dybde: 60-70 mu.t.

Infiltration: 340 mm/år

Grundvandsdannelse: 340 mm/år



**Placering af BAM-forureningskilder og indvindingsboringer**

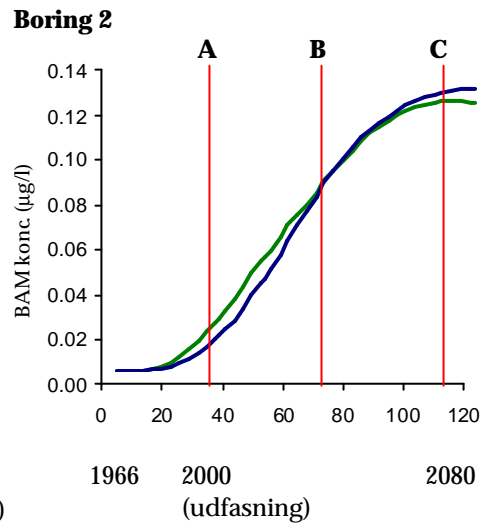
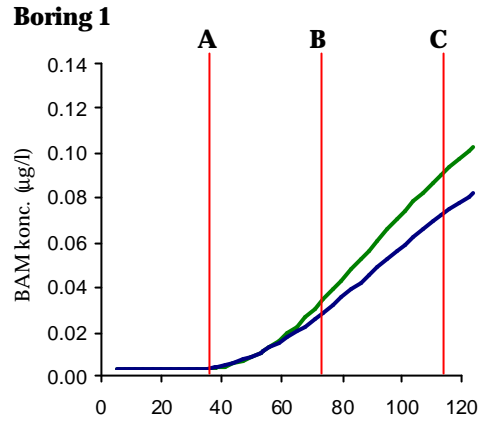


— Potentialekurve ved indvindingen  
50.000 m<sup>3</sup>/år i boring 1 og 2

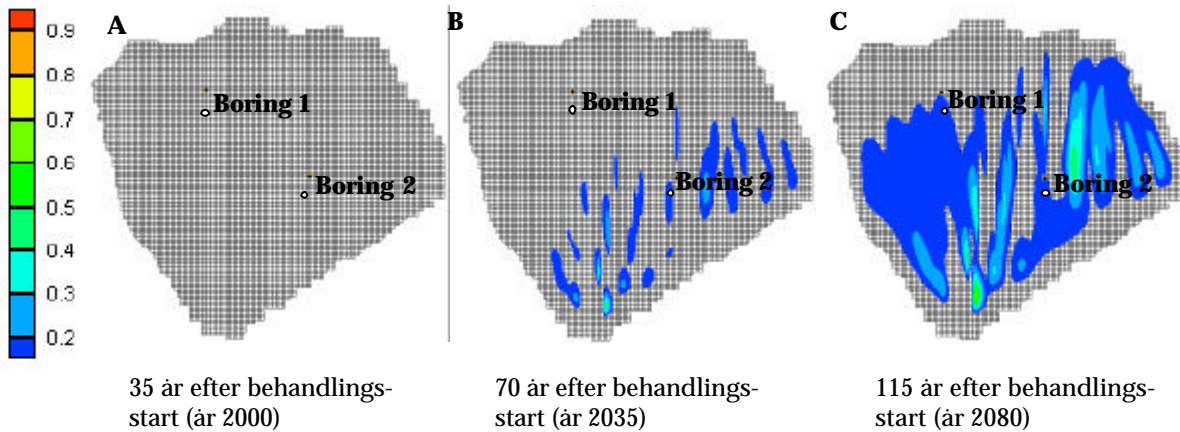
■ BAM-forureningskilder (landejendomme/gårdspladser)

— 50.000 m<sup>3</sup>/år      — 365.000 m<sup>3</sup>/år

Behandling med dichlobenil      Ingen behandling



**BAM (mg/l) i grundvandsmagasinet i dybden 60-70 m ved indv. på 50.000 m<sup>3</sup>/år i boring 1 og 2**



# Geologisk hovedtype 6

## 24) Geologisk hovedtype 6

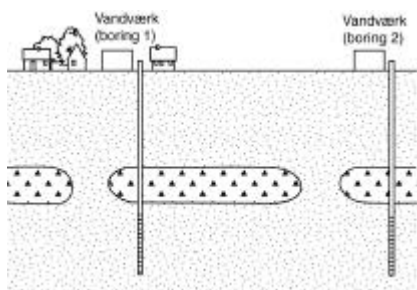
### Sekundært + primært sandmagasin adskilt af 10 m ler med "sandvinduer"

Kildetype: Byområde

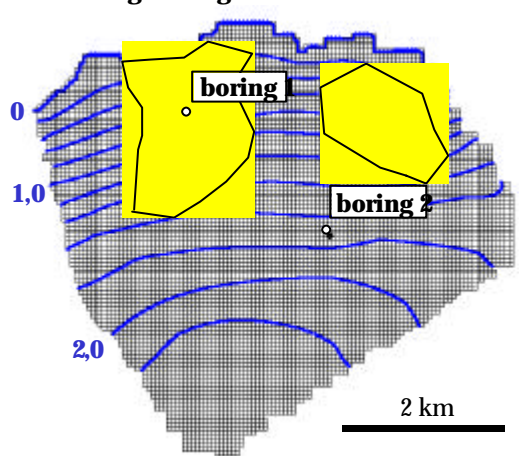
Filter dybde: 60-70 mu.t.

Infiltration: 340 mm/år

Grundvandsdannelse: 340 mm/år



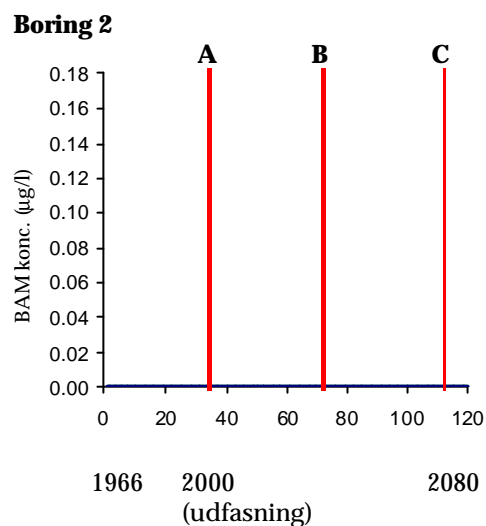
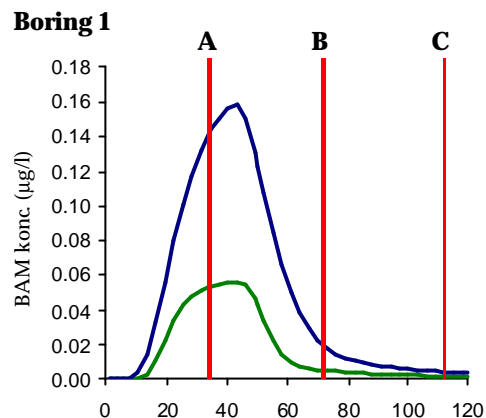
### Placering af BAM-forureningskilder og indvindingsboringer



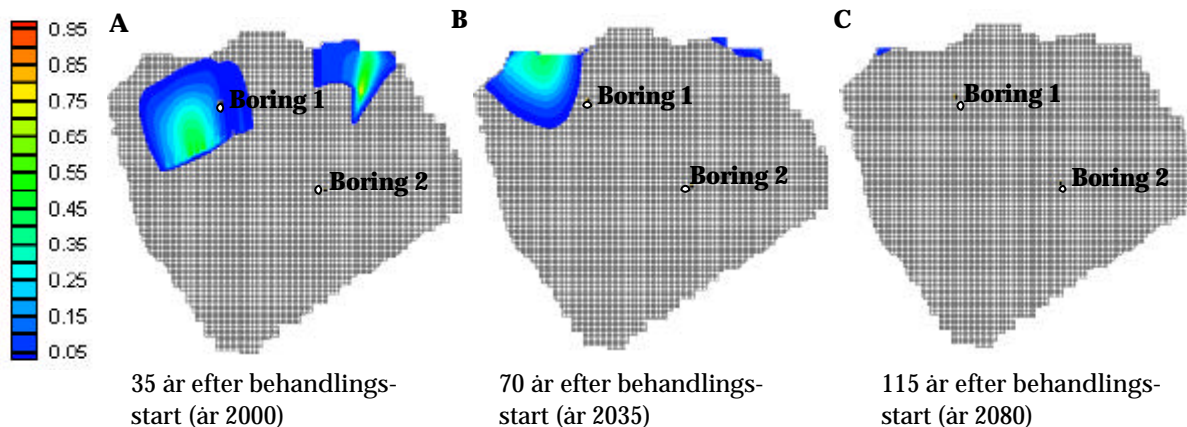
- Potentialekurve ved indvindingen  
50.000 m<sup>3</sup>/år i boring 1 og 2
- BAM-forureningskilder (byområde)

50.000 m<sup>3</sup>/år      365.000 m<sup>3</sup>/år

Behandling med dichlobenil      Ingen behandling



### BAM (mg/l) i grundvandsmagasinet i dybden 60-70 m ved indv. på 50.000 m<sup>3</sup>/år i boring 1 og 2



**25) Geologisk hovedtype 6**

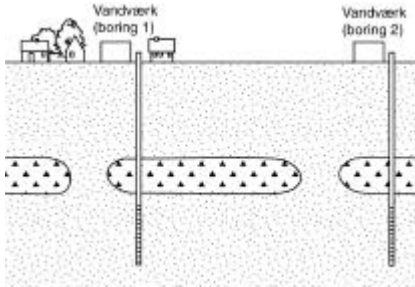
**Sekundært + primært sandmagasin adskilt af 10 m ler med "sandvinduer"**

Kildetype: Landejendomme/gårdspladser

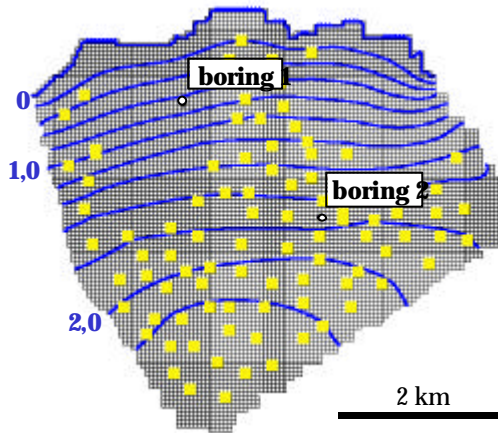
Filter dybde: 60-70 mu.t.

Infiltration: 340 mm/år

Grundvandsdannelse: 340 mm/år



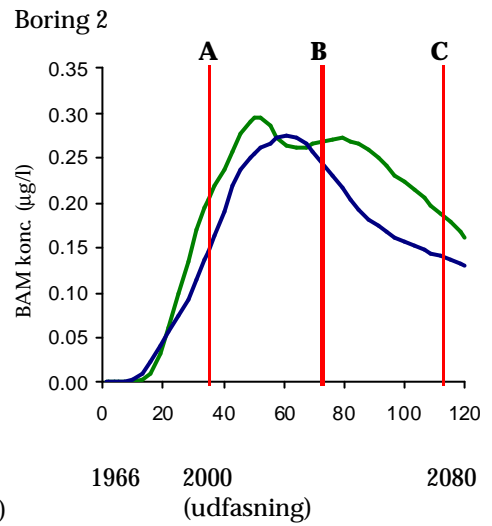
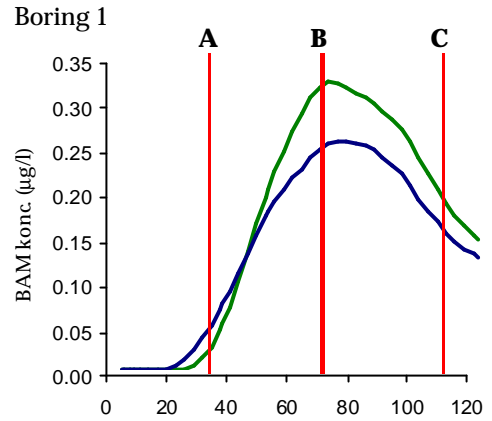
**Placering af BAM-forureningskilder og indvindingsboringer**



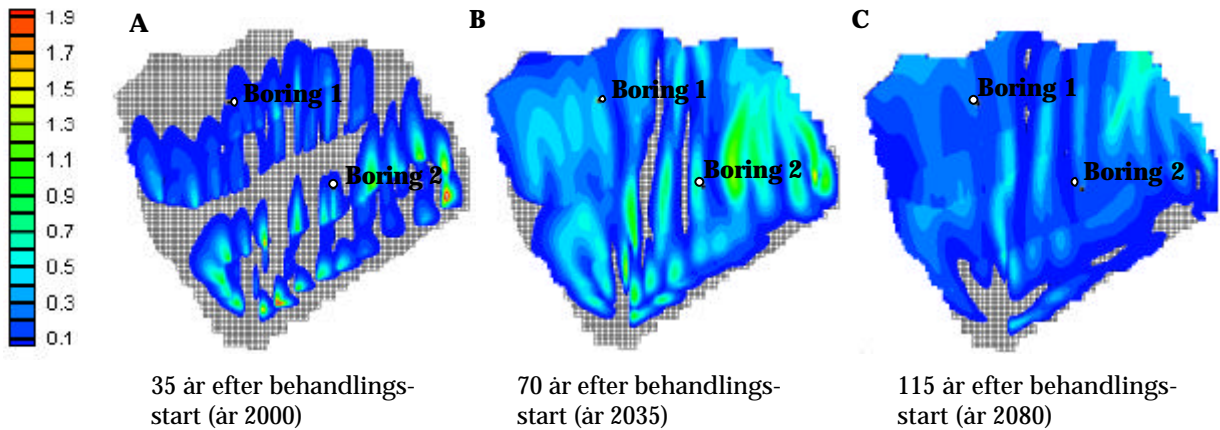
- Potentialekurve ved indvindingen 50.000 m<sup>3</sup>/år i boring 1 og 2
- ★ BAM-forureningskilder (landejendomme/gårdspladser)

— 50.000 m<sup>3</sup>/år      — 365.000 m<sup>3</sup>/år

Behandling med dichlobenil      Ingen behandling



**BAM (mg/l) i grundvandsmagasinet i dybden 60-70 m ved indv. på 50.000 m<sup>3</sup>/år i boring 1 og 2**





# Enkeltkilde - Jernbane

## 26) Geologisk hovedtype 2

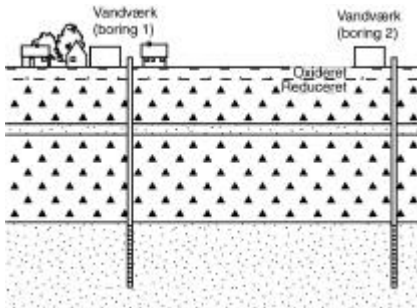
### Spændt sandmagasin under 16 meter dæklag

Kildetype: Jernbanestrækning

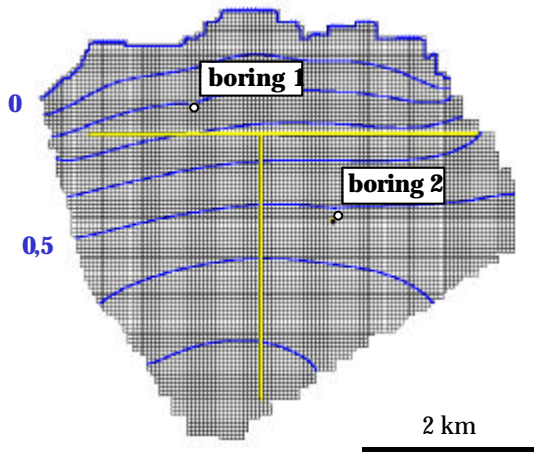
Filter dybde: 21-31 m u.t. hhv. 76-86 m u.t.

Infiltration: 340 mm/år

Grundvandsdannelse: 120 mm/år



### Placering af BAM-forureningskilder og indvindingsboringer

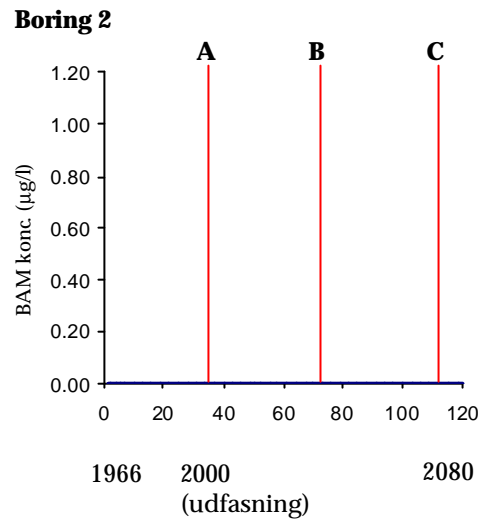
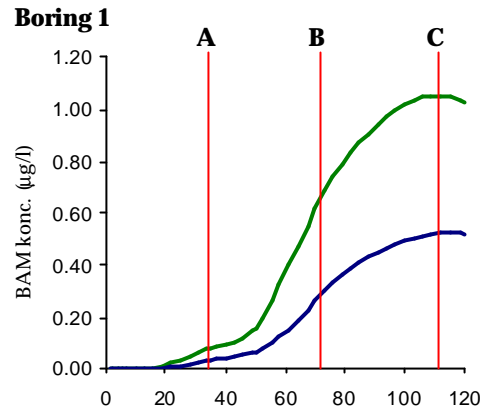


- Potentialekurve ved indvindingen 50.000 m<sup>3</sup>/år i boring 1 og 2
- ▭ BAM-forureningskilder

### Tidsserier i indvindingsboringer

— 21-31 m u.t.      — 76-86 m u.t.

Behandling med dichlobenil      Ingen behandling



### BAM (mg/l) i grundvandsmagasinet i dybden 21-31 m ved indv. på 50.000 m<sup>3</sup>/år i boring 1 og 2

