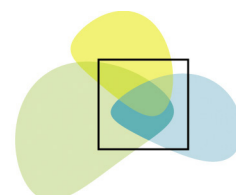




BAM-FORURENING AF DRIKKEVANDET

SKAL VI RENSE?

DECEMBER 2003



Journal nr.: 2002-1424-001

ISBN.: 87-7992-020-9

Udarbejdet af : Anders Kristoffersen (projektansvarlig) og Rasmus Brandt Lassen

Udgivet: December 2003

Version: 1.1

©2003, Institut for Miljøvurdering

Henvendelse angående rapporten kan ske til:

Institut for Miljøvurdering

Linnésgade 18

1361 København K

Tlf.: 7226 5800

Fax: 7226 5839

e-mail: imv@imv.dk

www.imv.dk

1	SAMMENFATNING	4
2	ABSTRACT	7
3	INDLEDNING	9
3.1	Baggrund	9
3.2	Formål	11
4	RENSNING - LOVGIVNING OG PRAKSIS	12
5	FORURENING AF VANDVÆRKERNES BORINGER	14
5.1	Pesticider	14
	<i>5.1.1 Pesticidernes anvendelse</i>	<i>14</i>
	<i>5.1.2 Grænseværdien i drikkevand</i>	<i>15</i>
	<i>5.1.3 Fund af pesticider i drikkevandsboringer</i>	<i>16</i>
5.2	Andre forureninger	18
	<i>5.2.1 Næringsstoffer</i>	<i>18</i>
	<i>5.2.2 Metaller</i>	<i>18</i>
	<i>5.2.3 Organiske mikroforureninger</i>	<i>19</i>
6	VANDVÆRKERNES PROBLEMER MED BAM	20
6.1	Vandværkernes nuværende BAM-problemer	20
	<i>6.1.1 Antal BAM-ramte anlæg</i>	<i>22</i>
	<i>6.1.2 Antal BAM-ramte anlæg, hvor rensning er mulig</i>	<i>23</i>
	<i>6.1.3 Størrelse og geografisk fordeling af BAM-ramte anlæg</i>	<i>24</i>
	<i>6.1.4 Korrigerede estimater for antal BAM-ramte anlæg</i>	<i>25</i>
	<i>6.1.5 Omfanget af BAM-forurening på de BAM-ramte anlæg</i>	<i>27</i>
	<i>6.1.6 Placering af BAM-ramte anlæg ift. OSD-områder</i>	<i>28</i>
	<i>6.1.7 Status for afværgetiltag på BAM-ramte anlæg</i>	<i>29</i>
6.2	Boringer, som allerede er lukket pga. forurening	29
6.3	Forureningstilstanden på de små private vandværker	30
7	AFVÆRGETILTAG	32
7.1	Hvis grænseværdien overskrides	32
7.2	Typer af afværgetiltag	32
7.3	Filtrering med aktivt kul	34
	<i>7.3.1 Beskrivelse af filtreringsprincippet</i>	<i>35</i>

7.3.2	<i>Aktivt kuls effektivitet</i>	36
7.3.3	<i>Mulige bivirkninger ved rensning med aktivt kul</i>	37
7.4	Flytning af kildeplads	43
7.4.1	<i>Aktiviteter forbundet med etableringen af ny kildeplads</i>	43
7.4.2	<i>Afstande til ny kildeplads</i>	44
8	ØKONOMISKE OMKOSTNINGER VED AFVÆRGETILTAG	48
8.1	Diskontering	48
8.2	Tidshorizonten for beregningerne	49
8.2.1	<i>Varighed af BAM-forureningerne</i>	49
8.2.2	<i>Forventede levetider af anlægsinvesteringer</i>	50
8.3	Omkostninger ved rensning	51
8.3.1	<i>Anlæg</i>	51
8.3.2	<i>Drift</i>	52
8.3.3	<i>Danske erfaringer</i>	53
8.3.4	<i>Nutidsomkostninger ved rensning</i>	55
8.4	Omkostninger ved flytning af kildeplads	55
8.4.1	<i>Anlæg</i>	56
8.4.2	<i>Drift</i>	57
8.4.3	<i>Danske erfaringer</i>	58
8.4.4	<i>Nutidsomkostninger</i>	61
8.5	Følsomhedsanalyse: Ændret diskonteringsrate	62
8.6	Følsomhedsanalyse: Ændret varighed af forureningen	65
9	DISKUSSION	68
9.1	BAM-problemet er omfattende	68
9.2	Rensning er et spørgsmål om holdninger	69
9.3	BAM skyldes alene fortidens synder	72
9.4	Rensning vil ofte være økonomisk fordelagtig	73
	Usikkerheder og afgrænsninger	75
10	KONKLUSION	79
11	TAK TIL	80
12	APPENDIKS	82
12.1	Oplysninger i udtrækket fra GEUS' database	82
12.2	Korrektioner	82
12.2.1	<i>Boringer, som ikke er analyseret for BAM</i>	82
12.2.2	<i>Boringer, som ikke er analyseret for andel af arsen, nikkel og nitrat</i>	85

12.3 Resultater af spørgeskemaundersøgelsen	85
13 REFERENCER	89

1 SAMMENFATNING

Formålet med denne rapport er at undersøge, om man ved forurening af drikkevandsboringer med stoffet BAM bør afvige fra den gældende politik om, at rensning bør ses som en sidste midlertidig mulighed.

Rapporten indeholder en gennemgang af de administrative, tekniske og økonomiske forhold omkring rensning af drikkevand med aktivt kul. Endvidere gives et overblik over årsagerne til og omfanget af BAM-forureningen.

Som det fremgår af Kapitel 5, er BAM et af de stoffer, der volder vandværkerne flest problemer. BAM er således fundet i 22 % af vandværkernes boringer og giver anledning til overskridelser af grænseværdien i 7,2 %.

GEUS har på Institut For Miljøvurdering's (IMV) foranledning sammenkædet informationer om vandværkerne og forureningstilstanden i de enkelte boringer (se Kapitel 6). På baggrund heraf opgøres det, at der på landsplan er omkring 126 almene vandforsyningsanlæg med en årlig indvinding på over 10.000 m³, som har boringer, hvor BAM overskrider grænseværdien, og hvor rensning er en mulighed. Opgørelsen af omfanget af BAM-forurening på de berørte anlæg viser, at 82 % af anlæggene har overskridelser af grænseværdien i 1/3-del af anlæggets analyserede boringer. En væsentlig andel af de omkring 126 anlæg har altså så omfattende BAM-problemer, at der er risiko for, at de ikke kan fortsætte indvinding uden at skulle gennemføre gennemgribende afværgetiltag (f.eks. rensning med aktivt kul eller etablering af nye kildepladser).

Hertil kommer yderligere omkring 400 almene vandforsyningsanlæg med en årlig indvinding på over 10.000 m³, som har boringer, hvor der er konstateret BAM, men hvor anlægget ikke har boringer, hvor grænseværdien er overskredet. Risikoen for at skulle gennemføre gennemgribende afværgetiltag på disse anlæg vurderes dog ikke at være så overhængende, som det er tilfældet for de anlæg, der allerede har problemer med grænseværdien. Omvendt kan det dog forventes, at nye anlæg vil rammes af BAM-forurening i fremtiden

En rundspørge blandt amterne har vist, at 53 % af de i alt 358 identificerede vandværker med BAM-problemer, har hele indvindingsoplandet placeret indenfor områder med særlige drikkevandsinteresser (OSD) (se Kapitel 6.1.6). En væsentlig del af BAM-problemet skal således

løses indenfor OSD-områderne, og altså ikke ved en generel omlægning af den danske vandforsyningsstruktur, hvor indvindingerne flyttes til OSD-områder.

Der er hverken lovgivningsmæssige (se Kapitel 4) eller tekniske (se Kapitel 7) hindringer for i stedet at løse de almene vandværkers BAM-problemer ved at rense med aktivt kul. Rensning med aktivt kul vil altså i de fleste tilfælde være en effektiv og sikker løsning på vandværkerne BAM-problemer.

Af Kapitel 4 fremgår det, at rensning ifølge Miljøstyrelsen bør ses som "en sidste mulighed - såfremt egnet grundvand ikke kan fremskaffes", og at rensning kun "bør indføres for en begrænset årrække". Følges Miljøstyrelsens formulering slavisk vil situationen have karakter af et *de facto* forbud imod rensning. I dag renses der kun drikkevand med aktivt kul 5 steder i landet.

Det har ikke været muligt på baggrund af denne rapports vidensindsamling, at beregne hvor stor en samlet besparelse de danske vandværker kan opnå, hvis man for BAM gør en undtagelse fra den generelle politik om at rensning bør ses som sidste midlertidig mulighed. Rapportens opgørelse af omkostningerne ved rensning og flytning af kildepladser (se Kapitel 8) viser dog, at der er penge at spare ved at rense fremfor at flytte kildeplads, såfremt den alternative kildeplads skal flyttes mere end en given afstand. For et mellemstort vandforsyningsanlæg med en årlig indvinding på 400.000 m³/år vil besparelsen ved at rense i 60 år, fremfor at flytte kildepladsen 10 km, f.eks. være knap 5 mio. kr.

En vurdering af rapportens usikkerheder og afgrænsninger tyder på, at besparelsen ved at rense vil være endnu højere end beregnet.

En omkostningseffektiv håndtering af vandværkerne BAM-problemer, hvor rensning inddrages som et legitimt alternativ til at flytte kildepladser, vil altså medføre væsentlige besparelser. Hvorvidt rensning er det mest fordelagtige afværgetiltag bør dog altid bero på en vurdering af forholdene på og omkring det konkrete vandforsyningsanlæg.

Denne rapport har ikke haft som formål at undersøge, hvordan flytning af kildepladser eller rensning påvirker befolkningens og erhvervslivets holdning til anvendelse af pesticider. Det skal dog bemærkes, at BAM er et nedbrydningsprodukt, der stammer fra to pesticider, som blev forbudt i 1997. De problemer, vi i dag oplever med BAM, stammer altså *alene* fra fortidens synder (se Kapitel 5.1.3).

Den gennemførte spørgeskemaundersøgelse (se Kapitel 6.1.7) samt en tidligere udført undersøgelse af almene vandforsyningsanlæg som frem til 2001 har lukket boringer som følge af forurening med pesticider viser, at mange anlæg allerede har gennemført afværgetiltag. Dette understreger behovet for en hurtig politisk stillingtagen til, hvorledes BAM-problemet tackles på en økonomisk hensigtsmæssig måde.

2 A B S T R A C T

In Denmark almost the entire production of potable water is based on ground water. However, Danish ground water resources are under pressure, especially from pollution with nitrate and pesticides. The pesticide metabolite 2,6-dichlorobenzaminde (BAM) is the pesticide-related substance, which causes most problems for Danish waterworks. Thus, BAM has been detected in 22 % of water works boreholes, exceeding the drinking water quality criterion of 0,1 micrograms pr. litre in 7 %.

According to current policy, ground water should only be subject to simple water treatment (i.e. oxygenation and sand filtration) before distribution to the consumers. Extended water treatment, e.g. active carbon filtration, is consequently only allowed when all other options to provide clean drinking water have failed. When waterworks have experienced serious pollution, this policy has often lead to massive investments in relocation of the affected ground water extraction sites.

The purpose of this project is to examine, whether BAM is a case for deviation from current policy by applying extended water treatment, i.e. active carbon filtration. This is examined by reviewing the legal, technical and economic consequences of allowing extended drinking water treatment.

The extend of ground water pollution is traditionally expressed as the percentage of affected boreholes. However, the current project has linked data from borehole analysis to the identity of the waterworks that the boreholes belong to. Not counting boreholes polluted with substances not readily eliminated during active carbon filtration, it is estimated that more than 500 public waterworks (>10.000 m³ pr. year) are affected by BAM, approximately 126 of these having problems with the quality criterion. Data also shows that approximately 80 % of the water works that have problems with the quality criterion, have such problems in more than 1/3 of their boreholes, making the need for serious preventive action imminent.

The review of the relevant legislation and the limited Danish experience with active carbon filtration of ground water shows that there are neither legal nor technical reasons for not using active carbon filtration.

The economic analysis shows that using active carbon filtration to solve the BAM-problem will be less expensive than relocation of ground water extraction sites, when there are no

available ground water resources in the immediate proximity of the existing water treatment plant. If for instance a medium sized waterworks (400.000 m³ pr. year) will need to move the extraction site more than 10 km to find a suitable location for the future ground water extraction, the potential economical cost reduction by alternatively introducing active carbon filtration will be approximately 5 mill. DKK (\approx 700.000 EUROS).

Considering the uncertainties and the limitations of the analysis it is considered that active carbon filtration will be even more favourable, since the costs of relocation of extraction sites are considered underestimated while costs of active carbon filtration are considered overestimated.

The project does not provide sufficient information to allow a reliable estimate of the total reduction in costs if Danish waterworks were allowed to solve their BAM-problems by filtration whenever possible and economic favourable.

3 I N D L E D N I N G

3.1 Baggrund

Af regeringens strategi for miljø og sundhed fremgår det, at det er regeringens overordnede målsætning ”... at der også i fremtiden er tilstrækkeligt med rent grundvand, så der ikke er behov for at rense vandet for forurenende stoffer, inden det indgår i drikkevandsforsyningen” (Regeringen 2003 s. 50).

I dag kan vandværkerne langt de fleste steder stadig nøjes med at underkaste grundvandet en normal vandbehandling bestående af iltning og sandfiltrering, inden vandet ledes ud til forbrugerne.

Men den seneste opgørelse af størrelsen af den udnyttelige grundvandsressource viser næsten en halvering i forhold til den forrige landsdækkende opgørelse fra 1992 (Henriksen & Sonnenborg 2003). En situation som ophavsmændene til den nye opgørelse betegner som ”*alvorlig*”. At grundvandsressourcen er mindre end tidligere antaget skyldes dog primært, at der i den nye opgørelse tages hensyn til, at påvirkningen af vandløb og natur begrænser den mængde grundvand, der kan indvindes. Dette kan dog ikke alene forklare halveringen. En anden væsentlig årsag er, at det øvre grundvand i dag er forurenet med bl.a. pesticider og kvælstof. En betydelig del af grundvandsressourcen er altså afskrevet pga. forurening, idet man i opgørelsen ikke inddrager muligheden for at supplere den normale vandbehandling med f.eks. et kulfilter. En sådan videregående vandbehandling kan ellers i mange tilfælde betyde, at grundvandet trods forurening kan anvendes til produktion af drikkevand.

Men hvad er årsagen til, at man ikke renser? Er det fordi rensning er dyrt?

I en rapport fra 1997 om udviklingen i den danske vandforsyningsstruktur, blev der på basis af en 10 års fremtidsprognose for udviklingen i grundvandsforurening foretaget en beregning af vandværkernes udgifter til afværgetiltag nødvendiggjort af forureningerne. Hvis man så bort fra muligheden for at indføre videregående vandbehandling (f.eks. rensning med aktivt kul), blev de samlede udgifter over en 10-års periode estimeret til omtrent kr. 5,4 mia. Hvis der derimod blev givet mulighed for et ekstra rensningstrin, ville omkostningerne falde til omtrent kr. 3,4 mia. En øget anvendelse af videregående vandbehandling ville således kunne

medføre besparelser i størrelsesordenen kr. 2 mia. over en 10 års periode (Miljøstyrelsen 1997c).¹

Lignende beregninger af omkostningerne ved forskellige forsyningsstrategier på Sjælland har på samme måde vist, at indførelsen af videregående vandbehandling er langt den billigste blandt de strategier, som har et tilstrækkeligt stort potentiale (Watertech 2000). Men forfatterne til rapporten konkluderer, at anvendelsen af videregående vandbehandling som permanent forbedringsmulighed *"strider imod den gældende politik på området"* og derfor *"kræver en ændret politisk holdning"*.

Tidligere beregninger har altså vist, at rensning nok er dyrt, men at alternative strategier til at håndtere eksisterende grundvandsforureninger er endnu dyrere. Der er altså mange penge at spare ved at rense.

Men rensning er alligevel i strid med den gældende politik på vandforsyningsområdet. Af Miljøstyrelsens hjemmeside kan man f.eks. læse følgende: *"Fire² danske vandværker er nu begyndt at rense de forurenende stoffer fra råvandet. Det er stik mod dansk vandpolitik - og det er dyrt, men vi må erkende, at det kan blive nødvendigt i en periode, indtil sporene af den gamle forurening forsvinder. Vi vil drikke rent grundvand - ikke rensset grundvand"*³

Af Miljøstyrelsens vejledning om boringskontrol på vandværker fremgår endvidere: *"For stoffer der ikke fjernes i den simple vandbehandling, er en sidste mulighed - såfremt egnet grundvand ikke kan fremskaffes - at indføre egnet, videregående vandbehandling"* (Miljøstyrelsen 1997a).

Miljøstyrelsen formulering om hvornår rensning bør tillades, lægger ikke op til en afvejning af de økonomiske konsekvenser ved forskellige mulige håndteringer af vandværkernes BAM-problemer.

¹ RAPPORTEN SER PÅ FØLGENDE FORURENINGER: PESTICIDER (INKL. BAM), ANDRE ORGANISKE MIKROFORURENINGER, NITRAT OG NIKKEL.

² I DAG ER DER 5 VANDVÆRKER SOM RENSER DRIKKEVAND MED AKTIVT KUL. YDERLIGERE ET VANDVÆRK HAR FÅET EN FORHÅNDSTILLADELSE, MEN HAR ENDNU IKKE PÅBEGYNDT DEN UDVIDEDE RENSNING. TO VANDVÆRKER HAR TIDLIGERE RENSSET MED AKTIVT KUL, MEN GØR DET IKKE MERE.

³ MILJØSTYRELSEN, MERE OM DRIKKEVAND. <http://www.mst.dk/vand/02010000.htm>

3.2 Formål

Denne rapport har til formål at undersøge, om man ved forureninger af drikkevandsboringer med stoffet BAM (2,6-dichlorbenzamid) bør afvige fra den gældende politik om at rensning bør ses som en sidste midlertidig mulighed.

For at belyse dette gives

- en oversigt over lovgivningen og den administrative praksis vedr. rensning af drikkevandet.
- en oversigt over forureningstilstanden i de danske vandværkers boringer.
- en opgørelse af vandværkernes nuværende problemer med BAM.
- en oversigt over afværgemuligheder i tilfælde af en BAM-forurening.
- en oversigt over den anvendte rensningsteknologi, samt den tilgængelige viden om eventuelle uønskede sideeffekter.
- en opgørelse af omkostninger⁴ ved at løse det enkelte vandværks BAM-problemer ved to forskellige strategier:
 - én hvor man, i det omfang det er muligt og økonomisk attraktivt, anvender rensning med aktivt kul.
 - én hvor rensning ikke tillades, men hvor man i stedet flytter de berørte kildepladser.

⁴ DET ER VÆSENTLIGT AT BEMÆRKE, AT OPGØRELSEN AF POTENTIELLE OMKOSTNINGER VED AT LØSE BAM-PROBLEMATIKKEN IKKE INDDRAGER FORBRUGERNES EVENTUELLE PRÆFERENCER FOR ENTEN VAND, DER KUN HAR GENNEMGÅET DEN NORMALE VANDBEHANDLING, ELLER VAND DER LIGELEDES HAR GENNEMGÅET EN VIDEREGÅENDE VANDBEHANDLING. I DEN FORBINDELSE HENVISES I STEDET TIL DANMARKS MILJØUNDERSØGELSER, SOM ER I FÆRD MED EN VÆRDISÆTNING AF FORVALTNINGSSCENARIER FOR GRUNDVANDSRESSOURCEN.

4 R E N S N I N G - L O V G I V N I N G O G P R A K S I S

Som nævnt i indledningen fremgår det af Miljøstyrelsens vejledning om boringskontrol på vandværker, at "*For stoffer der ikke fjernes i den simple vandbehandling, er en sidste mulighed - såfremt egnet grundvand ikke kan fremskaffes - at indføre egnet, videregående vandbehandling. Denne foranstaltning bør kun indføres for en begrænset årrække, indtil effekten af den forebyggende indsats har slået igennem, idet det altid bør være målsætningen, at vandforsyningen på et senere tidspunkt igen kan baseres på uforurenet grundvand*" (Miljøstyrelsen 1997a).

Princippet om at udvidet rensning med f.eks. aktivt kul bør ses som en sidste mulighed, som kun bør tages i anvendelse, hvis alt andet er forsøgt, er dog ikke skrevet ind i den danske lovgivning på området.

Ifølge Vandforsyningslovens § 21 må vandforsyningsanlæg ikke etableres eller på væsentlig måde udbedres eller ændres, før kommunalbestyrelsen eller amtsrådet har meddelt tilladelse hertil. Vandforsyningsloven angiver ikke nærmere retningslinier for, hvilke kriterier vandforsyningsanlæggene skal leve op til for at opnå godkendelse til at implementere ændringer i anlægget (Miljø- og Energiministeriet 1999).

Ligeledes er der heller ikke angivet specifikke retningslinier for den principielle indretning af vandbehandlingsanlæg i bekendtgørelsen om vandkvalitet og tilsyn med vandforsyningsanlæg. Her er det blot anført, at vand fra vandforsyningsystemer, der forsyner mennesker med vand til husholdningsbrug, skal overholde kvalitetskravene (Miljø- og Energiministeriet 2001).

Der er altså ikke noget i den danske lovgivning på området, som hindrer brugen af rensning med aktivt kul.

Til brug for denne rapport har IMV kontaktet samtlige danske amter for at få informationer om antallet af almene vandforsyningsanlæg, der har fået tilladelse til at rense med aktivt kul.

Hidtil er der kun givet tilladelse til rensning i Viborg Amt (Breum og Bjerringbro), i Fyns Amt (Dalum, Vindeby og Landet), i Københavns Amt (Sjælsø og Hvidovre) og i Frederiksberg Kommune.

De tilladelser, der er givet, har typisk været af kort varighed. F.eks. var den første tilladelse til rensning med aktivt kul på Hvidovre Vandværk i 1996 begrænset til en 3-årig periode. I 1999 blev denne tilladelse dog forlænget i yderligere 6 år.⁵

⁵ KØBENHAVNS AMT, TEKNISK FORVALTNING (1999). BREV TIL HVIDOVRE KOMMUNE. (IKKE DATERET)

5 FORURENING AF VANDVÆRKERNES BORINGER

Der er siden 1989 foretaget en systematisk overvågning af de danske vandværksboringer. Overvågningen har vist, at en væsentlig del af vandværkernes boringer er forurenet med bl.a:

- pesticider (herunder pesticidernes nedbrydningsprodukter, f.eks. BAM)
- næringsstoffer (f.eks. nitrat)
- metaller (f.eks. nikkel og arsen)
- andre kemiske stoffer (såkaldte organiske mikroforureninger som f.eks. aromatiske kulbrinter, klorerede opløsningsmidler, detergenter mv.).

5.1 Pesticider

5.1.1 Pesticidernes anvendelse

Pesticider kaldes også bekæmpelsesmidler, plantebeskyttelsesmidler eller sprøjtemidler. Pesticider er produkter, der bruges til at bekæmpe ukrudt, insekter og svampesygdomme eller til vækstregulering.

Et pesticid består af et aktivt stof samt et antal tilsætningsstoffer. Aktivstoffet er den kemiske forbindelse, der er virksom overfor målorganismen. Tilsætningsstofferne tilsættes for f.eks. at hjælpe aktivstoffet med at hæfte på planten eller som opløsningsmiddel. Problematikken om pesticider og grundvandet relaterer sig traditionelt primært til aktivstofferne og disses nedbrydningsprodukter.

Pesticider anvendes til et væld af formål, ikke bare i landbruget, plantager og gartnerier, men også i andre erhverv og af private til f.eks. ukrudtsbekæmpelse på gårdspladser, i haver, langs jernbaner og på sportspladser. Pesticider har endda tidligere været anvendt til ukrudtsbekæmpelse på vandværksgrunde, også omkring vandværkernes boringer.

Der har været anvendt pesticider i Danmark siden midten af 1940'erne. Siden 1956 er der ført statistik over salget. Salget af pesticider var på sit højeste i midten af 1980'erne, hvor der årligt blev solgt ca. 9.000 tons aktivstof (Miljøstyrelsen 1997c). Salget af pesticider er i dag faldet til godt 1/3 af dette niveau, idet der i 2002 blev solgt 3.556 tons aktivstof (Miljøstyrelsen 2003). Noget af nedgangen kan tilskrives, at det udnyttede landbrugsareal er reduceret, mens noget kan tilskrives landbrugets stigende anvendelse af lavdosismidler (de såkaldte minimidler) (Miljøstyrelsen 1997b).

Siden 60'erne har der været godkendt op mod 400 forskellige aktivstoffer i Danmark.⁶ En del af disse stoffer er dog ikke længere godkendt. I 2002 var således i alt 206 midler godkendt (Miljøstyrelsen 2003).

5.1.2 Grænseværdien i drikkevand

Grænseværdierne for pesticider i drikkevand er ikke fastsat ud fra de sundhedsmæssige egenskaber af de enkelte pesticider, men generelt ud fra et forsigtighedsprincip og et generelt ønske om at minimere indholdet af stofferne i drikkevandet.⁷ Hvis grænseværdierne havde været baseret på viden om risikoen for effekter på sundheden ville grænseværdierne for de forskellige pesticider normalt ligge væsentligt over den nuværende grænseværdi på 0,1 µg/l (Se WHO 2003). Det er altså næppe sundhedsskadeligt at drikke vandet, selvom grænseværdien for pesticider er moderat overskredet.

Da det af analyse-tekniske årsager ikke er muligt at påvise, om vand er helt frit for pesticider, blev grænseværdien i 1980 fastsat til den daværende typiske detektionsgrænse for pesticider (Se Miljøstyrelsen 1996 afsnit 4.4).

Grænseværdien for pesticider i drikkevand er således fastsat til 0,1 µg/l for det enkelte sprøjtemiddel, mens den samlede koncentration af forskellige pesticider ikke må overstige 0,5 µg/l. Udover at gælde for pesticidernes aktivstoffer⁸, omfatter grænseværdien også pesticidernes nedbrydningsprodukter, f.eks. BAM (Miljø- og Energiministeriet 2001).

Et mikrogram er én milliontedel af et gram. En grænseværdi på 0,1 µg/l svarer til, at der højst må være et gram af sprøjtemidlets aktivstof eller nedbrydningsprodukter heraf i 10.000 kubikmeter vand. Det svarer til, at en sukkerknald (med en vægt på 4 gram) blev opløst i en almindelig husstands samlede vandforbrug over mere end 235 år.⁹

Siden fastsættelsen af grænseværdierne har den teknologiske udvikling bevirket, at det i dag er muligt at måle koncentrationer af pesticider, der er væsentligt lavere end grænseværdien.

⁶ EVA BARTELS PETERSEN. MILJØSTYRELSEN (2003) PERSONLIG KOMMUNIKATION 02.09.03.

⁷ MILJØ- OG PLANLÆGNINGSUDVALGET (1997), ALM. DEL - BILAG 462. MILJØ- OG ENERGIMINISTERENS BESVARELSE AF SPØRGSMÅL NR. 124 (ALM. DEL - BILAG 195) STILLET AF FOLKETINGETS MILJØ- OG PLANLÆGNINGSUDVALG.

⁸ PESTICIDERNE ALDRIN, DIELDRIN, HEPTACHLOR OG HEPTACHLOREPOXID HAR EGNE GRÆNSEVÆRDIER.

⁹ BEREGNINGEN ER FORETAGET MED UDGANGSPUNKT I ET ÅRLIGT VANDFORBRUG PÅ 170 M³ PR. HUSTAND.

5.1.3 Fund af pesticider i drikkevandsboringer

Inden for de sidste 10 år er der fundet i alt 44 forskellige pesticider eller nedbrydningsprodukter heraf. I 2001 blev der fundet pesticider i hele 31 % af vandværkernes boringer. I 7,5 % af alle boringerne var grænseværdien overskredet (GEUS 2002).

TABEL 1. DE 15 HYPPIGST FUNDNE PESTICIDER (INKL. NEDBRYDNINGSPRODUKTER) I VANDVÆRKSBORINGER, 1993-2001.

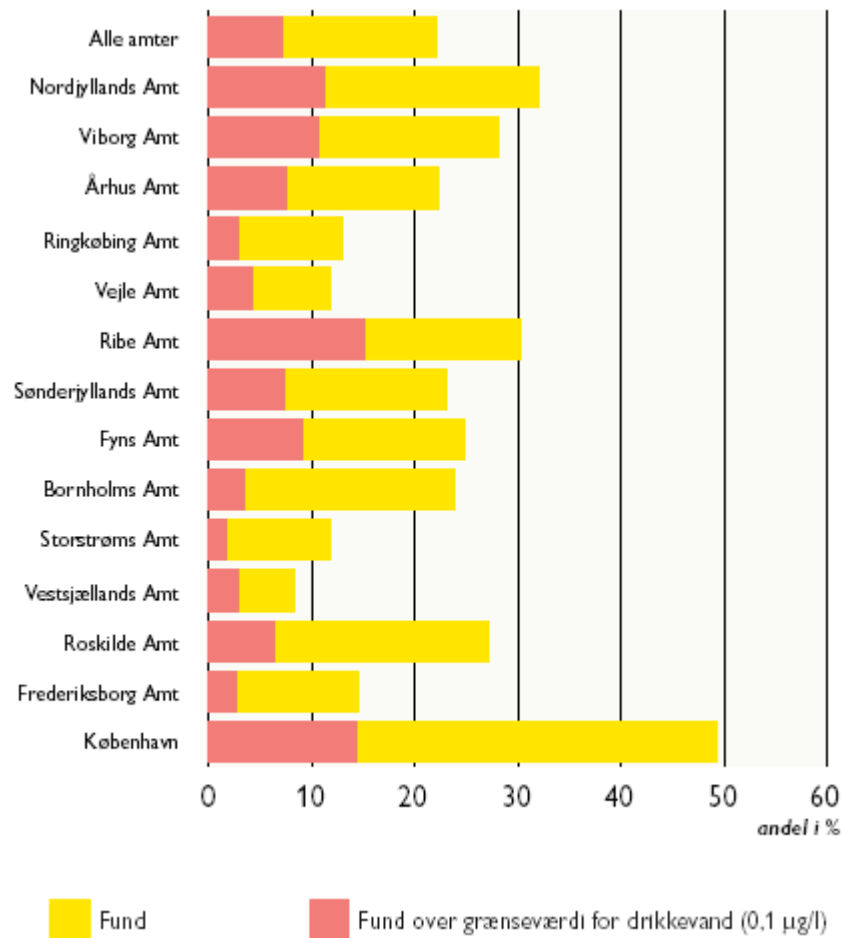
STOFNAVN	BORINGER		ANALYSER		BORINGER MED FUND		BORINGER MED FUND OVER GRÆNSEVÆRDIEN	
	ANTAL	ANTAL	ANTAL	%	ANTAL	%	ANTAL	%
BAM (2,6-DICHLORBENZAMID)	9.105	4.771	1.049	22,0	344	7,2		
ATRAZIN	9.352	4.975	145	2,9	14	0,3		
ATRAZIN, DESETHYL-	6.701	4.523	122	2,7	12	0,3		
MECHLORPROP	9.555	5.053	107	2,1	12	0,2		
ATRAZIN, DESISOPROPYL	6.549	4.461	99	2,2	3	0,1		
DICHLORPROP	9.591	5.053	90	1,8	13	0,3		
BENTAZON	6.659	4.516	80	1,8	16	0,4		
HEXAZINON	6.865	4.571	75	1,6	10	0,2		
SIMAZIN	9.418	5.038	75	1,5	5	0,1		
ATRAZIN, HYDROXY-	5.108	3.667	27	0,7	2	0,1		
PENDIMETHALIN	6.353	4.452	26	0,6	1	0,0		
MCPA	9.415	5.046	25	0,5	6	0,1		
4CCP	1.286	816	23	2,8	2	0,2		
ISOPROTURON	6.485	4.480	19	0,4	1	0,0		
DICHOLOBENIL	5.547	3.807	17	0,4	2	0,1		

KILDE: GEUS (2002).

Som det ses af Tabel 1 er det nedbrydningsproduktet BAM, der står for langt den største del af problemet. BAM er over de sidste 10 år fundet i 22 % af vandværksboringerne. I 7,2 % af vandværksboringerne gav BAM anledning til overskridelse af grænseværdien (GEUS 2002).

BAM stammer fra dichlobenil og chlorthiamid, som er aktivstofferne i pesticiderne Prefix og Casoron. Disse pesticider har frem til 1997 været brugt til ukrudtsbekæmpelse på udyrkede arealer, i frugtplantager og under prydt-ræer og -buske (Se Ludvigsen 2002). BAM-forureningerne skyldes således ikke ukrudtsbekæmpelse i landbrugets afgrøder, og hyppigheden af BAM-fund er da også højere i byerne end i landzoner. Hyppigheden af BAM-fund i Københavns-området er derfor markant højere end i provinsen (se Figur 1).

FIGUR 1. BAM-FUND I VANDVÆRKSBORINGERNE FORDELT PÅ AMTERNE. KØBENHAVN BETEGNER HER KØBENHAVNS AMT SAMT KØBENHAVNS OG FREDERIKSBERG KOMMUNER.



KILDE: GEUS (2002).

Andre pesticider (f.eks. triazinerne atrazin og simazin samt disses nedbrydningsprodukter og phoxysyrerne dichlorprop, MCPA og mechlorprop) forekommer med langt lavere hyppighed end BAM. Dette til trods for at triazinerne og phoxysyrerne er solgt i væsentligt større mængder end dichlobenil og chlorthiamid, som er de aktivstoffer, der nedbrydes til BAM.

Med udgangspunkt i den gældende grænseværdi er BAM altså det stof blandt pesticiderne og disses nedbrydningsprodukter, der udgør det største problem for vandværkerne.

5.2 Andre forureninger

5.2.1 *Næringsstoffer*

Der er fundet nitrat i ca. 1/4 af de danske vandværksboringer, i 1,3 % af tilfældene over grænseværdien på 50 milligram pr. liter. Dette skal ses i forhold til, at hyppigheden af overskridelser af grænseværdien for nitrat i landets overvågningsboringer (GRUMO) er på hele 17 % (GEUS 2002).

Den lave hyppighed af overskridelse af grænseværdien i vandværkernes boringer skyldes ifølge GEUS, at vandværksboringer med et for højt indhold af nitrat lukkes og erstattes af dybere boringer med et lavt indhold af nitrat (Se GEUS 2002 s. 7).

I mange dele af landet måles fosforindhold, der er over grænseværdien for drikkevand på 0,15 milligram pr. liter. I år 2000 var grænseværdien overskredet i 97 (14 %) af i alt 690 overvågningsboringer (GRUMO) (GEUS 2001).

Da hovedparten af vandets indhold af fosfor ifølge GEUS dog fjernes ved den normale vandbehandling, udgør fosfor ikke noget problem for den almene drikkevandsforsyning (Se GEUS 2001 s. 7).

5.2.2 *Metaller*

I halvdelen af de danske vandværkers boringer kan der påvises uorganiske sporstoffer, dvs. forskellige naturligt forekommende metaller (f.eks. nikkel og arsen). I 2001 blev der fundet uorganiske sporstoffer i 3.138 ud af 6.064 analyserede vandværksboringer. I 403 boringer, svarende til 7% af de analyserede, var grænseværdien for drikkevand overskredet. Langt det største antal konstaterede overskridelser vedrører nikkel og arsen, med overskridelser af grænseværdien i 214 ud af 6.060 analyser (dvs. 4 %) henholdsvis 145 ud af 758 (dvs. 19 %). Andre metaller er fundet med højere hyppighed. Aluminium er fundet i koncentrationer over grænseværdien i hele 12 % af analyserne i vandværkernes boringer (GEUS 2002). Det skal hertil bemærkes, at der sammenlignet med nikkel og arsen kun er foretaget meget få analyser for aluminium.

Der ses yderligere en stigning i antallet af vandværksboringer med et nikkelindhold over grænseværdien. Vandværkernes nikkelproblemer ser ifølge GEUS derfor ud til at være voksende (Se GEUS 2002 s. 44).

I en undersøgelse af 20 danske vandværkers effektivitet mht. fjernelse af metaller blev der f.eks. observeret en gennemsnitlig tilbageholdelse af 47% (0-86%) af grundvandets arsenindhold og 38% (0-99%) af nikkelindholdet (Andersen & Stamer 1999). I vandværker med vandbehandling er der altså mulighed for, at de uorganiske sporstoffer i nogen grad tilbageholdes i sandfilteret.

For nogle af de uorganiske sporstoffer overskygges fjernelsen dog til en vis grad af en ikke uvæsentlig frigivelse af bly, cadmium, chrom, kobber, nikkel og zink til vandet fra pumper, beholdere, prøvehaner m.v. (Se Andersen & Stamer 1999 s. 8).

5.2.3 Organiske mikroforureninger

I ca. 1/3 af vandværkernes borerne er der fundet mindst én organisk mikroforurening, oftest en type af sæbestoffer ved navn anioniske detergenter. Ses der bort fra disse, er det godt hver femte boring, der er ramt. Som det ses af Tabel 2, er langt de fleste fund under grænseværdien for drikkevand (GEUS 2002).

TABEL 2. ORGANISKE MIKROFORURENINGER I VANDVÆRKERNES BORINGER I PERIODEN 1993-2001 FORDELT PÅ STOFFTYPER.

STOFFNAVN	BORINGER MED	BORINGER MED FUND		BORINGER MED FUND
	ANALYSE	ANTAL	%	OVER GRÆNSEVÆRDIEN
	ANTAL	ANTAL	%	%
AROMATISKE KULBRINTER	2.166	282	13	0,6
HALOGENEREDE ALIFATISKE KULBRINTER	2.114	339	16	1,1
PHENOLER	1.212	123	10	1,7
ALKYLPHENOL FORBINDELSER	732	47	6	0
CHLORPHENOLER	3.644	49	1	0,6
BLØDGØRERE	16	2	13	0
DETERGENTER	1.658	1.023	62	0
ETHERE	1.722	96	6	0,6

KILDE: GEUS (2002).

6 VANDVÆRKNES PROBLEMER MED BAM

Som det fremgik af Kapitel 5, er der i løbet af de sidste 10 år fundet BAM i 22 % af vandværksboringerne. I 7,2 % af vandværksboringerne gav BAM anledning til overskridelse af grænseværdien.

Konsekvensen af, at en boring rammes af BAM-forurening, afhænger af en række forhold på det pågældende vandværk. Større anlæg har i kraft af et større antal boringer normalt bedre muligheder for at opretholde vandforsyningen, hvis en boring rammes af en forurening. I et vist omfang er de f.eks. i stand til at blande forurenede råvand med råvand fra boringer, der ikke er forurenede. Og hvis forurenede boringer må lukke, er der eventuelt mulighed for at øge oppumpningen fra boringer, der ikke er forurenede. For en oversigt over vandværkernes muligheder i tilfælde af BAM-forurening henvises til Kapitel 7.

Man kan altså ikke ud fra oplysninger om andelen af boringer, der på landsplan er forurenede med BAM (se Kapitel 5), vurdere antallet af vandforsyningsanlæg, som er i risiko for at skulle gennemføre afværgetiltag. Hertil er det mere nyttigt at estimere antallet af vandforsyningsanlæg, der er og kan ventes at blive ramt af BAM-forureninger, samt omfanget af forureningen på disse anlæg.

6.1 Vandværkernes nuværende BAM-problemer

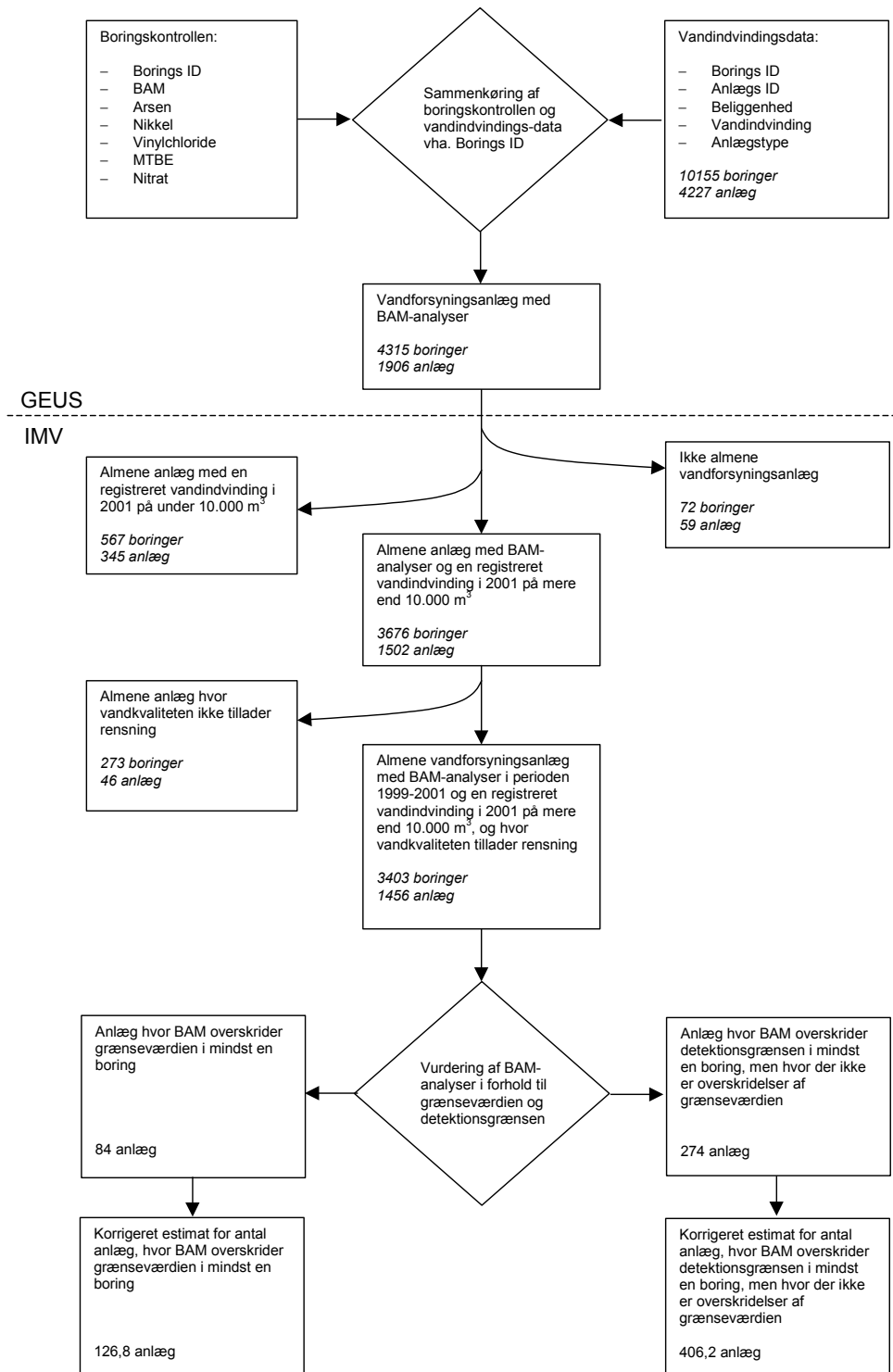
På IMV's foranledning har GEUS udarbejdet et udtræk fra den såkaldte Jupiterdatabase (se Appendiks, afsnit 12.1 for en oversigt over dataudtrækkets indhold). For hver enkelt vandværksboring sammenkædes analyser af råvandets koncentration af bl.a. BAM med oplysninger om vandforsyningsanlægget¹⁰, hvortil den enkelte boring hører.

På baggrund af disse data er det muligt at identificere antallet af vandforsyningsanlæg, der har boringer forurenede med BAM, og hvor vandkvaliteten i øvrigt tillader, at der renses med aktivt kul.

Figur 2 giver et overblik over beregningerne, som efterfølgende beskrives i Kapitel 6.1.1 til 6.1.4.

¹⁰ DATABASEN INDEHOLDER IKKE OPLYSNINGER OM, HVILKEN KILDEPLADS PÅ DET ENKELTE VANDFORSYNINGSANLÆG BORINGEN TILHØRER. OPGØRELSEN SKELNER DERFOR IKKE MELLEMLER FØRSKELLIGE KILDEPLADSER PÅ DET ENKELTE VANDFORSYNINGSANLÆG.

FIGUR 2. OVERSICHT OVER BEREKNINGEN AF ANTAL BAM-RAMTE ANLÆG, HVOR VANDKVALITETEN TILLADER RENSNING MED AKTIVT KUL. OVER DEN STIPLEDE LINIE ILLUSTRERES DATABASEHANDLINGEN UDFØRT AF GEUS. UNDER DEN STIPLEDE LINIE ILLUSTRERES DATABASEHANDLINGEN UDFØRT AF IMV.



6.1.1 Antal BAM-ramte anlæg

Udtrækket fra GEUS' database omfatter 4.315 borer, der inden for årene 1998-2002 har været analyseret for BAM. Disse 4.315 borer er fordelt på i alt 1.906 vandforsyningsanlæg.

Den væsentligste del af de små vandforsyningsanlæg i Danmark udgøres af anlæg der kun forsyner 1-9 husstande (også betegnet ikke-almene anlæg). Disse anlæg er normalt ikke omfattet af boringskontrollen, og er derfor stærkt underrepræsenterede i GEUS' datamateriale. For ikke at give et misvisende billede af forureningstilstanden på de mindre anlæg og i de private brønde ses der i resten af denne opgørelse bort fra anlæg med en årlig indvindingsmængde under 10.000 m³. Bemærk at denne beslutning alene knytter sig til datas lave repræsentation for anlæg af denne størrelse og ikke til overvejelser af teknisk eller økonomisk art om muligheden for rensning med aktivt kul på de mindre anlæg.

Endvidere omfatter boringskontrollen ikke blot anlæg, der indvinder drikkevand, men også anlæg, der indvinder vand til andre formål, f.eks. vand til anvendelse i levnedsmiddelindustrien. Da forvaltningen af denne type af anlæg ikke har direkte betydning for den almene drikkevandsforsyning, ses der i resten af denne opgørelse også bort fra anlæg, der ikke er del af den almene drikkevandsforsyning.

Nøjes man med at se på de almene vandforsyningsanlæg med en årlig indvinding på mere end 10.000 m³, reduceres antallet af borer til 3.676 fordelt på 1.502 anlæg.

I Tabel 3 er ovennævnte 1.502 anlæg kategoriseret efter råvandets indhold af BAM.

TABEL 3. ANTALLET AF ALMENE ANLÆG (>10.000 M³/ÅR), HVOR DER I PERIODEN 1998-2002 FORELIGGER BAM-ANALYSER FOR MINDST ÉN BORING, FORDELTE EFTER BAM-INDHOLD.

<i>BAM-KONCENTRATIONEN</i>	<i>ANLÆG ANTAL</i>	<i>ANDEL AF ANLÆG (%)</i>	<i>BERØRTE BORINGER ANTAL</i>	<i>ANDEL AF BORINGER (%)</i>
MINDST ÉT FUND OVER GRÆNSEVÆRDIEN > 0.1 µg/L	97	6,5	134	3,7
MINDST ÉT FUND OVER DETEKTIONSGRÆNSEN, MEN INGEN FUND OVER GRÆNSEVÆRDIEN 0.01-0.1 µg/l	386	25,7	692	18,8
INGEN FUND OVER DETEKTIONSGRÆNSEN < 0.01 µg/L	1.019	67,8	2.850	77,5
I ALT	1.502	100	3.676	100

KILDE: EGNE BEREGNINGER PÅ BASIS AF DATAUDTRÆK FRA GEUS.

Af Tabel 3 fremgår det, at der blandt de 3.676 boringer er 134 boringer (svarende til 3,7 %) med koncentrationer af BAM over grænseværdien. Denne hyppighed er lavere end, hvad der blev rapporteret i perioden 1993-2001, hvor 7,2 % af i alt 4.771 analyserede boringer indeholdt BAM i koncentrationer over grænseværdien (se Tabel 1). Årsagen til den lavere hyppighed kan sandsynligvis forklares med, at vandværkerne i perioden 1993 til 1998 har lukket en række boringer, som var forurenet med bl.a. BAM, hvorfor disse ikke indgår i datamaterialet for perioden 1998-2002. Denne forklaring synes rimelig, set i lyset af at en opgørelse for perioden 1986-1997 har vist, at der på landsplan er lukket omtrent 118 boringer, som følge af forureninger med pesticider (HOH vand og Miljø A/S 1998). En væsentlig del af de 118 lukkede boringer skønnes at være lukket pga. BAM-forureninger, idet BAM også dengang (1989-1997) var det sprøjtemiddel (inkl. nedbrydningsprodukter), der var påvist med langt den største hyppighed i vandværkernes boringer (GEUS 1998).

6.1.2 Antal BAM-ramte anlæg, hvor rensning er mulig

Som det fremgår af Kapitel 7 er aktiv kulfiltrering ikke lige effektiv overfor alle typer af forureninger. Man skal derfor være opmærksom på, om den enkelte boring indeholder forureninger, som ikke umiddelbart lader sig rense med aktivt kul.

Generelt vil kulfiltre have lav effektivitet overfor metaller og næringssalte.¹¹ For metallernes vedkommende vedrører langt det største antal overskridelser af grænseværdien i vandværkernes boringer stofferne arsen og nikkel (se Kapitel 5.2.2). For næringssaltene vedkommende er det langt overvejende nitrat, der udgør problemer for vandværkernes boringer, idet hovedparten af fosfor fjernes ved den normale vandbehandling, og derfor ikke udgør et problem for drikkevandsforsyningen (se Kapitel 5.2.1).

Erfaringerne med kulfilteranlæg er, at man også skal være opmærksom på enkelte organiske stoffer, der som følge af en kombination af en meget høj opløselighed i vand og en begrænset molekylestørrelse kun tilbageholdes med lav effektivitet. Dette er f.eks. stoffer som brændstofadditivet MTBE og for stoffet vinylchloride, som er nedbrydningsprodukt af klorede opløsningsmidler.¹¹

Mens aktivt kul har vist sig effektivt overfor en række stoffer, deriblandt BAM, vil kulfilterteknologien altså ikke egne sig til at rense drikkevandet fra alle forurenede vandforsynings-

¹¹ FLEMMING ZWICKY, FLEMMING ZWICKY APS. PERSONLIG KOMMUNIKATION. 13.05.03

anlæg. Det er derfor relevant at undersøge, hvor mange af de i alt 3.676 boringer, inkluderet i Tabel 3, der skønnes at kunne renses med aktivt kul.

Ses der bort fra de i alt 273 boringer, hvor der er konstateret en overskridelse af grænseværdien for nitrat, nikkel, arsen vinylklorid eller MTBE¹², vil de 1.502 anlæg være reduceret til i alt 1.456, med et samlet antal boringer på 3.403. Denne reduktion vurderes at ekskludere langt den største del af de anlæg, hvor vandkvaliteten ikke egner sig til rensning med aktivt kul.

I Tabel 4 er ovennævnte 1.456 anlæg, hvor rensning med aktivt kul er mulig, kategoriseret efter råvandets indhold af BAM.

TABEL 4. ESTIMERET ANTAL AF ALMENE ANLÆG (>10.000 m³/ÅR), HVOR DER I PERIODEN 1998-2002 FORELIGGER BAM-ANALYSER FOR MINDST ÉN BORING, OG HVOR VANDKVALITETEN GØR RENSNING MED AKTIVT KUL MULIG, FORDELT EFTER BAM-INDHOLD.

<i>BAM-KONCENTRATIONEN</i>	<i>ANLÆG</i>	<i>ANDEL</i>	<i>BORINGER</i>	<i>Andel</i>
	<i>ANTAL</i>	<i>%</i>	<i>ANTAL</i>	<i>%</i>
MINDST ET FUND OVER GRÆNSEVÆRDIEN > 0.1 µg/L	84	5,8	112	3,3
MINDST ET FUND OVER DETEKTIONSGRÆNSEN, MEN INGEN FUND OVER GRÆNSEVÆRDIEN 0.01-0.1 µg/L	274	18,8	478	14,0
INGEN FUND OVER DETEKTIONSGRÆNSEN < 0.01 µg/L	1.098	75,4	2.813	82,7
I ALT	1.456	100	3.403	100

KILDE: EGNE BEREGNINGER PÅ BASIS AF DATAUDTRÆK FRA GEUS.

På i alt 84 anlæg overskrider BAM grænseværdien i mindst én boring, og på yderligere 274 anlæg er der detekteret BAM i mindst én boring, uden at der på anlægget er boringer med overskridelser af grænseværdien.

6.1.3 Størrelse og geografisk fordeling af BAM-ramte anlæg

I Kapitel 8 foretages en beregning af omkostningerne ved to almindelige afværgetiltag. Heraf fremgår det, at priserne for afværgetiltag afhænger af vandværkets geografiske beliggenhed (Storkøbenhavn og provinsen) samt af den samlede vandindvinding (> 1 mio. m³/år, 0.1-1 mio. m³/år og 10.000-100.000 m³/år).

¹² ARSEN (5 µg/L), NIKKEL (20 µg/L), NITRAT (50 mg/L), VINYLCHLORID (0,3 µg/L), MTBE (5 µg/L). GRÆNSEVÆRDIERNE I PARENTES STAMMER FRA MILJØ- OG ENERGIMINISTERIET (2001)

Hvis de 84 anlæg, hvor der i mindst én boring er konstateret overskridelse af grænseværdien for BAM (se Tabel 4), opdeles efter geografisk beliggenhed og anlægsstørrelse, fås en fordeling som vist i Tabel 5.

TABEL 5. ESTIMERET ANTAL ANLÆG (>10.000 M³) MED BORINGER MED OVERSKRIDELSE AF GRÆNSEVÆRDIEN FOR BAM (1998-2002), HVOR VANDKVALITETEN GØR RENSNING MED AKTIVT KUL MULIG, KATEGORISERET EFTER ANLÆGSSTØRRELSE OG GEOGRAFISK BELIGGENHED.

ANLÆGSSTØRRELSE	GENNEMSNITLIG ANLÆGSSTØRRELSE MIO. M ³ /ÅR	STORKØBENHAVN		PROVINSEN	
		ANLÆG	BORINGER	ANLÆG	BORINGER
		ANTAL	ANTAL	ANTAL	ANTAL
> 1 mio. m ³ /år	2,0	0	0	4	9
0.1-1 mio. m ³ /år	0,3	5	9	29	42
10.000-100.000 M ³ /ÅR	0,04	2	3	44	49
Sum (> 10.000 m ³ /år)		7	12	77	100

KILDE: ÆGNE BEREGNINGER PÅ BASIS AF DATAUDTRÆK FRA GEUS.

Hvis der i stedet ses på de 274 anlæg, hvor mindst én boring har BAM over detektionsgrænsen, men ingen boringer hvor grænseværdien er overskredet, fås følgende fordeling på geografisk beliggenhed og anlægsstørrelse (Tabel 6).

TABEL 6. ESTIMERET ANTAL ANLÆG (>10.000 M³) MED BORINGER MED DETEKTION AF BAM, MEN HVOR INGEN BORINGER OVERSKRIDER GRÆNSEVÆRDIEN (1998-2002), HVOR VANDET LADER SIG RENSE MED AKTIVT KUL, KATEGORISERET EFTER ANLÆGSSTØRRELSE OG GEOGRAFISK BELIGGENHED.

ANLÆGSSTØRRELSE	GENNEMSNITLIG ANLÆGSSTØRRELSE MIO. M ³ /ÅR	STORKØBENHAVN		PROVINSEN	
		ANLÆG	ANTAL BERØRTE	ANLÆG	ANTAL BERØRTE
		ANTAL	BORINGER	ANTAL	BORINGER
> 1 mio. m ³ /år	2,0	5	7	19	55
0.1-1 mio. m ³ /år	0,3	10	28	103	192
10.000-100.000 M ³ /ÅR	0,04	2	2	135	194
Sum (> 10.000 M ³ /ÅR)		17	37	257	441

KILDE: ÆGNE BEREGNINGER PÅ BASIS AF DATAUDTRÆK FRA GEUS.

Som det ses af Tabel 5 og Tabel 6 er der relativt få berørte anlæg i Storkøbenhavn, mens hovedparten af anlæggene er lokaliseret i provinsen. Det skal hertil bemærkes, at det lave antal af berørte anlæg i Storkøbenhavn ikke er udtryk for en lav hyppighed. På hele 68 % af de storkøbenhavnske anlæg, som er omfattet af det datamateriale, som ligger til grund for resultaterne i Tabel 6, er der fundet BAM i mindst én boring. Resultaterne i Tabel 6 er altså ikke i modstrid med det generelle billede af, at hyppigheden af BAM-forureningerne er højere i hovedstadsområdet end i provinsen (se Figur 1). Der er blot flere anlæg i provinsen.

6.1.4 Korrigerede estimater for antal BAM-ramte anlæg

Datamaterialet fra GEUS indeholder kun BAM-analyser fra 65 % af de almene vandforsyningsanlæg med en indvinding på mere end 10.000 m³/år. For at få et indtryk af, hvordan

situationen ville være, hvis der forelå analyser for samtlige danske vandværksboringer, skal tallene i Tabel 5 og Tabel 6 derfor korrigeres, som beskrevet i Appendiks, afsnit 12.2. Korrektionen foretages under antagelse af, at de anlæg, hvor der er foretaget BAM-analyser, er repræsentative også for de anlæg, der ikke har analyseret for BAM. De korrigerede estimater ses i Tabel 7 og Tabel 8.

TABEL 7. KORRIGERET ESTIMAT FOR ANTAL ANLÆG (>10.000 M³) MED BORINGER MED OVERSKRIDELSE AF GRÆNSEVÆRDIEEN FOR BAM (1998-2002), HVOR VANDKVALITETEN GØR RENSNING MED AKTIVT KUL MULIG, KATEGORISERET EFTER ANLÆGSSTØRRELSE OG GEOGRAFISK BELIGGENHED.

ANLÆGSSTØRRELSE	KORREKTIONSFAKTOR	STORKØBENHAVN	PROVINSSEN
		ANLÆG ANTAL	ANLÆG ANTAL
> 1 mio. m ³ /år	1,1	0	4,4
0.1-1 mio. m ³ /år	1,3	6,5	37,7
10.000-100.000 M ³ /ÅR	1,7	3,4	74,8
SUM (> 10.000 M³/ÅR)		9,9	116,9

KILDE: ESTIMERET PÅ BASIS AF DATAUDTRÆK FRA GEUS.

De i alt 126,8 anlæg (9,9+116,9) i Tabel 7 svarer til ca. 5 % af de i alt 2.337 registrerede almene vandforsyningsanlæg med en indvinding i 2001 på mere end 10.000 m³.

TABEL 8. KORRIGERET ESTIMAT FOR ANTAL ANLÆG (>10.000 M³) MED BORINGER MED DETEKTION AF BAM, HVOR INGEN BORINGER OVERSKRIDER GRÆNSEVÆRDIEEN (1998-2002), OG HVOR VANDET LADER SIG RENSE MED AKTIVT KUL, KATEGORISERET EFTER ANLÆGSSTØRRELSE OG GEOGRAFISK BELIGGENHED.

ANLÆGSSTØRRELSE	KORREKTIONSFAKTOR	STORKØBENHAVN	PROVINSSEN
		ANLÆG ANTAL	ANLÆG ANTAL
> 1 mio. m ³ /år	1,1	5,5	20,9
0.1-1 mio. m ³ /år	1,3	13,0	133,9
10.000-100.000 M ³ /ÅR	1,7	3,4	229,5
SUM (> 10.000 M³/ÅR)		21,9	384,3

KILDE: ESTIMERET PÅ BASIS AF DATAUDTRÆK FRA GEUS.

De i alt 406,2 anlæg (21,9+384,3) i Tabel 8 svarer til ca. 17 % af de i alt 2.337 registrerede almene vandforsyningsanlæg med en indvinding i 2001 på mere end 10.000 m³.

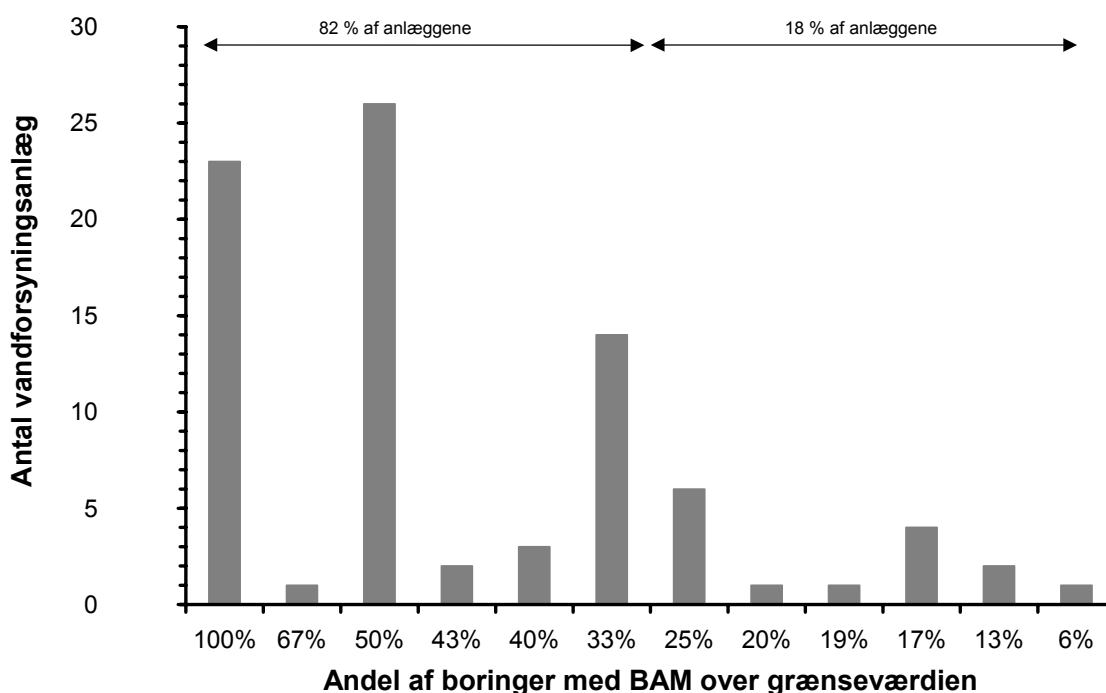
Ligesom det var tilfældet mht. BAM-analyser, er det heller ikke alle boringer, der har været analyseret for nikkel, arsen og nitrat. Antallet af boringer, der ekskluderes som følge af sådanne øvrige forureninger, er dog begrænset, og ville derfor kun stige meget lidt, hvis alle boringer havde været analyseret. Der korrigeres derfor ikke for manglende analyser for arsen, nikkel og nitrat (se Appendiks, afsnit 12.2.2).

6.1.5 Omfanget af BAM-forurening på de BAM-ramte anlæg

Risikoen for at et vandværk skal gennemføre afværgetiltag afhænger bl.a. af, hvor stor en del af anlæggets borer, der er forurenet.

I Figur 3 fordeles de 84 vandforsyningsanlæg, hvor BAM i mindst én boring overskrider grænseværdien, efter hvor stor en andel af borerne på det enkelte anlæg, der er ramt af BAM i koncentrationer over grænseværdien. Heraf ses, at 82 % af anlæggene har overskridelser af grænseværdien i mindst 33 % af de analyserede borer. Med overskridelser af grænseværdien i mindst hver tredje boring, synes der at være en væsentlig risiko for at et anlæg skal gennemføre afværgetiltag.

FIGUR 3. BAM-RAMTE VANDFORSYNINGSANLÆG HVOR RENSNING MED AKTIVT KUL ER MULIG, OG HVOR DEN REGISTRERED E VANDINDVINDING I 2001 VAR PÅ MERE END 10.000 m³, FORDELT EFTER ANDELEN AF BORINGERNE MED BAM OVER GRÆNSEVÆRDIEN.



KILDE: ESTIMERET PÅ BASIS AF DATAUDTRÆK FRA GEUS.

De 23 anlæg, som har overskridelse af grænseværdien for BAM i samtlige borer, repræsenterer anlæg med 1-4 analyserede borer.

Hvis man udelukkende ser på de større anlæg (>100.000 m³/år), har 71 % af anlæggene overskridelser af grænseværdien i mindst 1/3 af anlæggets analyserede borer. Også en

væsentlig del af de større anlæg synes derfor at være i fare for at skulle gennemføre afværgetiltag pga. BAM.

6.1.6 Placering af BAM-ramte anlæg ift. OSD-områder

I december 1994 fremlagde Regeringen et 10-punktsprogram for beskyttelse af grundvand og drikkevand i Danmark, hvor der blev lagt op til en skærpet beskyttelse af de vigtigste grundvandsmagasiner.¹³ Et væsentligt element i 10-punktsprogrammet var, at amterne som en del af regionsplanlægningen skulle udpege områder med særlige drikkevandsinteresser (OSD-områder). Grundvandsmagasinerne i disse områder er underkastet en særlig beskyttelse, med det formål at sikre en tilstrækkelig uforurenet og velbeskyttet vandressource til dækning af det fremtidige behov for vand af drikkevandskvalitet. I nødvendigt omfang skal den udpegede ressource kunne erstatte ødelagte eller overbelastede indvindingsområder (Miljøstyrelsen 1995).

Ud fra en rundspørge blandt amterne samt en gennemgang af GIS-baserede regionplankort, har det været muligt at placere 353 ud af de 358 identificerede BAM-ramte vandforsyningsanlæg (fra Tabel 5 og Tabel 6) og disses indvindingsoplande i forhold til områder med særlige drikkevandsinteresser (se Tabel 9).

TABEL 9. GEOGRAFISK PLACERING I FORHOLD TIL OSD-OMRÅDER AF DE I ALT 358 ANLÆG MED BORINGER MED FUND AF BAM (1998-2002), HVOR VANDKVALITETEN GØR RENSNING MED AKTIVT KUL MULIG.

	INDVINDINGSOPLAND			INGEN INFORMATIONER ¹⁴	I ALT
	HELT INDENFOR OSD	BÅDE INDENFOR OG UDENFOR OSD	HELT UDENFOR OSD		
ANTAL	186	44	123	5	358
%	53	12	35		100

KILDE: E-MAILS FRA I ALT 12 AMTER SAMT I VISSE TILFÆLDE EN GENNEMGANG AF GIS-BASEREDE REGIONPLANSKORT.

Undersøgelsen viser, at 186 ud af 358 anlæg med BAM-forureninger, eller 53 %, har hele indvindingsoplandet placeret indenfor områder med særlige drikkevandsinteresser. Dette skal ses i forhold til, at OSD-områder dækker ca. 35 % af Danmark.

¹³ MILJØ- OG ENERGIMINISTERIET, LANDBRUGS- OG FISKERIMINISTERIET (1994).

<http://www.mst.dk/tvær/02200000.htm>

¹⁴ VÆRKER, SOM F.EKS. ER NEDLAGT SIDEN 2001, HVORFOR DET IKKE ER LYKKEDES AT SKAFFE INFORMATION OM DERES BELIGGENHED I FORHOLD TIL OSD-OMRÅDERNE.

BAM-forurening er altså et problem, der er relevant såvel indenfor som udenfor OSD-områderne.

6.1.7 Status for afværgetiltag på BAM-ramte anlæg

IMV har i en spørgeskemaundersøgelse rettet henvendelse til de 358 identificerede BAM-ramte vandforsyningsanlæg, for bl.a. af få overblik over, hvor langt vandværkerne er i deres arbejde med at afværge BAM-forureningerne (se Appendiks, afsnit 12.3).

Spørgeskemaundersøgelsens resultater angiver, at en stor del (23 ud af 50 besvarelser) af de anlæg, der er ramt af BAM i koncentrationer over grænseværdien, allerede har flyttet kildepladsen. For anlæg som i dag kun har BAM i koncentrationer over detektionsgrænsen, men ikke over grænseværdien, er der hidtil kun meget få anlæg (5 ud af 126 besvarelser), der har flyttet kildepladser.

Derudover har mange anlæg måttet gennemføre andre afværgetiltag, som f.eks. lukning og reovering af borer, afværgepumpninger mv.

6.2 Borer, som allerede er lukket pga. forurening

Opgørelsen af vandforsyningsanlæg med BAM-problemer (se Tabel 7 og Tabel 8) baserer sig på oplysninger om forureningssituationen i perioden 1998-2002. Opgørelsen siger derfor ikke noget om antallet af borer, der som følge af BAM-forureninger allerede før 1998 er taget ud af produktion.

Miljøstyrelsen fik i 1998 foretaget en statusopgørelse over lukkede borer på de almene vandforsyningsanlæg i perioden 1987-1997 (HOH vand og Miljø A/S 1998). Opgørelsen baserede sig bl.a. på en spørgeskemaundersøgelse besvaret af 197 ud af 273 kommuner, hvilket svarer til en dækning på 72 %. De væsentligste resultater af undersøgelsen er gengivet i Tabel 10.

TABEL 10. ANTAL BORINGER LUKKET PGA. PESTICIDER PÅ ALMENE VANDFORSYNINGSANLÆG I PERIODEN 1993-1997.

	BORINGER I ALT ANTAL	BORINGER LUKKET PGA. PESTICIDER ANTAL
> 1 MIO. M ³ /ÅR	1.626	15
0.1-1 MIO. M ³ /ÅR	3.948	62
10.000-100.000 M ³ /ÅR	4.405	41
SUM (> 10.000 M ³ /ÅR)	9.979	118

KILDE: HOH VAND OG MILJØ A/S (1998).

Det skal bemærkes, at der ikke er lukket boringer pga. pesticider før 1993. Opgørelsen dækker således de første fem år, hvor der er lukket boringer pga. pesticider. På anlæg med en årlig indvinding på mere end 10.000 m³ er der i denne periode altså lukket i alt 118 boringer pga. pesticider.

I opgørelsen er der ikke indhentet specifikke oplysninger om, hvilke stoffer der har været årsag til lukning af boringerne. Det er derfor ikke muligt at specificere antallet af boringer lukket pga. BAM-forureninger.

Pesticidforureningerne tilskrives i spørgeskemaundersøgelsens besvarelser overvejende fladeforurening, især fra land- og skovbrug. Kun hver fjerde besvarelse specificerer dog en årsag. Da BAM allerede på daværende tidspunkt var langt det hyppigst fundne sprøjtemiddel eller nedbrydningsprodukt (GEUS 1998), vurderes det dog, at punktkilder med BAM-forureninger står for den væsentligste del af de lukkede boringer.

Det er ikke muligt angive antal ramte anlæg eller antal gennemførte afværgetiltag på baggrund af undersøgelsen, da dens oplysninger er på boringsniveau.

6.3 Forureningstilstanden på de små private vandværker

Opgørelsen af vandforsyningsanlæg med BAM-problemer (se Tabel 7 og Tabel 8) omfatter alene almene vandforsyningsanlæg, som er omfattet af boringskontrollen og har en årlig vandindvindingsmængde på mere end 10.000 m³. Der eksisterer imidlertid ca. 90.000 private indvindingsboringer og vandforsyningsbrønde, hvoraf langt størstedelen udgøres af brønde og boringer, som kun forsyner 1-9 husstande.

GEUS er i samarbejde med Miljøstyrelsen og fire amter (Sønderjyllands Amt, Storstrøms Amt, Viborg Amt og Københavns Amt) i færd med at kortlægge forureningstilstanden for bl.a. de private boringer og brønde. Foreløbige resultater fra undersøgelsen, som på daværende tidspunkt omfattede 568 drikkevandsprøver fra små vandforsyningsanlæg, viser fund af pesticider i hele 52,8 % af de analyserede prøver. Grænseværdien var overskredet i 32 % af det samlede antal boringer. Ligesom det er tilfældet på de almene vandforsyningsanlæg, er det BAM, der er det hyppigst fundne stof. BAM er fundet i koncentrationer over detektionsgrænsen i 34-38% af de undersøgte boringer. I 21,5-27,6 % af boringerne i koncentrationer over grænseværdien (Brüsch 2002).

Hvis forekomsten af BAM-forureninger i de fire amter, som indgår i denne undersøgelse, er sammenlignelig med forekomsten i provinsen, vil omkring 30.000-35.000 private borer og brønde ud af sammenlagt ca. 90.000 sandsynligvis være forurenede med BAM, omkring 20.000 heraf i koncentrationer over grænseværdien.¹⁵

For de almene vandforsyningsanlæg ses i forhold til provinsen en lettere overhyppighed af BAM-fund netop i Sønderjyllands og Viborg Amter, en stor overhyppighed i Københavns Amt og en underhyppighed i Storstrøms Amt, se Figur 1. Fundhyppigheden i de amter, der deltager i undersøgelsen, er derfor måske lidt højere, end man ville forvente som gennemsnit for hele landet. Ovenstående beregninger af antal borer og brønde forurenede med BAM er således muligvis lettere overestimeret. Det skal dog bemærkes, at de almene vandforsyningsanlæg typisk henter deres grundvand fra dybereliggende magasiner, som typisk er mindre forurenede med BAM end de private borer og brønde. Sammenligningen mellem forureningssituationen på de almene vandværker og i de private borer og brønde bør derfor tolkes med forsigtighed.

Der er fundet nitrat over grænseværdien i 3-27 % af de undersøgte borer og brønde. Det fremgår dog ikke af den foreløbige rapport, hvor mange af de BAM-forurenede borer og brønde, der samtidig er ramt af forureninger med stoffer som f.eks. nitrat, der ikke effektivt lader sig rense med aktivt kul. Det vurderes, at en del af de BAM-forurenede borer samtidig vil være ramt af f.eks. nitrat, særlig set i lyset af, at de private borer og brønde typisk henter deres grundvand netop fra terrænnære magasiner, hvor risikoen for nitratforureninger er størst. Det er derfor ikke alle de anslåede 30.000-35.000 private borer og brønde, som er forurenede med BAM, der kan renses vha. aktivt kul.

¹⁵ ANDEL BORINGER OG BRØNDE MED BAM-FUND = 34 %, ANTAL BORINGER OG BRØNDE I ALT = 90.000. ANTAL BORINGER OG BRØNDE MED BAM-FUND = 0,34 x 90.000 = 30.600.

7 AFVÆRGETILTAG

7.1 Hvis grænseværdien overskrides

Grænseværdier for pesticider gælder for det drikkevand, der ledes ud til forbrugerne (rentvand). Der er ikke fastsat krav om kvaliteten af det grund- eller overfladevand, som anvendes i produktionen af drikkevand (råvand) (Se Miljøstyrelsen 1997a, s. 33).

Hvis et vandværk råder over mere end én boring, er der i visse tilfælde mulighed for at overholde grænseværdien i det vand, der ledes ud til forbrugerne, selvom én af borerne skulle være forurenet med BAM i koncentrationer over grænseværdien. Hvis vandindvindingen fra den berørte boring er nødvendig for at vandværket kan levere tilstrækkeligt vand, er der mulighed for at fortynde forurenet råvand med råvand fra borerne, der ikke er forurenede. Større anlæg har i kraft af et større antal borer derfor normalt bedre muligheder for at opretholde vandforsyningen, når en boring rammes af forurening. På mindre anlæg eller på anlæg, hvor flere borer er ramt af forurening, vil man dog næppe kunne fortynde sig ud af problemet.

Hvor problemer med at overholde grænseværdien ikke umiddelbart kan løses ved at fortynde, er det ikke nødvendigvis sundhedsskadeligt at drikke vandet (se Kapitel 5.1.2). Kommunen kan derfor på baggrund af Embedslægens udtalelse give dispensation til, at der kan leveres forurenet drikkevand til forbrugerne i en periode på op til 3 år. Der kan dog ikke gives dispensation, hvis det umiddelbart er muligt at fremskaffe en alternativ vandforsyning. Er overskridelsen af grænseværdien ikke afhjulpet i løbet af 3 år, kan amtet give dispensation på yderligere op til 3 år (Miljø- og Energiministeriet 2001). Der kan altså i særlige tilfælde tillades begrænsede overskridelser af grænseværdien i op til 6 år.

Fortynding af forurenet råvand er i strid med den gældende målsætning om, at vandforsyningen i Danmark skal baseres på uforurenet grundvand (Se Miljøstyrelsen 1997a, s. 31). Dertil kommer, at overskridelser af grænseværdien kun tillades midlertidigt. Ofte vil en varig overskridelse af grænseværdien derfor føre til, at vandværket skal gennemføre afværgetiltag (jf. afsnit 6.1.5)

7.2 Typer af afværgetiltag

Vandværkerne har altså flere handlemuligheder, hvis de kommer i en situation, hvor det er nødvendigt at gennemføre afværgetiltag. Beslutninger om, hvilke afværgetiltag der skal

iværksættes, vil afhænge af en række forhold på det enkelte vandværk, som f.eks. efterspørgslen på drikkevand, forureningens karakter (magasin-, punkt- eller linie-forurening), det eksisterende anlægs tekniske stand, indvindingsoplandets arealanvendelse mv.

Ofte vil vandværket indledningsvis satse på afværgetiltag, som kan redde den eksisterende indvinding uden at ændre på vandbehandlingen f.eks.:

- Bedre styring af pumperne
- Dybere boring på eksisterende placering
- Afværgepumpning
- Renovering af boring

I situationer hvor sådanne tiltag ikke er tilstrækkelige, vil der dog være behov for mere gennemgribende afværgetiltag, f.eks.:

- Udvidet vandbehandling (f.eks. filtrering med aktivt kul)
- Lukning af eksisterende kildeplads og etablering af ny kildeplads
- Lukning af eksisterende kildeplads og tilslutning til andet vandværk

En stor del af kildepladserne i Storkøbenhavn drives af Københavns Energi. Såfremt en af disse kildepladser forurenes i væsentlig grad, vurderes det, at indvindingen i stedet henlægges til en af vandforsyningsens øvrige kildepladser. Mindre vandforsyningsanlæg beliggende i Storkøbenhavn, men som ikke hører under Københavns Energi, vil i visse tilfælde være nødt til at købe vand fra Københavns Energi, hvis de bliver ramt af forurening. Men såfremt der skulle være ønske om eller behov for ikke at belaste de storkøbenhavnske kildepladser yderligere, må der etableres nye kildepladser udenfor det storkøbenhavnske område, evt. som indvinding af overfladevand. En forureningsdrevet omlægning af indvindingen i Storkøbenhavn vil således indirekte kunne medføre behov for anlægning af nye kildepladser og lange transportledninger, også selvom der ikke er en entydig sammenhæng imellem forurening på en enkelt kildeplads og generelle tiltag til at sikre efterspørgslen på vand.

Da vandforsyningsselskaberne i provinsen med få undtagelser (f.eks. Århus Kommunale Værker) er væsentligt mindre end København Energi, vil der her være en mere direkte sammenhæng imellem forurening på den enkelte kildeplads og behovet for at etablere nye indvindinger.

Formålet med denne rapport er, at undersøge om man ved grundvandsforureninger med BAM bør afvige fra den gældende politik om, at rensning bør ses som en sidste midlertidig mulig-

hed. Hensigten med rapporten er altså ikke at undersøge de økonomiske konsekvenser af at opretholde en decentral vandforsyningsstruktur. Håndtering af BAM-forurening ved at sammenlægge vandværker (lukning af eksisterende kildeplads og tilslutning til andet vandværk) og eventuelle indirekte omkostninger til oprettelse af nye kildepladser i forbindelse med udvidelse af indvindingen på de centraliserede vandværker er derfor ikke omfattet af rapporten.

I stedet sammenlignes afværgetiltagene:

- Filtrering med aktivt kul
- Flytning af kildeplads (lukning af eksisterende kildeplads og etablering af ny kildeplads)

I resten af kapitlet gives et overblik over de to afværgetiltag. I Kapitel 8 gennemføres økonomiske beregninger af omkostninger forbundet med de to afværgetiltag.

7.3 Filtrering med aktivt kul

Det skal understreges, at denne rapport's fokus på rensning med aktivt kul alene skyldes, at rensning med aktivt kul i dag synes at være den mest afprøvede og effektive teknologi til rensning for pesticider. Det kan ikke udelukkes, at der i fremtiden vil fremkomme teknologier, der kan konkurrere med aktivt kul på effektivitet, økonomi og sikkerhed.

Aktivt kulfiltrering har været en almindelig anvendt vandbehandlingsteknik siden slutningen af 70'erne, og er i dag meget udbredt i udlandet f.eks. i Frankrig, England og USA. Calgon Carbon Corporation, som er verdens største producent af aktivt kul, har ifølge oplysninger fra den danske importør installeret kulfilteranlæg til drikkevandsrensning i op mod 1000 større vandværker i Europa, Asien og USA.¹⁶

De danske erfaringer med aktiv kulfiltrering af vand stammer fra:

- en række anlæg, som renser vand fra afværgepumpninger
- fem almene vandforsyningsanlæg, som renser grundvand (Frederiksberg, Hvidovre, Vindeby, Landet, Bjerringbro)
- et alment vandforsyningsanlæg, som tidligere har renset grundvand (Breum)
- et alment vandforsyningsanlæg, som tidligere har renset overfladevand til drikkevandsformål (Sjælsø)

¹⁶ FLEMMING ZWICKY, FLEMMING ZWICKY APS. PERSONLIG KOMMUNIKATION 13.05.03, SAMT E-MAIL AF 05.09.03. SE OGSÅ: www.chemvironcarbon.com

- et anlæg, som renser vand til brug ved fødevarerproduktion (Klovborg Mejeri¹⁷)

På vandværket i Breum har man i en periode filtreret drikkevandet med aktivt kul, men i dag er kildepladsen erstattet af en ny, hvorfor rensningen er indstillet.¹⁸

Sjælsø Vandværk baserede i en periode på 25 år dele af sin drikkevandsproduktion på kulfiltreret overfladevand. Men med et faldende vandforbrug op gennem 90'erne er Sjælsø Vandværks kulfilteranlæg taget ud af produktion i 1998.¹⁹

Endelig har man på vandværket i Dalum ved Odense fået en forhåndstilladelse til at rense vandet, hvis koncentrationerne af BAM stiger til over grænseværdien.²⁰

7.3.1 Beskrivelse af filtreringsprincippet

Aktivt kuls evne til at adsorbere forureninger er bl.a. knyttet til materialets enorme overflade pr. vægtenhed. Et enkelt gram aktivt kul har en overflade i størrelsesordenen 1.000 m². Aktivt kul renser vandet ved at tiltrække og fastholde organiske stoffer på overfladen, når vand passerer igennem filteret (Se Arvin et al. 1998 afsnit 2.1).

Der er normalt ingen væsentlige problemer med at indpasse aktiv kulfiltrering i den normale grundvandsbehandling. Kulfiltret kan indsættes som et tredje trin efter den normale vandbehandlings to trin, som består af iltning og sandfiltrering. Alt efter behov kan der indsættes flere filtre parallelt eller serielt²¹ efter den traditionelle vandbehandling. Figur 4 illustrerer, hvordan vandrensning med aktivt kul er implementeret på Hvidovre Vandværk.

¹⁷ VÆRKET SKAL DOG OPFYLDE SAMME KRAV TIL VANDETS KVALITET SOM ALMENE VANDFORSYNINGSANLÆG. ANNE KONRADSEN, ARLA FOODS. PERSONLIG KOMMUNIKATION. 28.07.03

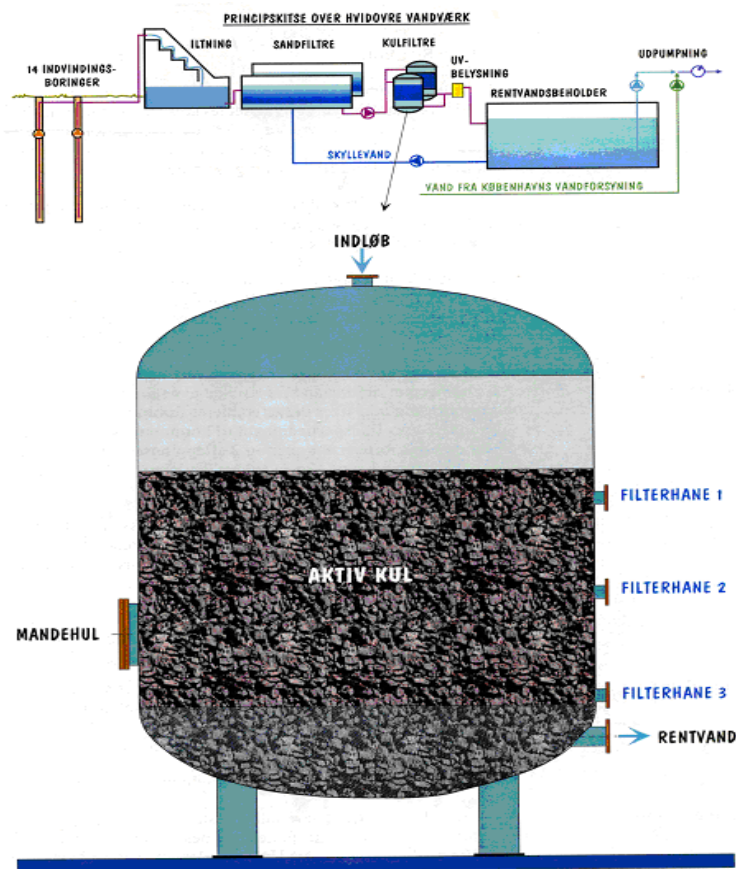
¹⁸ OVE NØRREGAARD, VIBORG AMT. PERSONLIG KOMMUNIKATION. 21.07.03

¹⁹ SE <http://www.gentofte.dk/TF/sjaelsovandvaerk.html>.

²⁰ ODENSE VANDSELSKAB (2002). ANSØGNING OM RENOVERING OG ETABLERING AF AKTIVT KULFILTER PÅ DALUMVÆRKET, ODENSE VANDSELSKAB A/S, 2. OKTOBER 2002.

²¹ IMPORTØREN ANBEFALER SERIE-KOBLING AF FILTRENE. MINDRE FORURENING FRA FØRSTE FILTER KAN HERVED FJERNES IDEELT I DET ANDET (FLEMMING ZWICKY, FLEMMING ZWICKY APS. E-MAIL D. 17.06.03). SERIEKOBLEDE FILTRE ER DOG DYRERE AT ANLÆGGE END PARALLELKOBLEDE (SE ARVIN ET AL. (1998) AFSNIT 4.3.) DETTE SKYLDES, AT ET ANLÆG MED PARALLELT KOBLEDE FILTRE HAR EN STØRRE KAPACITET TIL AT BEHANDLE VAND END ET TILSVARENDE SERIELT ANLÆG. MAN KAN KOMPENSERE FOR DEN LAVERE GRAD AF SIKKERHED VED PARALLELKOBLEDE FILTRE VED HYPPIGE SKIFT AF FILTERMATERIALET.

FIGUR 4. SKITSE AF HVIDOVRE VANDVÆRK OG DETS KULFILTERANLÆG.



KILDE: HVIDOVRE VANDFORSYNING (1999).

ØVERST: PRINCIPSKITSE AF HVIDOVRE VANDVÆRK. DE TO FØRSTE TRIN AF BEHANDLINGEN (ILTNING OG SANDFILTRERING) UDGØR DEN NORMALE VANDBEHANDLING. HERTIL KOMMER FILTRERING MED AKTIVT KUL. DE TO FILTRE ER INDSAT PARALLELT. NEDERST: ILLUSTRATION AF SELVE KULFILTERET. FILTERHANERNE ANVENDES TIL AT UNDERSØGE KONCENTRATIONEN AF BAM FØRSKELLEGE STEDER I FILTERET. HERVED KAN DET BL.A. UNDERSØGES, HVORNÅR DER SKAL SKIFTES KUL.

7.3.2 Aktivt kuls effektivitet

Aktivt kuls kapacitet til adsorption af forureninger afhænger stærkt af forureningens art.

Blandt stoffer, som man erfaringsmæssigt ved kan fjernes med aktivt kul, kan nævnes

- en række opløsningsmidler (f.eks. de klorerede opløsningsmidler trikloretylen og perkloretylen)
- almindeligt forekommende pesticider (f.eks. fenoxysyrer og atrazin)
- nogle af pesticidernes nedbrydningsprodukter som f.eks. BAM

Clausen et al. (2003) viser, at rensningskapaciteter for BAM er i samme størrelsesorden som for atrazin, hvorfor rensning med aktivt kul er en mulig metode til rensning for BAM. At BAM renses lige så godt som atrazin, er ifølge Clausen et al. (2003) overraskende, idet BAM er

væsentlig mere polær (hydrofil) end atrazin. De nye resultater tyder altså på, at aktivt kul er bedre egnet til at fjerne BAM end hidtil antaget.

Visse stoffer tilbageholdes mindre effektivt i aktivt kul, hvorfor kulforbruget og dermed driftsudgifterne bliver højere. F.eks. ses en væsentlig lavere effektivitet overfor ioniserede stoffer som f.eks. metaller (f.eks. arsen og nikkel) og næringssalte (f.eks. nitrat). Dertil kommer, at visse organiske stoffer, som følge af en kombination af meget høj opløselighed i vand og en lille molekylestørrelse, kun tilbageholdes med lav effektivitet.²² Dette gælder f.eks. for brændstofadditivet MTBE²³ og for stoffet vinylchlorid²², som er nedbrydningsprodukt fra klorerede opløsningsmidler.

Filtrering med aktivt kul vil pga. kullenes adsorptionskapacitet og den bakterielle omsætning i filteret mindske vandets indhold af biologisk tilgængeligt organisk kulstof. Dette vil begrænse risikoen for, at der sker en eftervækst af bakterier i drikkevandet i ledningsnettet imellem vandværket og de tilkoblede husstande. Herved mindskes risikoen for korrosion af vandrørene og problemer med den mikrobielle vandkvalitet (Arvin et al. 1998).

Aktivt kul altså har vist sig særdeles effektivt overfor en række stoffer, herunder BAM. Endvidere vil et aktivt kulfilter give en ekstra beskyttelse, som i mange tilfælde vil være effektiv også imod eventuelle ukendte organiske forureninger, og i øvrigt mindske risikoen for at der opstår bakterielle problemer i ledningsnettet.

Teknologien vil dog ikke kunne garantere rent drikkevand fra alle forurenede vandforsyningsanlæg. Det skal ud fra en konkret vurdering af forureningstypen i det enkelte anlæg sikres, at forbrugerne ikke forsynes med drikkevand, som indeholder forureninger, som aktiv kulfiltrering ikke yder beskyttelse imod.

7.3.3 Mulige bivirkninger ved rensning med aktivt kul

Det er naturligvis afgørende, at man i bestræbelserne på at løse kendte forureningsproblemer, f.eks. en BAM-forurening, ikke introducerer andre væsentlige miljøproblemer eller sundhedsrisici.

²² FLEMMING ZWICKY, FLEMMING ZWICKY APS. PERSONLIG KOMMUNIKATION. 13.05.03.

²³ ENHEDSUDGIFTERNE TIL RENSNING FOR MTBE ER BESTEMT TIL MELLEM 2,3 OG 32,6 KR PR. M³ (LOLL ET AL. 2003). TIL SAMMENLIGNING REGNES I DENNE RAPPORT MED ENHEDSUDGIFTER TIL RENSNING FOR BAM PÅ MELLEM 0,36-0,46 KR PR. M³ (SE AFSNIT 8.3.2).

Af Miljøstyrelsens vejledning om boringskontrol på vandværker fremgår det, at man skal være opmærksom på: "... at *indførelse af en egnet, videregående vandbehandling løser et bestemt problem, men kan give anledning til problemer af anden karakter.*" (Miljøstyrelsen 1997a).

Nedenfor følger en gennemgang af den tilgængelige viden om eventuelle problemer med rensning med aktivt kul.

7.3.3.1 Affaldshåndtering ved udskiftning af filtermaterialet

Kullene udskiftes med jævne mellemrum, når deres adsorptionskapacitet er udnyttet. Kullenes levetid afhænger af vandtypen, dets indhold af organisk stof og de hydrauliske forhold i filteret. Typisk holder kullene fra 1-8 år.²⁴

Udtjente kul køres i dag normalt til regenerering hos producenterne (f.eks. i Belgien). Efter regenereringen sælges kullene videre til f.eks. vandrensning eller røggasrensning.²⁵ Andre vandværker får deres udtjente kul brændt på Kommune Kemi.²⁶

Anvendelsen af kul til rensning af vand giver altså ikke anledning til affaldsproblemer.

7.3.3.2 Driftssikkerhed

Erfaringerne med sprøjttemiddelfjernelse på Breum Vandværk er resumeret af Nielsen (1996). Breum Vandværk har over en periode på ca. 10 måneder fået foretaget ugentlige BAM-analyser af det filtrerede vand. Trods koncentrationer før kulfiltret på op til 0,36 µg/l, var koncentrationen i 38 ud af 39 analyser af det filtrerede vand lavere end detektionsgrænsen på 0,01 µg/l. Kun i en enkelt analyse kunne der påvises BAM, dette i en koncentration på 1/3 af grænseværdien, men forfatteren nævner, at en analysefejl ikke kan udelukkes. Generelt har der kun været et mindre antal driftsproblemer og justeringer. Af hensyn til bevarelsen af de rigtige trykforhold i anlægget, har det således været nødvendigt med justeringer og mindre ændringer i rørføringen på det eksisterende anlæg. Derudover har det været nødvendigt at skifte en UV-lampe, samt at etablere en bedre styring af anlæggets råvandspumper og retur-skyllleanlægget.

²⁴ MODELBEREGNINGER RESULTERER I LEVETIDER FOR TYPISKE ANLÆG PÅ HELT OP TIL 15 ÅR (ARVIN ET AL. 1998, AFSNIT 5.6.)

²⁵ FLEMMING ZWICKY, FLEMMING ZWICKY APS. PERSONLIG KOMMUNIKATION. 13.05.03.

²⁶ DRIFTSLEDER JACOB DAVIDSEN, VINDEBY VANDVÆRK. PERSONLIG KOMMUNIKATION. 17.09.03.

Der er ikke fundet litteratur, som systematisk opsamler driftserfaringer fra landets øvrige kulfilteranlæg. Til brug for denne rapport har IMV derfor foretaget en rundspørge til de ansvarlige teknikere på de pågældende vandværker.

På Frederiksberg Vandværk har man ikke haft væsentlige driftsproblemer, bortset fra mindre problemer med bakterievækst i begyndelsen af driftsperioden (dvs. tilbage i 1994). Årsagen til bakterievæksten var ikke kendt. Vandværket fik installeret et UV-bestrålingsanlæg. Samtidig med, at UV-anlægget blev installeret, ophørte bakterievæksten. Ved målinger kunne det dog ses, at ophøret af bakterievæksten ikke skyldtes UV-bestrålingen, idet vandet var bakteriefrit, inden det passerede UV-anlægget. Der har ikke efterfølgende været problemer med bakterier på Frederiksberg Vandværk.²⁷

Som det ses af Figur 4 anvendes der ligeledes UV-behandling af afgangsvandet i Hvidovre, og dette er i dag standard på landets 5 almene vandforsyningsanlæg, hvor drikkevandet renses med aktivt kul.²⁷

Bortset fra mindre indkøringsproblemer i løbet af de første 14 dages drift, har der ikke været driftsproblemer på Vindeby Vandværk i løbet af de 5 år, hvor der har været rensning med aktivt kul.²⁸

På vandværket i Landet er der ligeledes ikke observeret driftsproblemer i løbet af de 4 år, hvor der er anvendt rensning med aktivt kul.²⁹

I Hvidovre Kommune har man anvendt rensning siden 1996. Ifølge Hvidovre Kommune er der fortsat mange udfordringer ved at få kulfilteret til at fungere optimalt sammen med den normale vandværksdrift. Siden anlægget blev etableret, har Hvidovre Kommune i samarbejde med DHI, DTU, kommunens rådgiver, leverandører o.a. videreudviklet og testet anlægget for at udnytte det optimalt og for at skabe den bedst mulige drift. Kommunen arbejder p.t. med tre hovedområder: 1) hydrauliske forhold, 2) forskellige filtermaterialer og 3) overvågning.

Hvidovre Kommune kan ikke på nuværende tidspunkt sige, hvad de forskellige tiltag vil betyde for den fremtidige drift. Man noterer sig, at der ved etablering og drift af et kulfilteranlæg kræves en intensiv indsats fra driftspersonalet og et omfattende overvågningssystem. Hvid-

²⁷ DRIFTSINGENIØR FLEMMING HANSEN, FREDERIKSBERG FORSYNING. PERSONLIG KOMMUNIKATION 20.08.03.

²⁸ DRIFTSLEDER JACOB DAVIDSEN. VINDEBY VANDVÆRK. PERSONLIG KOMMUNIKATION 17.09.03

²⁹ DRIFTSLEDER JENS ERIK HVERGEL, SVENDBORG KOMMUNE. PERSONLIG KOMMUNIKATION. 17.09.03.

ovre Kommune understreger, at det er af stor betydning, at der løbende sker en opsamling af resultaterne fra overvågningen, og at der på den baggrund sker en justering af driften.³⁰

Samlet vurderes det, at de danske erfaringer med brug af kulfiltre overvejende tyder på, at teknologien er driftsikker, og at der i Danmark er ved at ske en værdifuld erfaringsopbygning på området. Specielt i indkøringsfasen kan der dog opstå mindre problemer, som normalt kan løses umiddelbart.

7.3.3.3 Smag og lugt

Specielt i udlandet anvendes aktiv kulfiltrering netop med det primære formål at fjerne uønsket smag og lugt fra vandet.

De danske erfaringer med anvendelse af aktivt kul til at forbedre vandets smag og lugt stammer primært fra de 25 års drift af anlægget på Sjælsø Vandværk. Her måtte overfladevandet fra Sjælsø, pga. en uønsket smag og lugt, renses med aktivt kul, før det blev ledt ud til forbrugerne (Se Arvin et al. 1998 afsnit 1.1). De øvrige danske kulfilteranlæg er alle taget i brug for at rense for kemiske stoffer og ikke med det primære formål at forbedre vandets smag og lugt.

Der er ikke fundet danske undersøgelser, der systematisk undersøger den smags- og lugtmæssige kvalitet af drikkevand, som er filtreret med aktivt kul. Ved en søgning i den internationale litteratur er der imidlertid fundet et enkelt studie, hvor smagen og lugten af kulfiltreret vand undersøges.

I en japansk undersøgelse (Koseki et al. 2003) har man sammenlignet smag, lugt, fornemmelsen i halsen, eftersmag og det generelle indtryk af tre forskellige typer vand, heraf bl.a. vand filtreret med aktivt kul og 6 forskellige mærker af europæisk mineralvand på flaske. Der blev udført to forskellige forsøg med et panel bestående af henholdsvis 166 og 150 kvinder i alderen 19-20 år. I begge forsøg gav smagspanelet højere karakterer til det vand, der var filtreret med aktivt kul, end til alle mærker af mineralvand på flaske. Det kulfiltrerede vand var filtreret i laboratoriet, og altså ikke i et kommercielt vandforsyningsanlæg.

Der er ikke fundet undersøgelser, hvor der rapporteres om problemer med forringet lugt og smag som følge af vandbehandling med aktivt kul.

³⁰ FORSYNINGSCHEF CARSTEN RAAD PEDERSEN, HVIDOVRE KOMMUNE. E-MAIL AF 26.09.03.

Sammenfattende kan det siges, at aktivt kul i udlandet i mange tilfælde netop anvendes til at fjerne dårlig smag og lugt fra overfladevand, men at filtreringens betydning for den smags- og lugtmæssige vandkvalitet kun er dårligt undersøgt. Der er fundet ét studie, hvor aktivt kulfiltreret vand blev vurderet til at være bedre end 6 forskellige mærker af europæisk mineralvand på flaske. Det aktiv kulfilterede vand var dog fremstillet i laboratoriet, og kan derfor ikke direkte sammenlignes med filteret vand fra vandforsyningsanlæg med aktiv kulfiltrering.

7.3.3.4 Udvaskning af skadelige stoffer

Der er kun fundet én dansk undersøgelse, som specifikt undersøger en mulig afgivelse af potentielt sundhedsskadelige kemiske stoffer fra kulfiltermaterialet.

Christensen & Christensen (2000) har i laboratorieforsøg undersøgt 10 forskellige filtermaterialers (heraf 6 kulfiltre) frigivelse af en række grundstoffer (f.eks. tungmetaller) og organiske forbindelser. Forfatterne konkluderer, at der afhængigt af kultypen frigives betydelige mængder af ikke-flygtige organiske forbindelser (NVOC'er) og grundstoffer (herunder antimon, arsen, nikkel, zink og/eller cobolt). Derimod blev der ikke påvist en frigivelse af PAH'er (polyaromatiske kulbrinter) og VOC'er (flygtige organiske forbindelser).

Undersøgelsen af frigivelsen omfattede i alt 6 ekstraktioner af 30 minutters varighed, dvs. en samlet ekstraktionstid på 3 timer, efter at kullet på forhånd havde været ekstraheret med vand i 15 timer. Kun undtagelsesvis blev der konstateret faldende koncentrationer fra 1. til 6. ekstrakt. Forfatterne påpeger, at dette kunne tyde på, at frigivelsen kan finde sted i lang tid, men erkender dog, at konklusionen ikke kan drages på baggrund af den konkrete undersøgelse.

I forhold til den normale levetid af fuldskala-filtre, som afhængig af bl.a. råvandets kvalitet og anlæggets udnyttelsesgrad regnes i år, vurderes det, at den samlede ekstraktionsvarighed i Christensen & Christensen (2000) har været alt for kortvarig til at give et dækkende billede af en mulig varig frigivelse af stoffer.

Miljøstyrelsen er tilsyneladende heller ikke bekymret over de observerede frigivelser, idet man i pressemeddelelsen om projektet konkluderer følgende: ”*afsmitningen af stoffer i et vandværk er formentlig mindre, da der går mere vand gennem filtrene her end i laboratorietester*”.³¹

³¹ SE [HTTP://WWW.MST.DK/UDGIV/ARTIKLER/2000/00_115.HTM](http://www.mst.dk/udgiv/artikler/2000/00_115.htm)

Professor i vandforsyning Erik Arvin fra Danmarks Tekniske Universitet anser ikke frigivelsen af sporstoffer, som observeret af Christensen & Christensen (2000), for at være retvisende pga. den korte ekstraktionstid. Under aktiveringen af kullene dannes der en række salte, som under alle omstændigheder nødvendiggør en gennemskylning af nye aktive kulfiltre på 2-10 dage, inden det rensede vand ledes ud til forbrugerne. Erik Arvin anbefaler derfor, at man overfor leverandørerne af aktivt kul altid stiller krav til kullenes frigivelse af sporstoffer, ligesom det sker for andre hjælpestoffer, der bruges i vandbehandlingen.³²

Der er ikke fundet undersøgelser, som søger at afklare, om de observerede frigivelser af bl.a. tungmetaller ved korttidsforsøgene af Christensen & Christensen (2000) også er relevante i praksis, og om det i så fald er et varigt fænomen, eller om frigivelsen ophører eller mindskes efter en passende indkøringsperiode af kulfilteranlægget.

IMV har kontaktet de vandværker, der filtrerer med aktivt kul, for at undersøge, om der i praksis er problemer med udvaskningen af sporstoffer fra filtermaterialet.

På Frederiksberg Vandværk renses alt vand med aktivt kul, førend det ledes ud til forbrugerne.³³ Analyseresultater fra november måned 2002, en uge efter tilendebragt udskiftning af anlæggets kul³⁴, viser at koncentrationen af sporstoffer i det rensede vand for de fleste metaller vedkommende (antimon, bly, bor, cadmium, krom, kobber, kviksølv og selen) er under detektionsgrænsen. Koncentrationen af arsen var 0,38 µg/l, altså væsentligt under grænseværdien på 5. Det samme gjorde sig gældende for barium (65/700) og zink (0,005/0,1). Nikkel ligger lidt højere, men stadig under grænseværdien (16/20).³⁵

I Vindeby³⁶ og Landet³⁷, hvor vandet ligeledes renses med aktivt kul, har man analyseret det filtrerede vand for indhold af bl.a. arsen, bor og nikkel. For disse tre stoffer var koncentrationen væsentligt under grænseværdien i samtlige analyser. I Vindeby blev der skiftet kul i slutningen af 2001, altså ca. et halvt år før analyserne blev foretaget. Det har ikke været muligt at få præciseret tidspunkterne for kulskifte på anlægget i Landet.

³² PROFESSOR ERIK ARVIN, DTU. PERSONLIG KOMMUNIKATION 02.06.03.

³³ DRIFTSINGENIØR FLEMMING HANSEN, FREDERIKSBERG FORSYNING. BREV AF 03.06.03.

³⁴ DRIFTSINGENIØR FLEMMING HANSEN, FREDERIKSBERG FORSYNING. PERSONLIG KOMMUNIKATION 04.06.03.

³⁵ DET RELATIVT HØJE NIKKELINDHOLD I RENTVANDSPRØVERNE KAN HAVE VÆRET TILSTEDE ALLEREDE I RÅVANDET, OG BEHØVER IKKE NØDVENDIGVIS AT STAMME FRA EN FRIGIVELSE FRA FILTERET.

³⁶ GEOLOG JACOB QVORTRUP CHRISTENSEN, MILJØ- OG AREALAFDELINGEN, FYNS AMT. E-MAIL AF 07.07.03.

³⁷ DRIFTSLEDER JENS ERIK HVERGEL, SVENDBORG KOMMUNE. BREV AF 08.07.03.

Vandværkerne i Hvidovre³⁸, Bjerringbro³⁹, Breum³⁹ og Sjælsø⁴⁰ har ikke analyseret deres filtrerede vand for indhold af uorganiske sporstoffer.

Baseret på erfaringerne fra Frederiksberg, Vindeby og Landet er der altså ikke noget, der tyder på, at kulfiltrene i praksis frigiver sporstoffer. Dette ser endda ud til at gælde for kul, som kun har været i drift i en uge.

7.4 Flytning af kildeplads

7.4.1 Aktiviteter forbundet med etableringen af ny kildeplads

Når en eksisterende kildeplads nedlægges, og der i stedet etableres en erstatningskildeplads, vil der ifølge Jensen (2003) være tale om følgende hovedaktiviteter:

- Forundersøgelser (lokalisering og detailkortlægning af erstatningskildeplads)
- Sikring af det formelle grundlag (indvindingstilladelse, erstatningsaftaler, andre tilladelser, erhvervelse af arealer, tinglysning og indgåelse af de nødvendige aftaler i forbindelse med kildepladsbeskyttelse)
- Etablering af borer og udstyr på erstatningskildeplads
- Afvikling af oprindelig kildeplads (fjernelse af bygninger m.v., sløjfning af borer, afståelse af arealer, ophævelse af tinglysninger)
- Etablering af transportledninger

Hvis erstatningskildepladsen ligger længere fra vandbehandlingsanlægget end den oprindelige kildeplads, må der således påregnes ekstraudgifter til transport af råvand og vedligeholdelse af et længere ledningsnet.

Fra tid til anden bevares den forurenede kildeplads, og borerne anvendes som afværgeboringer.⁴¹ Dette forekommer i ca. 1/5 af de tilfælde, hvor en boring tages ud af drift pga. pesticider (HOH vand og Miljø A/S 1998 s. 19). Dette medfører varige driftsudgifter til drift af pumperne og eventuelt til rensning af det oppumpede vand.⁴² Derudover kan der forekomme ikke uvæsentlige driftsudgifter til betaling af vandafledningsafgifter.⁴³

³⁸ FORSYNINGSCHEF CARSTEN RAAD PEDERSEN, HVIDOVRE KOMMUNE. E-MAIL AF 20.06.03.

³⁹ OVE NØRREGAARD, VIBORG AMT. PERSONLIG KOMMUNIKATION. 21.07.03

⁴⁰ AKADEMIINGENIØR ANNIKA LINDHOLM, GENTOFTE KOMMUNE. E-MAIL AF 11.07.03

⁴¹ DER PUMPER FORTSAT GRUNDEVAND FRA BORINGERNE. DETTE GØRES BL.A. FOR AT FORHINDRE, AT FORURENINGEN BREDER SIG.

⁴² I VISSE TILFÆLDE ER KONCENTRATIONEN AF BAM LAVERE I DET OPPUMPETE GRUNDEVAND, END DET ER I RECIPIENTEN. DETTE ER F.EKS. TILFÆLDET I VIBORG (VANDVÆRK CITY), HVOR AFVÆRGE-OPPUMPET VAND UDLEDES TIL EN SØ. KONCENTRATIONEN AF BAM I SØEN ER HØJERE END KONCENTRATIONEN I DET OPPUMPETE VAND. PÅ TRODS AF DETTE SKAL VAN-

Der må altså i visse tilfælde påregnes øgede driftsomkostninger, når kildepladsen flyttes.

7.4.2 Afstande til ny kildeplads

Etablering af transportledninger vil selv ved relativt små afstande til den nye kildeplads udgøre en væsentlig del af omkostningerne. Hvis erstatningskildepladsen er tilstrækkelig langt væk, vil der som følge heraf være store økonomiske ekstraudgifter ved at flytte kildepladsen.

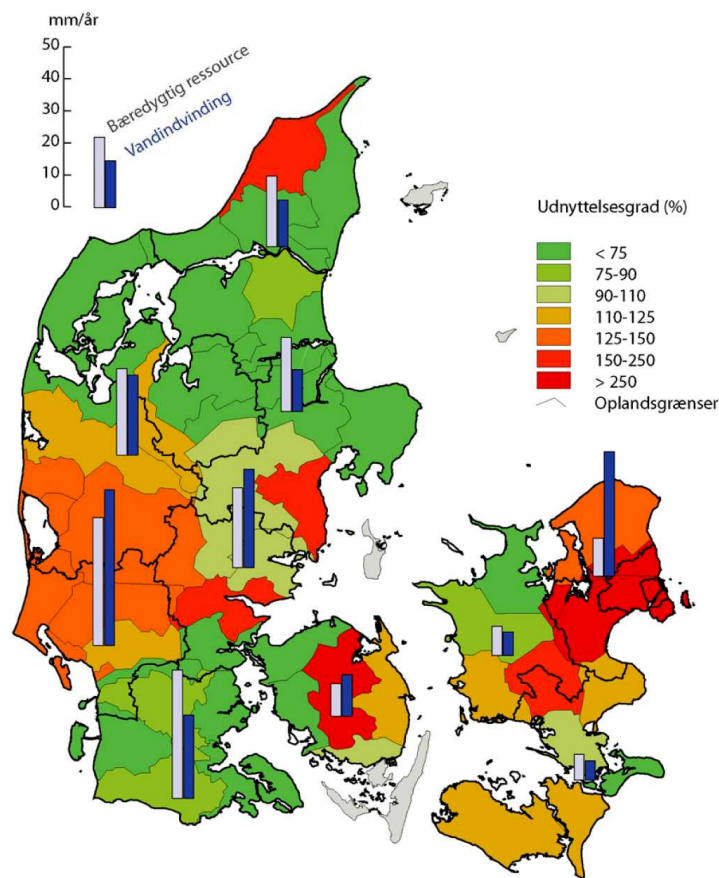
Afstanden fra vandværket til den nye kildeplads afhænger dels af vandværkets geografiske placering, dels af vandværkets størrelse.

Figur 5 viser udnyttelsesgraden af grundvandsressourcen, når der tages hensyn til grundvandsforurening og til naturtilstanden i vandløb og søer. Heraf ses det, at grundvandsressourcen under disse forudsætninger i dele af landet i dag er overudnyttet. Dette gælder specielt i hovedstadsregionen, hvor det er særligt vanskeligt at finde nye bæredygtige kildepladser. I Provinsen er grundvandsressourcen generelt mindre presset. Set i forhold til situationen i hovedstadsregionen, vil der her typisk være kortere til egnede placeringer af nye kildepladser.

DET RENSES MED AKTIVT KUL, FØR DET LEDES UD I SØEN. PERSONLIG KORRESPONDANCE ULRIK VESTERGAARD, ENERGI-VIBORG D. 17.07.2003.

⁴³ KØBENHAVNS ENERGI AFVÆRGE PUMPER F.EKS. FOR BAM PÅ VALLENSBÆK KILDEPLADS TIL KLOAKSYSTEMET. DER AFVÆRGE PUMPER CA. 120.000 M³/ÅR, OG PRISEN ER CA. 550.000 KR/ÅR, SVARENDE TIL EN ENHEDSOMKOSTNING PÅ CA. 4,6 KR/M³. KILDE: MIKAEL LANDT, KØBENHAVNS ENERGI.

FIGUR 5. ILLUSTRATION AF UDNYTTESGRADEN AF VANDRESSOURCEN I DANMARK.



KILDE: HENRIKSEN & SONNENBORG (2003).

Muligheden for at anlægge store kildepladser i en given afstand fra vandværket må forventes at være mindre, end den er for at anlægge mindre kildepladser. Afstanden til erstatningskildepladser må derfor forventes at være større for store vandforsyningsanlæg end for små anlæg.

Miljøstyrelsen (1997c) angiver estimater for afstande til erstatningskildepladser som gengivet i Tabel 11. Det har efter henvendelse til rapportens forfattere dog ikke været muligt at fremskaffe dokumentationen for de angivne afstande. Disse afstande vil derfor ikke blive anvendt i denne rapport.

TABEL 11. AFSTAND TIL ERSTATNINGSKILDEPLADS, SOM ANGIVET I MILJØSTYRELSEN (1997C)⁴⁴

ANLÆGSSTØRRELSE	STORKØBENHAVN	PROVINSEN
	KM	KM
> 1 MIO. M ³ /ÅR	45	25
100.000-1 MIO. M ³ /ÅR	35	15
10.000-100.000 M ³ /ÅR	2	2

KILDE: MILJØSTYRELSEN (1997C).

Til brug for denne rapport har IMV fået foretaget beregninger af omkostninger ved flytning af kildepladser hos Krüger A/S (Jensen 2003). I disse beregninger opereres med afstande til alternative kildepladser, som er væsentligt lavere end afstandene i Miljøstyrelsen (1997c), se Tabel 12.

TABEL 12. AFSTAND TIL ERSTATNINGSKILDEPLADS SOM ANGIVET AF JENSEN (2003).

ANLÆGSSTØRRELSE	STORKØBENHAVN	PROVINSEN
	KM	KM
> 1 MIO. M ³ /ÅR	15	10
100.000-1 MIO. M ³ /ÅR	3	2
10.000-100.000 M ³ /ÅR	1	1

KILDE: KRÜGER A/S (JENSEN 2003).

Afstandene i Jensen (2003) er forfatterens vurdering af realistiske størrelsesordner for afstandene, men det understreges at spredningen vil være stor.

For bl.a. at validere afstandene i Tabel 11 og Tabel 12 har IMV rettet henvendelse til de 358 identificerede BAM-ramte vandforsyningsanlæg, for at indhente oplysninger om længden af nyopført råvandsledning i forbindelse med allerede gennemførte og planlagte kildepladsflytninger (se spørgeskemaundersøgelsens resultater i Appendiks, afsnit 12.3).

29 vandværker rapporterer om planer om eller allerede gennemførte kildepladsflytninger. 24 af disse oplyser om længden af nyopført råvandsledning. Ifølge spørgeskemaundersøgelsens resultater varierer afstandene til en alternativ kildeplads betragteligt. For de mindre anlæg (0,01-0,1 mio. m³/år) angives afstande på helt ned til 20 meter og op til 3 km. Gennemsnittet af de 9 angivne afstande er 1,5 km. For anlæg i mellemkategorien (0,01-0,1 mio. m³/år) angives afstande fra 500 meter til 8 km. Gennemsnittet af de 14 angivne afstande er 3 km. For de store anlæg (>1 mio. m³/år) er der kun indkommet en enkelt besvarelse indeholdende afstande til en alternativ kildeplads. Afstanden var her 35 km.

⁴⁴ DE VISTE AFSTANDE ER FRA UDVIKLINGSTENDENS B, HVOR RENSNING MED AKTIVT KUL IKKE ANVENDES.

Der er altså væsentlig usikkerhed om afstande til alternative kildepladser. Særligt for anlæg i mellemkategorien, hvortil en stor del af de BAM-ramte anlæg hører (Se Tabel 7 og Tabel 8), er afstandene i Miljøstyrelsen (1997c) (15-35 km) betydeligt højere end resultatet af spørgeskemaundersøgelsen (3 km) og afstandene i Jensen (2003) (2-3 km).

Spørgeskemaundersøgelsens resultat baserer sig for kategorien (0,1-1 mio. m³/år) på i alt 14 besvarelser. Hvorvidt disse besvarelser, som repræsenterer 12 gennemførte og 2 planlagte kildepladsflytninger, giver et dækkende billede af afstande ved fremtidige kildepladsflytninger, kan ikke afgøres på det foreliggende grundlag. Det kan dog ikke udelukkes, at besvarelserne i et vist omfang stammer fra vandværker, der har haft tilgængelige grundvandsressourcer i umiddelbar nærhed af den eksisterende kildeplads, men i mindre grad fra vandværker, hvor en alternativ kildeplads skal søges længere væk. Hvis kildepladsen skal søges meget langt borte er denne muligvis ikke lokaliseret endnu, hvorfor vandværket ikke har kunnet besvare spørgeskemaet. I så fald underestimerer spørgeskemaundersøgelsen afstande til fremtidige kildepladser.

Meget tyder dog på, at gennemsnitlige afstande til alternative kildepladser normalt vil være mindre end antaget af Miljøstyrelsen (1997c).

8 ØKONOMISKE OMKOSTNINGER VED AFVÆRGETILTAG

I dette afsnit foretages en beregning af omkostninger ved rensning på det enkelte vandforsyningsanlæg (se Kapitel 8.3). Herefter foretages en tilsvarende en beregning af omkostninger ved flytning af kildeplads (se Kapitel 8.4). Fælles for disse beregninger er, at der indgår omkostninger, der er forskudt i tid. Kapitlet indledes derfor med en diskussion af diskontering og af tidshorizonten for beregningerne (se Kapitel 8.1 og 8.2).

Formålet med beregningerne er at kunne sammenligne de budget-økonomiske konsekvenser af de to afværgetiltag. Der ses kun på omkostninger ved de to tiltag, der begge opfylder målsætningen om drikkevand med BAM-indhold under grænseværdierne. Der er altså tale om en cost/effectiveness-analyse. Der er ikke tale om en velfærdsøkonomisk tilgang til problemstillingen. Omkostningerne angives i faktorpriser og er altså eksklusiv moms.

8.1 Diskontering

Når man ønsker at opgøre økonomiske konsekvenser af aktiviteter, som optræder forskudt i tid, er der blandt økonomer enighed om, at det er nødvendigt at diskontere (se f.eks. Freeman (1993) og Arrow et al. (1996)). Gennem diskontering tilpasses fremtidige værdier af en aktivitet til sammenlignelige nutidige beløb. Således vægtes omkostninger længere ude i fremtiden lavere end omkostninger, som optræder i dag og i den nære fremtid. Benyttes en høj og konstant diskonteringsfaktor, bliver nutidsværdien af omkostninger langt ude i fremtiden mindre, end hvis en lavere diskonteringsrate anvendes.

Behovet for at diskontere skyldes tilstedeværelsen af en positiv tidspræference samt en faldende marginalproduktivitet af kapital som følge af en forventet økonomisk vækst og teknologisk udvikling (Arrow et al. 1996).⁴⁵

Bekæmpelse af vandværkernes BAM-problemer kræver forholdsvis store anlægsinvesteringer, og de penge, som anvendes i den forbindelse, kunne ved alternativ anvendelse have opnået et afkast andetsteds. Derfor anvendes i denne budgetøkonomiske analyse en diskonteringsrate på 6 % som standard og 3 % i følsomhedsberegningerne (se Kapitel 8.5). Denne fremgangsmåde er i overensstemmelse med Finansministeriets anbefaling (Se Finansministeriet 1999).

8.2 Tidshorizonten for beregningerne

Beregningerne gennemføres med en 60 års tidshorizont i forhold til iværksættelsen af afværgetiltaget. Tidshorizonten er valgt under hensyntagen til hidtidige antagelser om BAM-forureningens varighed og forventede levetider på anlægsinvesteringerne i de to afværgetiltag.

8.2.1 Varighed af BAM-forureningerne

På sandede lokaliteter er der normalt gode betingelser for at pesticider nedbrydes. Hertil kommer, at sandjordens evne til at binde pesticiderne er relativt ringe, hvorfor opholdstiden vil være lav. Transport i moræneler adskiller sig fra transport i sand, især fordi der i lerede jorde er større mulighed for såkaldte makroporestrømninger. Vandet kan altså flyde igennem sprækker i lerlaget. Dette giver mulighed for en meget kompleks transportvej, der besværliggør en vurdering af, om et område er følsomt overfor udvaskning af pesticider.

Relativt mange fund af BAM i grundvandet i de østjyske amter og i Fyns amt, hvor der forekommer relativt tykke dæklag af moræneler, viser at det kan være vanskeligt at lave generelle forudsigelser om et områdes sårbarhed alene ud fra oplysninger om jordbundens eventuelle lerlag (HOH vand og Miljø A/S et al. 2002 s. 34).

Hvis man skal foretage en præcis fremskrivning af udviklingen i BAM-forureningen i Danmark kræves altså et nøje kendskab til kildestyrker, jordbundsforhold mv. for hele landet. En så omfattende dataindsamling har ikke været mulig i nærværende rapport.

De øverste jordlags restpulje af dichlobenil repræsenterer kun ca. 1 % af den samlede mængde dichlobenil, som er blevet anvendt igennem årene. Langt den største del er altså allerede nedbrudt til BAM, hvorefter det må antages at være udvasket. Beregninger viser dog, at restkoncentrationerne af dichlobenil stadig vil kunne give anledning til nogen BAM-dannelse og -nedsvivning fremover, og at forureningerne derfor vil kunne vare i en årrække. Således har tidligere prognoser for BAM-forureningen opereret med tidshorisonter i beregningerne helt frem til 2080 (HOH vand og Miljø A/S et al. 2002).

⁴⁵ ØKONOMISK VÆKST I SAMFUNDET MEDFØRER, AT FREMTIDIGE GENERATIONER BLIVER RIGERE, END VI ER I DAG. DEN POSITIVE TIDSPRÆFERENCE INDEBÆRER, AT VI HELLERE VIL INVESTERE I PROJEKTER, SOM VI FÅR GLÆDE AF I DAG END I PROJEKTER, SOM VI FÅR GLÆDE AF I FREMTIDEN, DA VI I DAG ER FATTIGERE, END VI VIL VÆRE I FREMTIDEN.

BAM har hidtil være anset for at være vanskeligt at nedbryde. HOH vand og Miljø A/S et al. (2002) fandt således, at der stort set kun forekommer nedbrydning af BAM i overjord (ned til 75 cm), mens nedbrydningen af BAM i dybereliggende lag og grundvandsmagasiner ikke var signifikant. Modelleringen udført i det nævnte projekt viste dog, at de målte nedbrydningshastigheder i overjorden var så langsomme sammenholdt med BAM's korte opholdstid i denne zone, at det var uden praktisk betydning for varigheden af BAM-forureningen.

I forbindelse med et igangværende specialeprojekt på GEUS har man fundet en overjord, som er i stand til at nedbryde BAM. Nedbrydningen er fuldstændig (der dannes ikke nye nedbrydningsprodukter), og i forhold til tidligere undersøgelser ser nedbrydningen ud til at gå hurtigere. Fundet stammer dog fra en jordprøve med en meget høj koncentration af BAM og ændrer derfor ikke umiddelbart på den hidtidige opfattelse af, at BAM ikke nedbrydes i dybere jordlag og i grundvandsmagasinerne.⁴⁶

Det er derfor rimeligt at antage, at der vil være behov for afværgetiltag overfor BAM-forureninger i mange år frem i tiden.

8.2.2 Forventede levetider af anlægsinvesteringer

Både kulfilteranlæg og anlæg af nye kildepladser består af en række forskellige komponenter med varierende levetid. Transportledninger til råvand og bygninger til at huse de tekniske installationer udgør en stor del af anlægsinvesteringerne, og disse investeringer vil have en forholdsvis lang levetid (f.eks. 60 år). Herimod vil tekniske installationer, herunder kulfiltret, visse el-installationer, råvandspumper, stigrør mv. have en kortere forventet levetid (f.eks. 20-30 år).⁴⁷

Ved beregninger over kortere tidshorisonter (f.eks. 20 år) vil der således være dele af anlægsinvesteringerne, der repræsenterer en restværdi ved periodens afslutning og en direkte sammenligning af de to tiltags omkostningerne skal derfor gennemføres med forbehold. Sammenlignes derimod over en 60 års periode, sikres det, at investeringerne i anlæg for flytning af kildepladser er fuldt afskrevet. Dette betyder dog, at den maskinelle og elektroniske del af kulfilterinstallationen skal fornyes efter 20 og 40 år.⁴⁸ Ligeledes vil en 60 års tidshorizont dække selv meget langvarige BAM-forureninger.

⁴⁶ SENIORFORSKER JENS AAMAND, GEUS. PERSONLIG KOMMUNIKATION 02.12.2003

⁴⁷ MAX JENSEN, KRÜGER A/S. E-MAIL AF 07.11.03.

⁴⁸ DISSE DELINVESTERINGER BELØBER SIG TIL CA. 50% AF DEN SAMLEDE ANLÆGSINVESTERING VED ANLÆGGETS OPFØRELSE.

Der medregnes *ikke* geninvesteringer i løbet af 60 års perioden for flytning af kildepladser, idet sådanne investeringer også skal foretages på den oprindelige kildeplads, som forudsættes at levere vandet i tilfældet med rensning med aktivt kul.

8.3 Omkostninger ved rensning

Anlægsudgifterne og udgifterne til drift ved rensning af vand er afhængige af mængden af det vand, anlægget skal filtrere, og er generelt moderate. Vandværket vil endvidere få løbende udgifter til udskiftning af kul, prøvetagning af indløbs- og afgangsvand fra filteret, elektricitet til drift af eventuelle pumper og UV-lys samt udskiftning af UV-lamper. Det antages, som tidligere nævnt, at der renses over en periode på 60 år. Herved skal anlægget opføres som et permanent anlæg.⁴⁹

Til beregning af omkostninger til drift og anlæg af kulfiltrene vil der i denne rapport blive anvendt priser fra Jensen (2003). Beregninger i Jensen (2003) tager udgangspunkt i beregningerne i Arvin et al. (1998) og er tilpasset de gennemsnitsstørrelser af anlæg, som anvendes i denne rapport og fremskrevet til 2003-prisniveau vha. engros-prisindekset.

Priserne i Jensen (2003) er baseret på udførlige teoretiske overvejelser. Som det vil fremgå nedenfor, er priserne dog relativt høje, sammenlignet med hvad det har kostet at rense for BAM i de få tilfælde, hvor man har anvendt eller anvender filtrering med aktivt kul i Danmark. Men da erfaringsgrundlaget for filtrering med aktivt kul i Danmark endnu er relativt begrænset, anvendes i denne rapport priserne i Jensen (2003) som et overkantsestimat af, hvad det koster at rense vand med aktivt kul.

8.3.1 Anlæg

Anlægsomkostningerne omfatter overordnet set følgende:

- Maskinelle komponenter
- Elektroniske komponenter
- Bygnings- og anlægsarbejder
- Rådgivning, projektering og tilsyn

De antages som nævnt, at de maskinelle og elektroniske komponenter har en levetid på 20 år. De skal derfor udskiftes efter 20 og 40 år i beregningernes 60-årige tidshorisont. Disse to

⁴⁹ I ARVIN ET AL. (1998) SKELNES DER MELLEMLIGT AKUTTE ANLÆG MED EN LEVETID PÅ 1-2 ÅR, MIDLERTIDIGE ANLÆG MED EN LEVETID PÅ 5-10 ÅR OG PERMANENTE ANLÆG MED EN LEVETID PÅ >10 ÅR.

delkomponenter udgør ca. 50% af den samlede anlægsinvestering. Beregningen af nutidsomkostningerne vil derfor indeholde summen af en samlet anlægsinvestering, diskonterede investeringer i maskinelle og elektroniske komponenter efter 20 og 40 år og diskonterede omkostninger til drift i alle beregningens 60 år.

For en nærmere specifikation af, hvad anlægsomkostningerne omfatter, henvises til Arvin et al. (1998, appendiks 4).

De anvendte anlægsomkostninger er opsummeret i Tabel 13.

TABEL 13. ESTIMEREDE ANLÆGSOMKOSTNINGER VED ETABLERING AF ET AKTIV KULFILTERANLÆG.

ANLÆGSSTØRRELSE MIO. M ³ /ÅR	GENNEMSNITLIG ESTIMERET	
	ANLÆGSSTØRRELSE	ANLÆGSOMKOSTNING
	MIO. M ³ /ÅR	MIO. KR.
> 1	2,0	6,4
0,1-1	0,3	2,4
0,01-0,1	0,04	0,62

KILDE: JENSEN (2003) OG DATA FRA GEUS.

8.3.2 Drift

Jensen (2003) har beregnet driftsomkostninger for kulfilteranlæg i de tre størrelseskategorier (se Tabel 14).

TABEL 14. OMKOSTNINGER FORBUNDET MED DRIFT AF KULFILTERANLÆG.

DRIFTSOPGAVE	0,01– 0,1 MIO. M ³ /ÅR	0,1– 1 MIO. M ³ /ÅR	> 1 MIO. M ³ /ÅR
UDSKIFTNING AF KUL (KR./M ³)	0,11	0,11	0,11
ANDRE UDGIFTER (ELUDGIFTER, VEDLIGEHOLDELSE OG VANDPRØVER) (KR./M ³)	0,35	0,27	0,25
TOTAL (KR./M ³)	0,46	0,38	0,36
TOTAL ÅRLIG DRIFTSOMKOSTNING (MIO. KR./ÅR) ⁵⁰	0,018	0,12	0,72

KILDE: JENSEN (2003) OG DATA FRA GEUS.

Omkostningerne til udskiftning af kul afhænger af kullenes levetid og mængden af kulfiltermateriale i det pågældende anlæg. Kullenes levetid afhænger bl.a. af den hydrauliske opholdetid og vandets indhold af organisk stof.

⁵⁰ BEREGNET VHA. DEN GENNEMSNITLIGE ANLÆGSSTØRRELSE I DE TRE STØRRELSESKATEGORIER (2.0, 0.3 OG 0.04 MIO. M³/ÅR).

I beregningerne anvendes priser for anlæg med en hydraulisk opholdstid på 10 minutter. Dette anses af Arvin et al. (1998) for at være passende for drikkevandsanlæg, der generelt behandler svagt forurenet vand.

Filtrene antages opstillet parallelt. Dette anses for den mest realistiske filterkonfiguration, på trods af at seriekoblede filtre yder større sikkerhed mod gennembrud af filteret. Dette skyldes, at etablering af seriekoblede filtre medfører større anlægsomkostninger. Man kompenserer for den formindskede sikkerhed imod gennembrud af filteret på de parallelt opstillede filtre ved prøvetagninger forskellige steder på filteret (se Arvin et al. (1998) afsnit 4.3.)

Der medtages ikke udgifter til drift af UV-lamper (el og udskiftning) i Arvin et al. (1998), idet UV-behandling af Arvin et al. (1998) kun anbefales under indkøring af filteret og ikke under drift. UV-belysning er dog i dag standard på de eksisterende danske kulfilteranlæg (se Kapitel 7.3.3.2), og det synes i dag derfor rimeligt at medtage disse omkostninger. De driftsomkostninger, som anvendes i denne rapport, er dog generelt høje i forhold til de danske erfaringer (se Kapitel 8.3.3). Prisen for drift af UV-lys kan derfor med rimelighed siges at være inkluderet i de anvendte priser.

8.3.3 Danske erfaringer

I Tabel 15 er listet omkostningerne til rensning for BAM på de danske kulfilteranlæg, hvorfra det har været muligt at fremskaffe oplysninger.

TABEL 15. OMKOSTNINGER TIL ANLÆG OG DRIFT AF KULFILTERANLÆG.⁵¹

KATEGORI	10.000 – 100.000 M ³ /ÅR	100.000 – 1 MIO. M ³ /ÅR			> 1 MIO. M ³ /ÅR
	LANDET	KLOVBORG ⁵²	VINDEBY	DALUM (SOM BUDGETTERET) ⁵³	HJØRRING (SOM BUDGETTERET)
KAPACITET AF ANLÆG M ³ /ÅR	57.000	135.000	145.000	1.000.000	1.300.000
ANLÆG MIO. KR.	0,4	0,75	0,5	1,25	5-6
DRIFT KR/ÅR					
EL ⁵⁴	-	6.000	-	-	-
ANALYSER	-	10.000-15.000	- ⁵⁵	-	-
UDSKIFTNING AF KUL	6.300	10.000	14.000	-	-
UDSKIFTNING AF UV-LYS	-	5.000	2.500	-	-
I ALT DRIFT KR.	-	31.000-36.000	26.500	150.000 ⁵⁶	-
I ALT DRIFT KR/M ³	-	0,23 – 0,27	0,18	0,15	0,25 ⁵⁶

- : IKKE SPECIFICERET

KILDER: LANDET: DRIFTSLEDER JENS ERIK HVERGEL, SVENDBORG KOMMUNE; KLOVBORG: ANNE KONRADSEN, KLOVBORG MEJERI; VINDEBY: DRIFTSLEDER JACOB Tjørntved Davidsen, Vindeby Vandforsyning; DALUM: DRIFTSCHEF ARNE SVENDSEN, ODENSE VANDSELSKAB; HJØRRING: SEKTIONSLEDER JAN ØSTERGAARD, HJØRRING KOMMUNE.

Landet Vandværk er det eneste anlæg i kategorien 10.000 – 100.000 m³/år. Den teoretisk beregnede anlægsomkostning på ca. 600.000 kr. (se Tabel 13) ligger over de specificerede 400.000 kr. fra Landet Vandværk.

Kendte og budgetterede anlægsomkostninger til kulfilterinstallationer på anlæg i den mellemste størrelseskategori (0,1 – 1 mio. m³/år) ligger i intervallet 0,5-1,25 mio. kr. Anlægsomkostningerne for samme størrelseskategori er estimeret til 2,4 mio. kr. i de teoretisk beregnede anlægsomkostninger. Også når der tages højde for indvindingsmængden, er anlægsomkostningerne for alle de eksisterende anlæg lavere end beregnet.

⁵¹ PÅ FREDERIKSBERG VANDFORSYNING RENSES IKKE FOR BAM, MEN FOR KULBRINTER . OMKOSTNINGERNE TIL UDSKIFTNING AF KUL ER LANGT HØJERE FOR KULBRINTER END FOR BAM. ERFARINGERNE FRA FREDERIKSBERG VEDRØRENDE UDGIFTER TIL KUL ER DERFOR IKKE DIREKTE RELEVANTE FOR DENNE RAPPORT, HVORFOR FREDERIKSBERG IKKE MEDTAGET HER. KILDE: DRIFTSINGENIØR FLEMMING HANSEN, FREDERIKSBERG-FORSYNING. PERSONLIG KOMMUNIKATION. 25.07.03

⁵² VANDFORSYNINGEN INDGÅR I MEJERIETS FØDEVAREPRODUKTION OG IKKE I DEN ALMENE VANDFORSYNING. VÆRKET SKAL DOG OPFYLDE SAMME KRAV TIL VANDETS KVALITET, SOM ALMENE VANDFORSYNINGSANLÆG.

⁵³ BEMÆRK AT DER HER KUN ER BUDGETTERET MED INSTALLATIONER TIL SELVE KULFILTERANLÆGGET OG IKKE TIL OPFØRELSE AF BYGNING.

⁵⁴ TIL EVENTUELLE PUMPER OG UV-LYS.

⁵⁵ UDGIFTEN TIL ELEKTRICITET OG ANALYSER ER TILSAMMEN SPECIFICERET TIL 10.000 KR/ÅR.

⁵⁶ DER FORELIGGER INGEN OPLYSNINGER OM FORDELINGEN AF DE FORSKELLIGE DRIFTSOMKOSTNINGER.

Der foreligger ingen danske erfaringer med kulfilteranlæg med en kapacitet svarende til den store størrelseskategori (>1 mio. m³/år). De budgetterede omkostninger til etablering af kulfilteranlæg på Hjørring Vandværk ligger dog markant højere end beregnet i Tabel 13, når der tages højde for anlægsstørrelse.

De anvendte anlægsomkostninger i Tabel 13 vurderes generelt at være overkantsskøn, idet 4 ud af 5 praktiske eksempler på anlægsomkostninger ligger lavere end dem, der er angivet i Tabel 13. Beregningerne i denne rapport angiver derfor et overkantsskøn for omkostningerne ved at rense.

Alle driftsomkostningerne for de danske anlæg er lavere end de beregnede (0,36-0,46 kr/m³) fra Jensen (2003) (se Tabel 14). Erfaringerne fra Klovborg og Vindeby viser, at udgifterne til udskiftning af UV-belysning udgør under 15% af de samlede driftsomkostninger. Anvendelse af estimerne fra Arvin et al. (1998) synes derfor på baggrund af de begrænsede danske erfaringer at være overkantsskøn, også selvom disse ikke inkluderer drift af UV-belysning.

8.3.4 Nutidsomkostninger ved rensning

Nutidsomkostningen ved rensning med aktivt kul beregnes som summen af anlægsomkostningerne ved opstart af rensning, diskonterede efterinstallationer af maskinelle og elektriske komponenter efter 20 og 40 år og diskonterede omkostninger til drift i en 60 års periode. Resultaterne er gengivet i nedenstående tabel.

TABEL 16. NUTIDSOMKOSTNINGER FOR ANLÆG OG DRIFT AF KULFILTERANLÆG. R=6%.

ANLÆGSSTØRRELSE MIO. M ³ /ÅR	GENNEMSNITLIG ANLÆGSSTØRRELSE MIO. M ³ /ÅR	NUTIDSVÆRDI AF DRIFT OG ANLÆG MIO. KR.
> 1	2,0	20,1
0,1-1	0,3	4,8
0,01-0,1	0,04	1,1

KILDE: JENSEN (2003) OG EGNE BEREGNINGER.

8.4 Omkostninger ved flytning af kildeplads

Flytning af en kildeplads indebærer betydelige anlægsomkostninger og begrænsede *ekstra* driftsomkostninger i forhold til driften af den oprindelige kildeplads (Se afsnit 7.4 for en mere uddybende beskrivelse af aktiviteterne). Det betyder f.eks., at der ikke indregnes omkostnin-

ger til udskiftning af pumper m.m., som ellers har en kortere levetid end beregningens 60-årige tidshorizont. Dette skyldes, at der vil være tale om tilsvarende omkostninger på den oprindelige kildeplads, hvis man vælger at rense.

Såvel prisen på anlæg som drift af en erstatningskildeplads afhænger i særlig grad af afstanden fra erstatningskildepladsen til vandbehandlingsanlægget.

I Miljøstyrelsen (1997c) findes der estimater for anlægsomkostningerne ved flytning af kildeplads. IMV har til brug for denne rapport anmodet Krüger A/S om at foretage nye opdaterede beregninger af omkostninger ved flytning af kildepladser (Jensen 2003).

Nedenfor gennemgås de af Jensen (2003) beregnede omkostninger. Resultaterne for anlægsomkostninger sammenlignes med resultaterne af spørgeskemaundersøgelsen.

8.4.1 Anlæg

Tabel 17 og Tabel 18 angiver anlægsomkostninger, som beregnet i Jensen (2003). Beregningerne er baseret på prisdatahåndbogen 'Vandforsyning' (Larsen et al. 2003). For at illustrere hvor stor betydning afstanden til erstatningskildepladsen har for anlægsomkostningerne, er der angivet anlægsomkostninger for forskellige udvalgte afstande.

Når en pumpeledning når en vis længde, vil energiomkostningerne blive så høje, at der med fordel kan investeres i en større ledningsdimension. Der er ikke foretaget en beregning af, hvornår dette skift bør foretages.

I forbindelse med anlæg af lange transportledninger, kan det blive aktuelt at overveje forhold omkring forsyningssikkerhed. En højere forsyningssikkerhed kan tilvejebringes ved at lægge 2 parallelle ledninger. Det er i beregningerne antaget, at der kun lægges en enkelt ledning.

TABEL 17. ANLÆGSOMKOSTNINGER VED FLYTNING AF KILDEPLADSER I STORKØBENHAVN.

ANLÆGS- STØRRELSE	AFSTAND TIL ERSTATNINGSKILDEPLADS, STORKØBENHAVN										
	1	2	3	4	5	8	10	12	15	20	25
MIO. M ³ /ÅR	ANLÆGSPRIS / MIO. KR.										
> 1	-	-	-	-	12	-	18	-	24	30	36
0,1-1	-	-	4,0	-	5,5	7,8	9,4	11	-	-	-
0,01-0,1	0,8	1,2	1,6	2,1	-	-	-	-	-	-	-

- : JENSEN (2003) ANGIVER IKKE OMKOSTNINGER FOR DENNE KOMBINATION AF ANLÆGSSTØRRELSE OG AFSTAND.
KILDE: JENSEN (2003).

TABEL 18. ANLÆGSKOSTNINGER VED FLYTNING AF KILDEPLADSER I PROVINSEN.

ANLÆGS- STØRRELSE	AFSTAND TIL ERSTATNINGSKILDEPLADS, PROVINSEN										
	1	2	3	4	5	8	10	12	15	20	25
MIO. M ³ /ÅR	ANLÆGSPRIS / MIO. KR.										
> 1	-	-	-	-	12	-	18	-	24	29	35
0,1-1	-	3,2	-	4,7	5,4	7,3	9,1	-	-	-	-
0,01-0,1	0,8	1,2	1,6	2,0	-	-	-	-	-	-	-

- : JENSEN(2003) ANGIVER IKKE OMKOSTNINGER FOR DENNE KOMBINATION AF ANLÆGSTØRRELSE OG AFSTAND.

KILDE: JENSEN (2003).

Det ses af tabellerne, at anlægskostningerne for en given afstand er en anelse højere i Storkøbenhavn end i provinsen. Dette skyldes hovedsagelig en højere gennemsnitlig arbejds løn i Storkøbenhavn sammenlignet med provinsen. Mere betydende for den forventede anlægspris er dog, at der forventeligt vil være længere til en erstatningskildeplads i Storkøbenhavn end i provinsen (se Kapitel 7.4.2).

8.4.2 Drift

Ved drift forstås de *forøgede* driftsomkostninger, som følge af at erstatningskildepladsen ligger længere væk fra vandværket end den oprindelige kildeplads.

Tabel 19 og Tabel 20 angiver de beregnede forøgede årlige driftsomkostninger, som beregnet af Jensen (2003). Beregningerne er baseret på prisdatahåndbogen 'Vandforsyning' (Larsen et al. 2003). For at illustrere hvor stor betydning afstanden til erstatningskildepladsen har for anlægskostningerne, er der angivet anlægskostninger for forskellige udvalgte afstande.

I beregningerne inkluderes forøgede udgifter til vedligeholdelse af rør, som en følge af forøget brudfrekvens og større udgifter til elektricitet til pumper pga. den forøgede pumpeafstand. Energiomkostninger til at løfte grundvandet fra pumpevandspejlet i borerne til indløbet på behandlingsanlægget er ikke medtaget, fordi dette er forudsat uændret i forhold til den nedlagte kildeplads.

Omkostninger til eventuel drift af afværgepumpning på den nedlagte kildeplads er ikke medtaget i beregningerne (se Kapitel 7.4.1)

TABEL 19. EKSTRA DRIFTSOMKOSTNINGER VED FLYTNING AF KILDEPLADSER I STORKØBENHAVN.

ANLÆGS- STØRRELSE	AFSTAND TIL ERSTATNINGSKILDEPLADS, STORKØBENHAVN										
	1	2	3	4	5	8	10	12	15	20	25
MIO. M ³ /ÅR	EKSTRA DRIFTSOMKOSTNING (1000 KR. PR. ÅR)										
>1	-	-	-	-	175	-	350	-	525	700	875
0,1-1	-	-	14	-	24	38	48	58	-	-	-
0,01-0,1	2	4	6	8	-	-	-	-	-	-	-

- : JENSEN(2003) ANGIVER IKKE OMKOSTNINGER FOR DENNE KOMBINATION AF ANLÆGSSTØRRELSE OG AFSTAND.
KILDE: JENSEN (2003).

TABEL 20. EKSTRA DRIFTSOMKOSTNINGER VED FLYTNING AF KILDEPLADSER I PROVINSEN.

ANLÆGS- STØRRELSE	AFSTAND TIL ERSTATNINGSKILDEPLADS, PROVINSEN										
	1	2	3	4	5	8	10	12	15	20	25
MIO. M ³ /ÅR	EKSTRA DRIFTSOMKOSTNING (1000 KR. PR. ÅR)										
>1	-	-	-	-	175	-	350	-	525	700	875
0,1-1	-	10	-	19	24	36	48	-	-	-	-
0,01-0,1	2	4	6	8	-	-	-	-	-	-	-

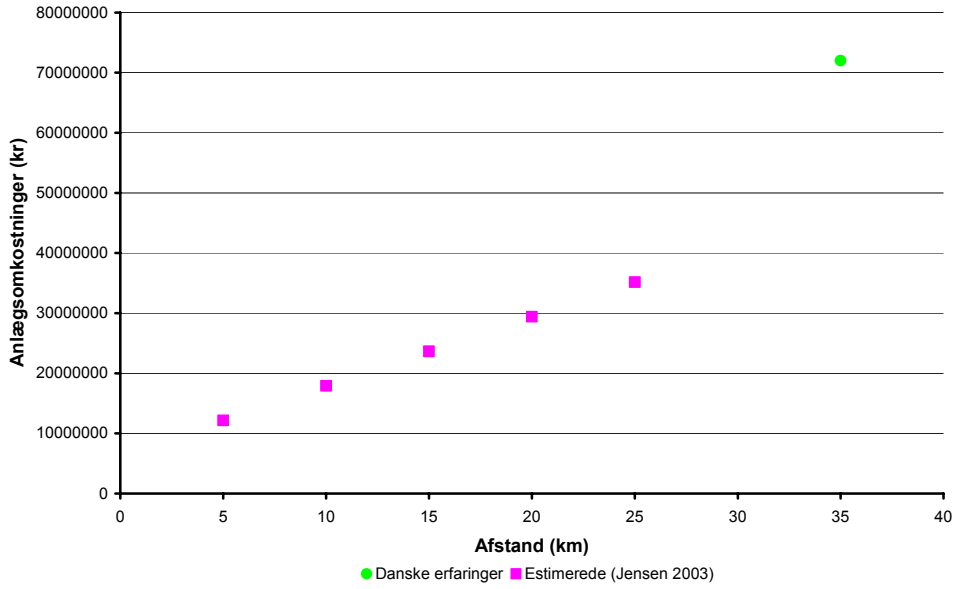
- : JENSEN(2003) ANGIVER IKKE OMKOSTNINGER FOR DENNE KOMBINATION AF ANLÆGSSTØRRELSE OG AFSTAND.
KILDE: JENSEN (2003).

Størstedelen af de ekstra driftsudgifter hidrører fra forøgede omkostninger til elektricitet til pumperne. For storkøbenhavnske anlæg i størrelseskategorien >1 mio. m³/år, som flytter kildepladsen 10 km, udgør de forøgede omkostninger til elektricitet til pumperne f.eks. 347.000 ud af 350.000 kr/år, svarende til 99% af de samlede driftsomkostninger. Denne udgift er uafhængig af geografisk placering, og der er derfor ikke markant forskel på de estimerede driftsudgifter for Storkøbenhavn og provinsen.

8.4.3 Danske erfaringer

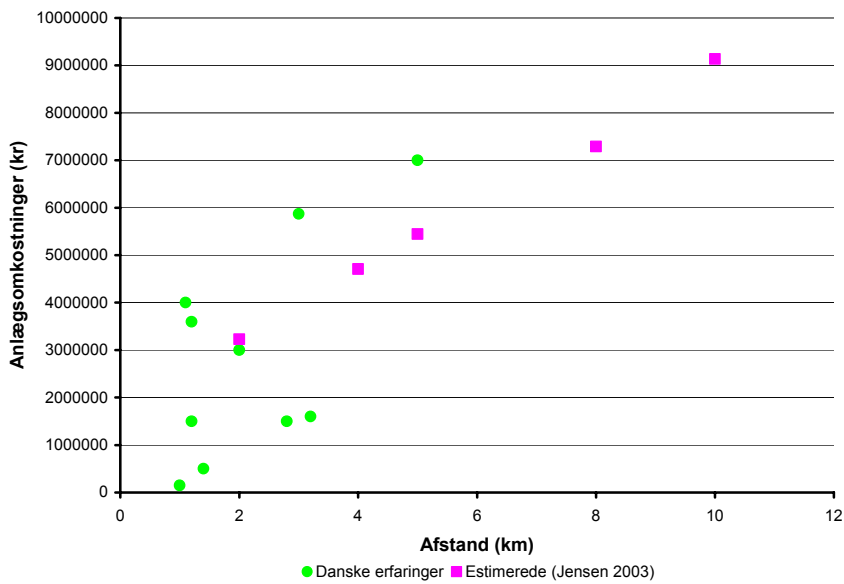
Det har ikke været muligt indenfor dette projekt at indhente erfaringer fra samtlige danske kildepladsflytninger. Dette afsnits oplysninger om danske erfaringer med flytning af kildepladser stammer derfor fra de 17 vandværker, som i besvarelsen af spørgeskemaundersøgelsen (se Appendiks, afsnit 12.3) oplyser anlægsomkostninger. I Figur 6 til Figur 8 ses en sammenligning af de danske erfaringer med anlægsomkostninger ved allerede gennemførte kildepladsflytninger og de af Jensen (2003) estimerede anlægsomkostninger.

FIGUR 6. ANLÆGSKOSTNINGER VED ALLEREDE GENNEMFØRTE FLYTNINGER AF KILDEPLADSER (>1 MIO. M³/ÅR).

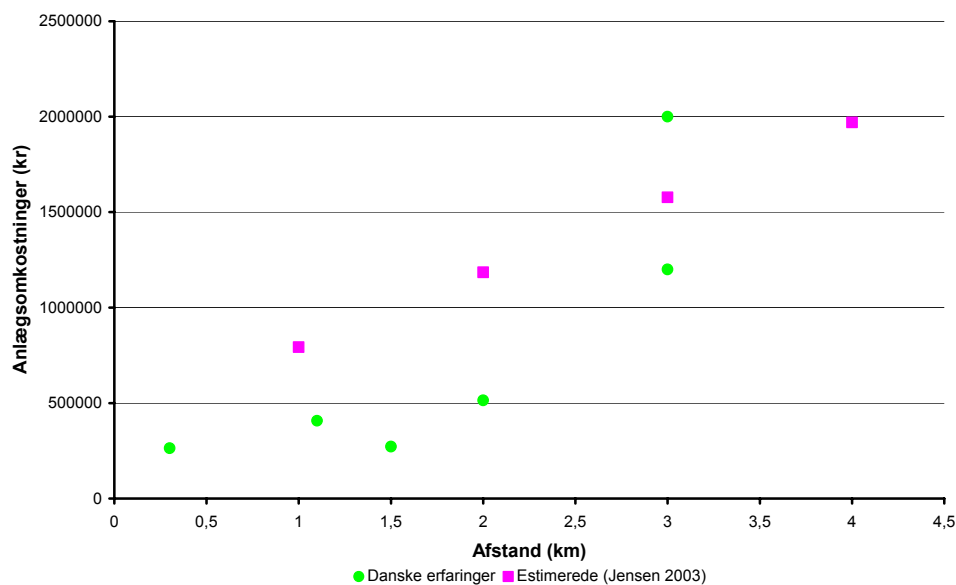


KILDE: JENSEN (2003) SAMT SPØRGESKEMAUNDERSØGELSE.

FIGUR 7. ANLÆGSKOSTNINGER VED ALLEREDE GENNEMFØRTE FLYTNINGER AF KILDEPLADSER (0,1-1 MIO. M³/ÅR).



KILDE: JENSEN (2003) SAMT SPØRGESKEMAUNDERSØGELSE.

FIGUR 8. ANLÆGSKOSTNINGER VED ALLEREDE GENNEMFØRTE FLYTNINGER AF KILDEPLADSER (0,01-0,1 MIO. M³/ÅR).

KILDE: JENSEN (2003) SAMT SPØRGESKEMAUNDERSØGELSEN.

Det ses af figurerne, at omkostningerne for allerede gennemførte kildepladsflytninger varierer betragteligt indenfor den enkelte størrelseskategori. En væsentlig årsag hertil er sandsynligvis, at den faktiske størrelse af kildepladsen varierer inden for størrelseskategorien. Der må dog også forventes en væsentlig variation alene pga. af lokale omstændigheder, som påvirker anlægsprisen, f.eks. omkostninger til nedgravning af transportledning i svært befæstede områder, som f.eks. under veje m.v. Ved særligt lange afstande lægges af hensyn til forsyningsikkerheden undertiden en dobbelt transportledning. Dette er f.eks. tilfældet ved kildepladsflytningen ved Esbjerg.

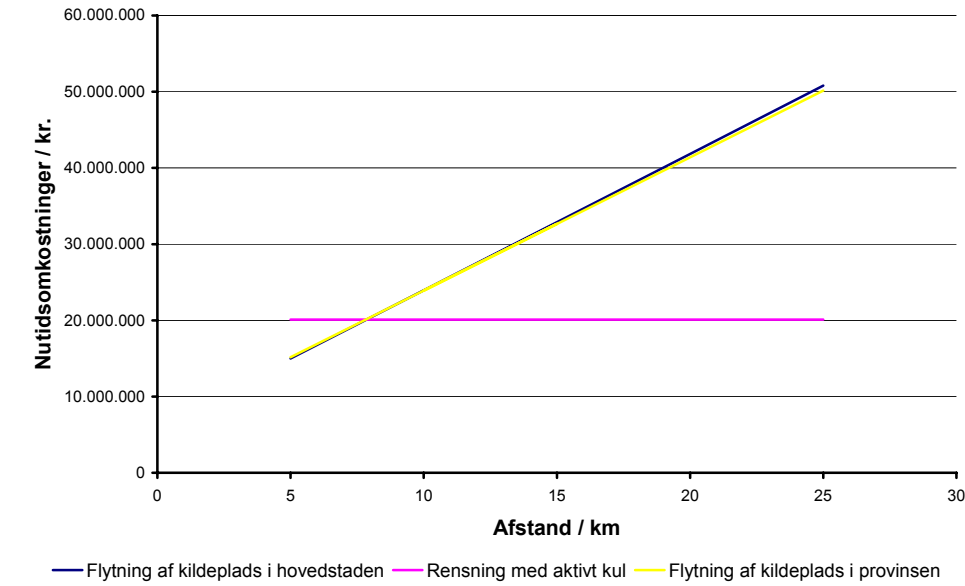
Generelt er der dog rimelig overensstemmelse imellem de af Jensen (2003) estimerede anlægsomkostninger og de faktiske omkostninger ved allerede gennemførte kildepladsflytninger.

Der er ikke indsamlet oplysninger om ekstraomkostninger til drift. Det er derfor ikke muligt at validere de beregnede driftsomkostninger (Tabel 19 og Tabel 20).

8.4.4 Nutidsomkostninger

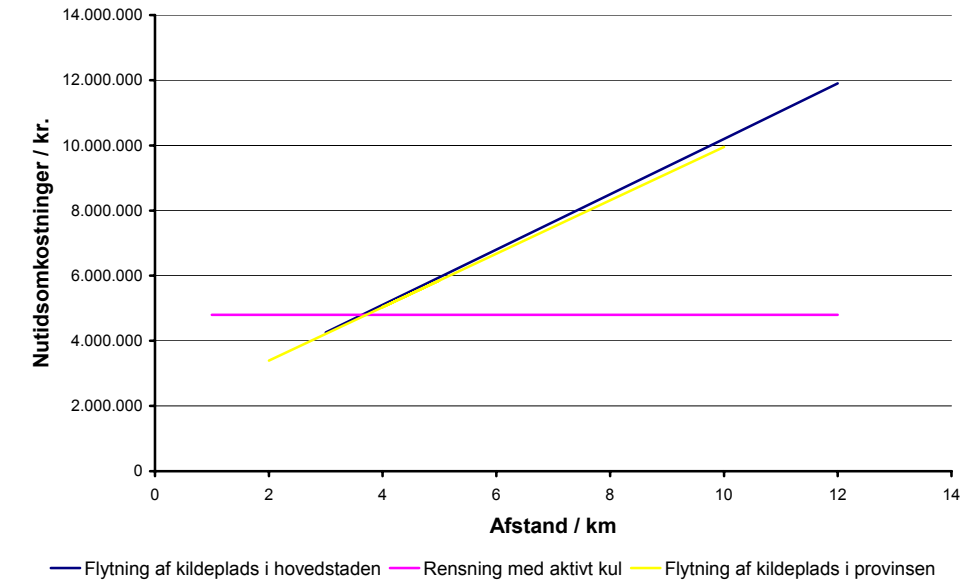
Nutidsomkostningerne beregnes som summen af anlægsomkostningerne og diskonterede omkostninger til drift i en 60 års periode (se Kapitel 8.1 og 8.2). Resultatet gengives i Figur 9 til Figur 11. Der anvendes en diskonteringsrate på 6% i standardberegningerne.

FIGUR 9. NUTIDSOMKOSTNINGER VED FLYTNING AF KILDEPLADSER OG VED RENSNING (> 1 MIO. M³/ÅR).

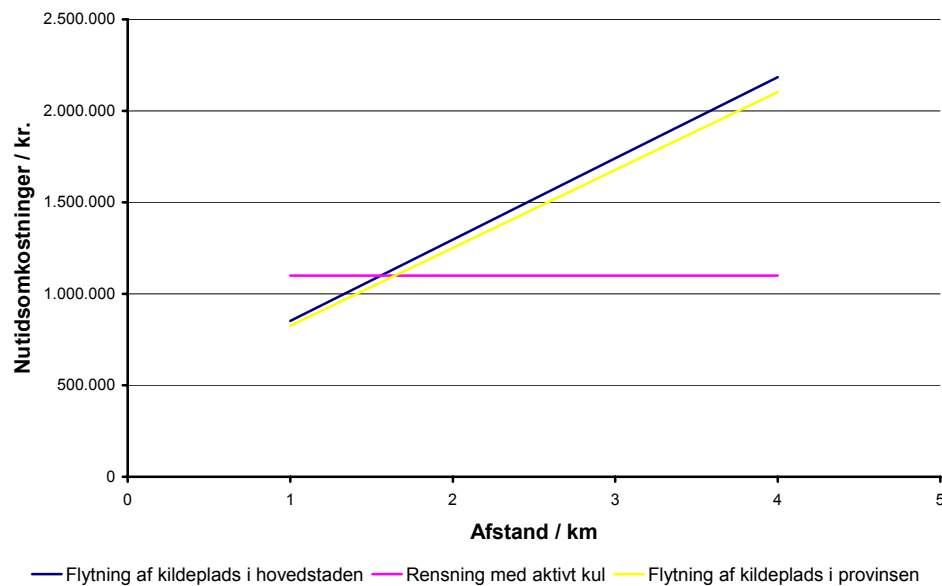


KILDE: JENSEN (2003) OG EGNE BEREGNINGER.

FIGUR 10. NUTIDSOMKOSTNINGER VED FLYTNING AF KILDEPLADSER OG VED RENSNING (0,1-1 MIO. M³/ÅR).



KILDE: JENSEN (2003) OG EGNE BEREGNINGER.

FIGUR 11. NUTIDSOMKOSTNINGER VED FLYTNING AF KILDEPLADSER OG VED RENSNING (0,01-0,1 MIO. M³/ÅR).

KILDE: JENSEN (2003) OG EGNE BEREGNINGER.

Det ses, at de beregnede omkostninger til rensning er højere end de beregnede omkostninger til flytning af kildepladser, såfremt den alternative kildeplads kan findes indenfor en vis afstand. For store anlæg (>1 mio. kr. pr. m³) bliver rensning billigst, hvis afstanden til den alternative kildeplads er mere end ca. 8 km. Denne afstand benævnes i det følgende *break-even-afstanden* (altså den afstand hvor de to afværgetiltage vil medføre lige store nutidsomkostninger). For anlæg i den mellemste størrelseskategori (0,1-1 mio. kr. pr. m³) er rensning billigst ved afstande over ca. 3,5 km. For de mindre anlæg (0,01-0,1 mio. kr. pr. m³) vil rensning være billigst ved afstande over ca. 1,5 km.

8.5 Følsomhedsanalyse: Ændret diskonteringsrate

I beregningerne anvendes en diskonteringsrate på 6%. I dette afsnit fremlægges resultaterne ved anvendelse af en diskoteringsrate på 3%.

Tabel 21 angiver resultatet af beregningerne for afværgetiltaget rensning.

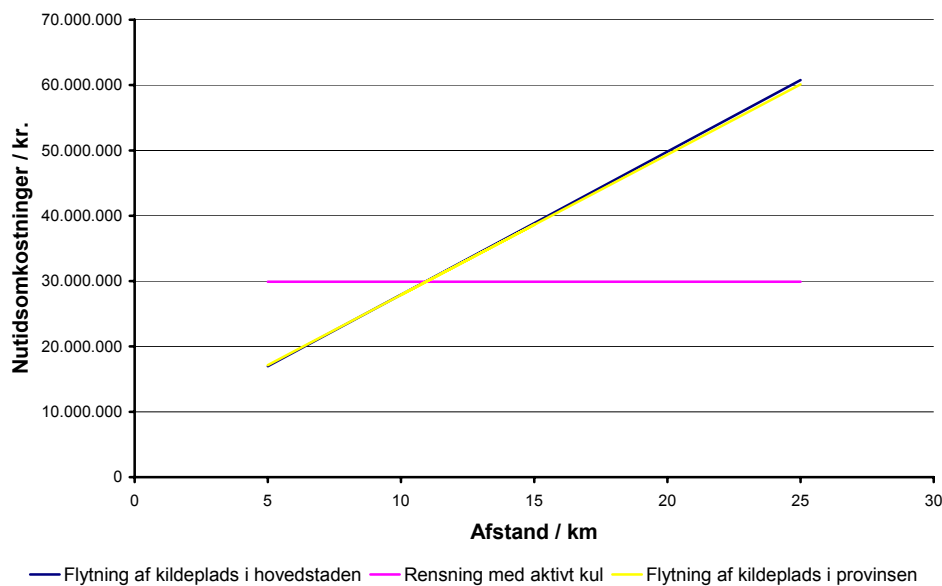
TABEL 21. NUTIDSOMKOSTNINGER FOR RENSNING VED ÆNDRET DISKONTERINGSRATE.

ANLÆGSSTØRRELSE MIO. M ³ /ÅR	NUTIDSOMKOSTNING FOR STANDARDBEREGNING R=6%	NUTIDSOMKOSTNING FOR FØLSOMHEDSBEREGNING R=3%
	MIO. KR.	MIO. KR.
> 1	20,1	29,9
0,1-1	4,8	6,6
0,01-0,1	1,1	1,4

KILDE: JENSEN (2003) OG EGNE BEREGNINGER.

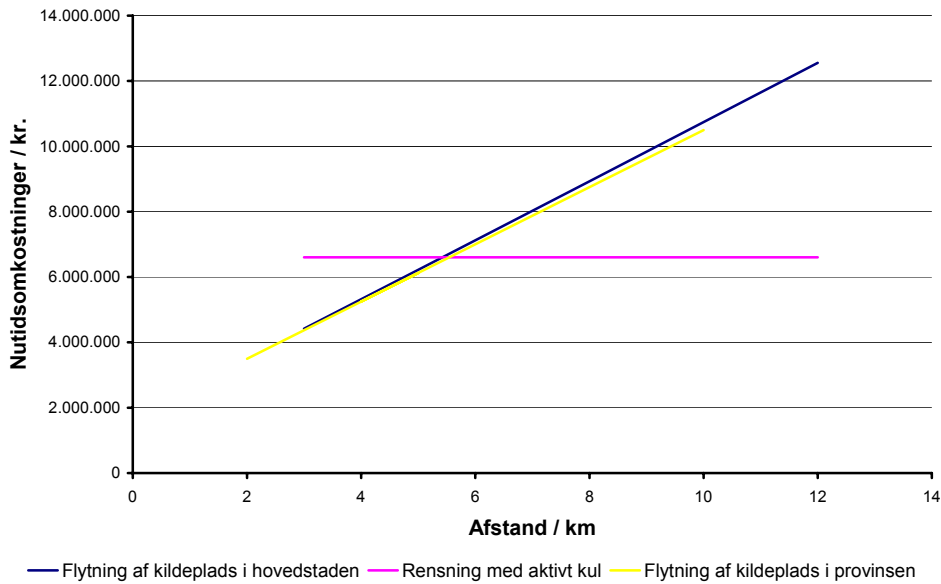
Det ses af tabellen, at nutidsomkostningerne er højere end i tabel 16. Dette skyldes den lavere diskontering.

Figur 12, 13 og 14 viser de beregnede nutidsomkostninger for flytning af kildepladser og rensning med diskonteringsraten 3%.

FIGUR 12. NUTIDSOMKOSTNINGER VED FLYTNING AF KILDEPLADSER OG VED RENSNING (> 1 MIO. M³ /ÅR).

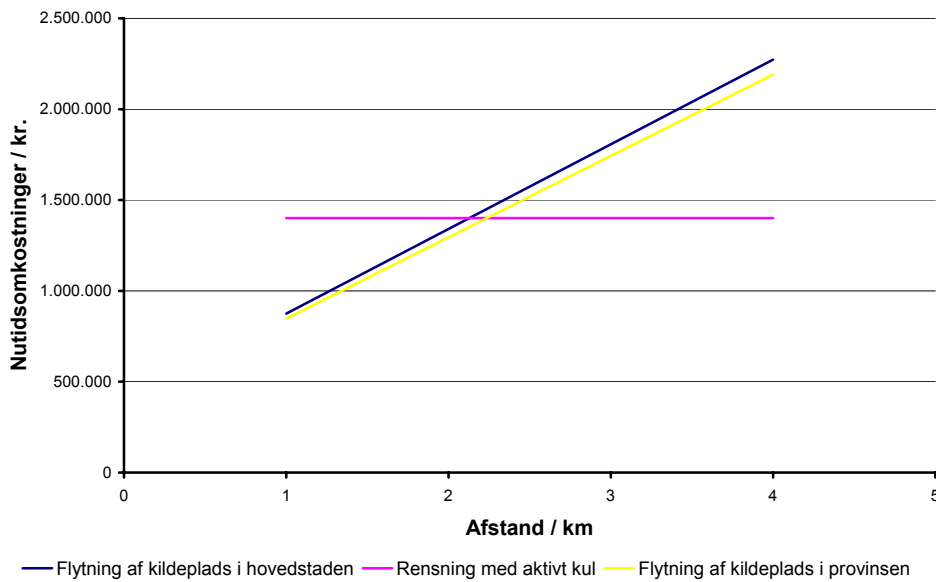
KILDE: JENSEN (2003) OG EGNE BEREGNINGER.

FIGUR 13. NUTIDSOMKOSTNINGER VED FLYTNING AF KILDEPLADSER OG VED RENSNING (0,1- 1 MIO. M³/ÅR).



KILDE: JENSEN (2003) OG EGNE BEREGNINGER.

FIGUR 14. NUTIDSOMKOSTNINGER VED FLYTNING AF KILDEPLADSER OG VED RENSNING (0,01-0,1 MIO. M³/ÅR).



KILDE: JENSEN (2003) OG EGNE BEREGNINGER.

Det ses, at break-even-afstandene stiger til ca. 11, 5,5 og 2,5 km ved den ændrede diskontering. Dette skyldes den højere nutidsværdi af driftsudgifter og reinvesteringer for afværgetil-

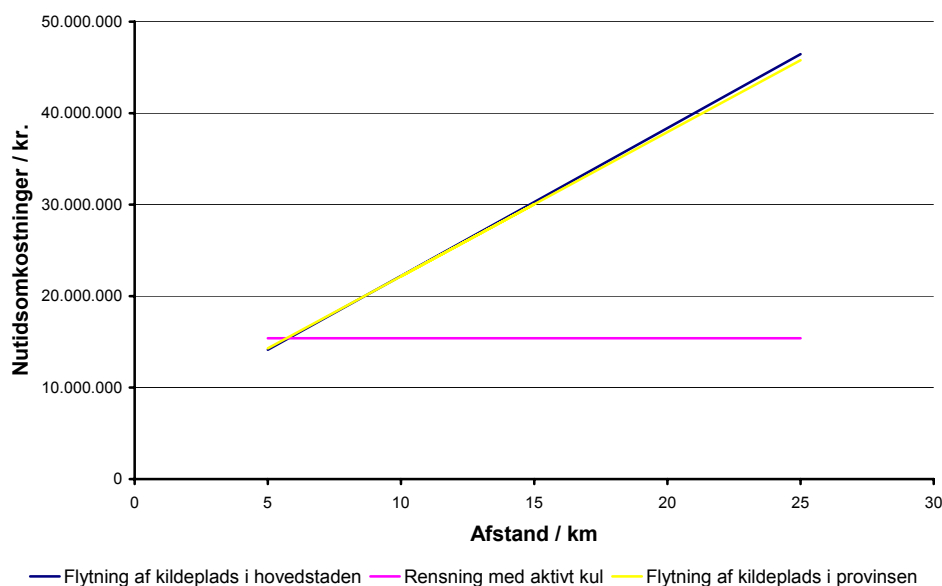
taget rensning med aktivt kul, som vægter tungere ved 3%'s diskontering, end ved 6%'s diskontering.

8.6 Følsomhedsanalyse: Ændret varighed af forureningen

Det antages i standardberegningerne, at varigheden af BAM-forureningen er 60 år. Dette betyder, at den maskinelle og elektroniske del af kulfilterinstallationen skal efterinstalleres efter 20 og 40 års drift, mens der ikke finder efterinstallationer sted for erstatningskildepladsen. 60 år vurderes at være et konservativt estimat af forureningens varighed.

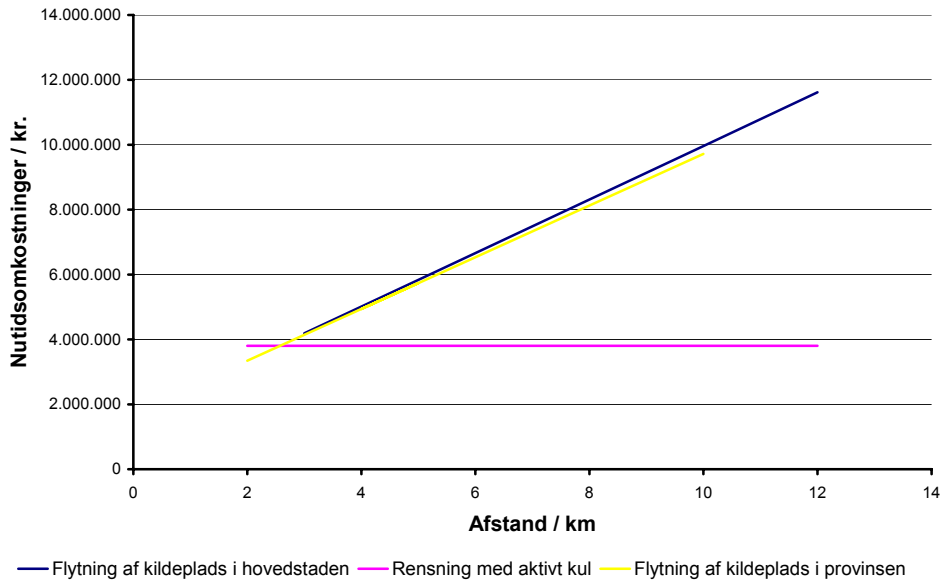
Den faktiske varighed af BAM forureningerne ventes dog at ville variere markant fra lokalitet til lokalitet. Derfor gennemføres i dette afsnit en følsomhedsberegning, hvor break-even-afstanden beregnes, ved en varighed af forureningen på 20 år i stedet for 60 år. Bemærk, at dette betyder, at den investering, som flytning af kildepladsen repræsenterer, ikke er fuldt afskrevet, men altså repræsenterer en restværdi. Denne restværdi kan dog ikke realiseres igen ved ibrugtagning af den gamle kildeplads, efter at kildepladsen er flyttet. Afværgetiltaget flytning af kildepladsen har ydermere den fordel ift. rensning, at levetiden af kildepladsen forlænges med mindst 20 år.

FIGUR 15. NUTIDSOMKOSTNINGER VED FLYTNING AF KILDEPLADSER OG VED RENSNING (> 1 MIO. M^3 /ÅR).



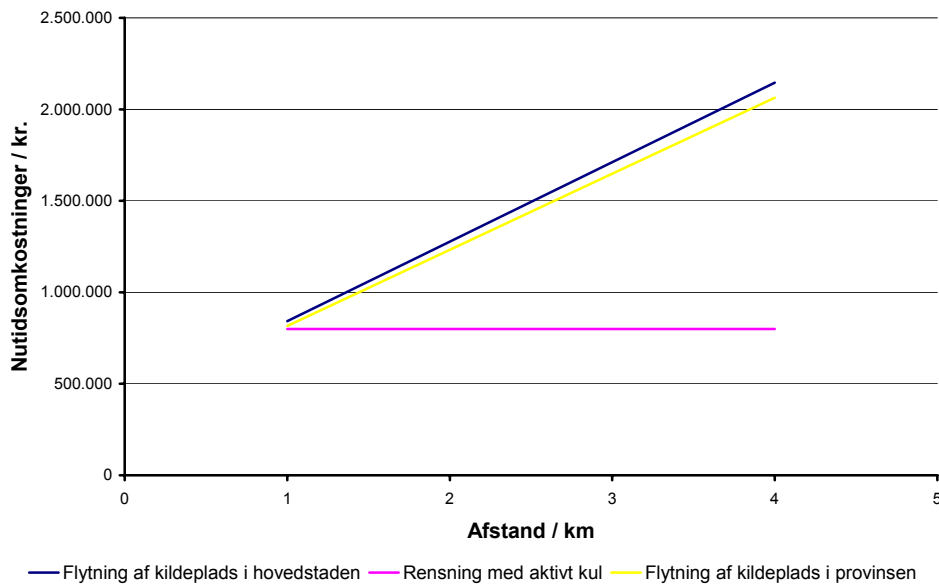
KILDE: EGNE BEREGNINGER.

FIGUR 16. NUTIDSOMKOSTNINGER VED FLYTNING AF KILDEPLADSER OG VED RENSNING (0,1– 1 MIO. M³/ÅR).



KILDE: EGNE BEREGNINGER.

FIGUR 17. NUTIDSOMKOSTNINGER VED FLYTNING AF KILDEPLADSER OG VED RENSNING (0,01–0,1 MIO. M³/ÅR).



KILDE: EGNE BEREGNINGER.

Det ses at break-even-afstandene falder fra 8, 3,5 og 1,5 km til ca. 5, 2,5 og 1 km. Grunden til dette er, at rensning har højere driftsomkostninger end flytning af kildepladser. Hertil kommer, at der ved korte varigheder af forureningen ikke skal eftermonteres nogle dele på filteret.

9 DISKUSSION

Formålet med denne rapport er at undersøge, om man ved forurening af drikkevandsboringer med stoffet BAM bør afvige fra den gældende politik om, at rensning bør ses som en sidste midlertidig mulighed.

Rapporten indeholder en gennemgang af de administrative, tekniske og økonomiske forhold omkring rensning af drikkevand med aktivt kul. Endvidere gives et overblik over årsagerne og omfanget af BAM-forureningerne.

På baggrund af rapportens beregninger og vidensindsamling er det muligt at drage følgende konklusioner:

- BAM er et af de stoffer, der volder vandværkerne flest problemer.
- Der er hverken lovgivningsmæssige eller tekniske hindringer for at løse de almene vandværkers BAM-problemer ved at rense med aktivt kul. Rensning er derfor et spørgsmål om holdninger.
- BAM-problemet skyldes fortidens synder, idet de pesticider, som BAM stammer fra, i dag er forbudte. Brug af rensning med aktivt kul til at rette op på skader, forvoldt af stoffer som i dag er forbudte, kunne være et eksempel på en logisk afgrænsning af rensningsteknologiens udbredelse på drikkevandsområdet.
- For de vandforsyningsanlæg, som skal gennemføre gennemgribende afværgetiltag pga. BAM-forurening, er der store økonomiske fordele ved at rense, hvis der ikke kan findes en erstatningskildeplads i nærheden.

Ovenstående konklusioner diskuteres nærmere i Kapitlerne 9.1 til 9.4. I Kapitel 9.5 diskuteres, hvorledes de væsentligste usikkerheder og afgrænsninger påvirker rapportens resultater.

9.1 BAM-problemet er omfattende

Som det fremgår af Kapitel 5, er BAM et af de stoffer, der volder vandværkerne flest problemer. BAM er over de sidste 10 år fundet i 22 % af vandværksboringerne. I 7,2 % af vandværksboringerne gav BAM anledning til overskridelse af grænseværdien.

Udfra et økonomisk synspunkt er det dog mere interessant at opgøre antallet af vandværker, der er ramt af alvorlige BAM-problemer, og undersøge hvor mange af disse, der kan rense sig ud af problemet.

Af denne rapport's opgørelse af omfanget af BAM-forureningerne (Kapitel 6.1.4) fremgår det, at der på landsplan er omkring 126 almene vandforsyningsanlæg med en årlig indvinding på over 10.000 m³, som har borer, hvor BAM overskrider grænseværdien, og hvor rensning er en mulighed. Dette antal skal ses i forhold til et samlet antal vandværker af samme størrelse på 2.337, svarende til at 5 % er forurenet med BAM i koncentrationer over grænseværdien. Opgørelsen af omfanget af BAM-forurening på de berørte anlæg (Kapitel 6.1.5) viser, at 82 % har overskridelser af grænseværdien i mindst 1/3-del af anlæggets analyserede borer. En væsentlig andel af de omkring 126 anlæg har altså så omfattende BAM-problemer, at der er risiko for, at de ikke kan fortsætte indvinding uden at skulle gennemføre gennemgribende afværgetiltag (f.eks. rensning med aktivt kul eller etablering af nye kildepladser).

Hertil kommer yderligere omkring 400 almene vandforsyningsanlæg med en årlig indvinding på over 10.000 m³, som har borer, hvor der er konstateret BAM i koncentrationer over detektionsgrænsen, men hvor anlægget ikke har borer, hvor grænseværdien er overskredet, og hvor rensning er en mulighed. De 400 anlæg svarer til 17 % af anlæggene af denne størrelse. Den vidensindsamling, der ligger til grund for denne rapport, tillader ikke en fremskrivning af udviklingen af BAM-problemet. Risikoen for at skulle gennemføre gennemgribende afværgetiltag på disse anlæg vurderes dog ikke at være så overhængende, som det er tilfældet for de anlæg, der allerede har problemer med grænseværdien. Det er nemlig ikke sikkert, at de fundne koncentrationer vil stige til over grænseværdien. Omvendt vil der i fremtiden utvivlsomt opstå nye forureninger på anlæg, som ikke er omfattet af denne opgørelse.

9.2 Rensning er et spørgsmål om holdninger

Der er hverken lovgivningsmæssige eller tekniske hindringer for at løse de almene vandværkers BAM-problemer ved at rense med aktivt kul.

Som det fremgår af Kapitel 7, kan BAM effektivt fjernes fra vandet ved rensning med aktivt kul. En helt ny undersøgelse viser endda, at aktivt kul fjerner BAM mere effektivt end forventet, på basis af stoffets kemiske egenskaber (se afsnit 7.3.2).

En gennemgang af de danske vandværkers erfaringer med teknologien viser, at teknologien er driftsikker, og at der i Danmark er ved at ske en værdifuld erfaringsopbygning på området.

Specielt i indkøringsfasen kan der opstå mindre hydrauliske og bakterielle problemer, som dog normalt kan løses umiddelbart.

Rensning med aktivt kul vil altså i de fleste tilfælde være en effektiv og sikker løsning på vandværkernes BAM-problemer.

Af Kapitel 4 fremgår det, at der ikke er noget i den danske lovgivning, som hindrer brugen af rensning med aktivt kul. Amternes sagsbehandling i forbindelse med ansøgninger om rensning med aktivt kul er dog styret af en politiske målsætning om, at vi i Danmark skal kunne drikke urensset grundvand. Ud fra denne målsætning angiver Miljøstyrelsen, at rensning er ”*en sidste mulighed - såfremt egnet grundvand ikke kan fremskaffes*”, og at rensning kun ”*bør indføres for en begrænset årrække*”.

Miljøstyrelsens formulering af, hvornår rensning bør tillades, lægger ikke op til en afvejning af de økonomiske konsekvenser ved forskellige afværgetiltag. Hvis man kan flytte kildepladsen, så der fortsat kan skaffes rent grundvand, er dette den foretrukne løsningsmodel, også i tilfælde hvor der er mange penge at spare ved at rense med aktivt kul.

Følges Miljøstyrelsens formulering slavisk vil situationen have karakter af et *de facto*-forbud imod rensning. Det vil næsten altid være muligt at finde en ny kildeplads som erstatning for en forurenede, hvis blot man søger langt nok væk (se Boks 1). Men omkostningerne herved kan være meget høje (se Kapitel 9.4).

BOKS 1. HJØRRING VANDVÆRK*BESKRIVELSE AF SITUATIONEN*

SIDEN BEGYNDELSEN AF 90'ERNE HAR NORDJYLLANDS AMT OG HJØRRING KOMMUNE GENNEMFØRT EN OMFATTENDE KORTLÆGNING AF DRIKKEVANDSRESSOURCERNE OMKRING HJØRRING BY, MED HENBLIK PÅ AT SIKRE BYENS FREMTIDIGE DRIKKEVANDSINTERESSER. PÅ GRUNDLAG AF DETTE ARBEJDE HAR HJØRRING VANDVÆRK ETABLERET 2 NYE KILDEPLADSER OMKRING DET NYE VANDVÆRK VED BREDKÆR. DE NYE INDVINDINGER BLEV TAGET I BRUG I MAJ 2000.

VANDVÆRKET I BREDKÆR ER DIMENSIONERET TIL EN INDVINDING PÅ 1,5 MIO. M³/ÅR, MEN IFØLGE HJØRRING KOMMUNES SENESTE VURDERING VIL DER DOG MAKSIMALT KUNNE INDVINDES 750.000 M³/ÅR. ÅRSAGEN TIL, AT INDVINDINGEN FRA BREDKÆR KUN ER HALVT SÅ STOR SOM FORVENTET, ER, AT DEN NATURLIGE VANDKVALITET I OMRÅDET HAR VIST SIG AT VÆRE PROBLEMATISK.

UDOVER PROBLEMERNE PÅ BREDKÆR VANDVÆRK HAR HJØRRING VANDVÆRK PROBLEMER MED INDVINDINGEN VED BAGTERP. SITUATIONEN ER I DAG DEN, AT HJØRRING VANDVÆRK HAR PROBLEMER MED FORTRINSVIS BAM I 18 UD AF I ALT 23 BORINGER. HJØRRING VANDVÆRK KAN DERFOR KOMME TIL AT MANGLE CA. 1,85 MIO. M³/ÅR OG HAR SOM FØLGE HERAF SØGT NORDJYLLANDS AMT OM TILLADELSE TIL AT RENSE VANDET MED AKTIVT KUL. AMTET GAV I APRIL 2003 AFSLAG PÅ ANSØGNINGEN, HVOREFTER HJØRRING KOMMUNE FORGÆVES ANKEDE SAGEN TIL MILJØSTYRELSEN.

FORUNDERSØGELSER TIL ETABLERING AF NYE KILDEPLADSER VED GULDAGER OG HØGSTED HAR VIST SIG FORGÆVES. AMTET OG MILJØSTYRELSEN FASTHOLDER IND TIL VIDERE, AT RENSNING IKKE TILLADES. DETTE BEGRUNDES MED, AT OVERSKRIDELSER AF GRÆNSEVÆRDIEN IKKE UDGØR EN UMIDDELBAR SUNDHEDSRISIKO, HVORFOR DER STADIG ER TID TIL AT UNDERSØGE OM VANDBEHOVET KAN DÆKKES VED AT SPREDE INDVINDINGEN. AFSLAGET PÅ AT RENSE KAN DOG BETYDE, AT HJØRRING VANDVÆRK I FREMTIDEN SKAL HENTE VANDET FRA BRØNDERSLEV, HVILKET VIL KRÆVE ETABLERING AF ET NYT VANDBEHANDLINGSANLÆG SAMT EN TRANSPORTLEDNING PÅ CA. 25 KM.

ØKONOMI

ETABLERINGEN AF INDVINDINGEN VED BREDKÆR HAR KOSTET 17,5 MIO. KR. ANLÆGSUDGIFTERNE TIL EN EVENTUEL FLYTNING AF INDVINDINGEN TIL BRØNDERSLEV SKØNNES AT BLIVE I STØRRELSESORDENEN 25-30 MIO. KR. ANLÆGSUDGIFTERNE TIL ET KULFILTER VENTES IFØLGE VANDVÆRKET AT BLIVE I STØRRELSESORDENEN 5-6 MIO. KR.

TIL SAMMENLIGNING ER ESTIMATERNE FOR NUTIDSOMKOSTNINGERNE FOR ANLÆG > 1 MIO. M³/ÅR I DENNE RAPPORT PÅ CA. 50 MIO. KR. FOR FLYTNING AF KILDEPLADSEN OG CA. 20 MIO. KR. FOR RENSNING MED AKTIVT KUL, SVARENDE TIL EN BESPARELSE I NUTIDSOMKOSTNINGER PÅ CA. 30 MIO. KR., HVIS RENSNING TILLADES.

KILDER

NORDJYLLANDS AMT (2003). REFERAT FRA MØDE I UDVALGET FOR TEKNIK OG MILJØ 15. APRIL 2003. <http://www.nja.dk>

MILJØSTYRELSEN (2003). BREV AF 29. JULI 2003 TIL HJØRRING KOMMUNE.

SECTIONSLEDER JAN ØSTERGAARD, HJØRRING KOMMUNE, HJØRRING VANDVÆRK. PERSONLIG KOMMUNIKATION D. 19.11.03

En rundspørge blandt amterne har vist, at 53 % af de i alt 358 identificerede vandværker med BAM-problemer, har hele indvindingsoplandet placeret indenfor områder med særlige drikkevandsinteresser (OSD) (se Kapitel 6.1.6). En væsentlig del af BAM-problemet skal således løses indenfor OSD-områderne, og altså ikke ved en generel omlægning af den danske vandforsyningsstruktur, hvor indvindingerne flyttes til OSD-områder. At et BAM-ramt vandværk ligger udenfor OSD, er altså ikke et argument for at flytte indvindingen.

9.3 BAM skyldes alene fortidens synder

I den politiske debat om vandforsyningen nævnes lejlighedsvis, at indførelse af rensning af grundvand kan blive en glidebane. Bekymringen synes at have to sider:

- Indførelse af rensning på enkelte lokaliteter eller for et enkelt stof vil kunne bane vejen for rensning i hele landet eller for alle grundvandsforureninger.
- Rensning vil kunne svække den kildeorienterede indsats, bl.a. overfor pesticiderne.

Denne rapport har ikke haft som formål at undersøge, hvorledes rensning vil påvirke befolkningens og erhvervslivets holdning til anvendelse af pesticider. Rapporten berører dog en række faglige aspekter, som er af relevans for den politiske diskussion om en eventuel glidebaneeffekt.

BAM er et nedbrydningsprodukt, der stammer fra to pesticider, som blev forbudt i 1997. De problemer, vi i dag oplever med BAM, stammer altså *alene* fra fortidens synder (se Kapitel 5.1.3). Valget af afværgestrategi i forhold til allerede eksisterende forureninger påvirker ikke godkendelsesproceduren for pesticider. En øget anvendelse af rensning i forbindelse med BAM-forureninger vil derfor ikke ændre på det gældende forbud imod de pesticider, der har været kilder til BAM.

Risikoen for en glidebaneeffekt afhænger i sagens natur af muligheden for at afgrænse anvendelse af rensning på en logisk og relevant måde. Brug af rensning med aktivt kul til at rette op på skader forvoldt af stoffer, som i dag er forbudte, kunne være et eksempel på en logisk afgrænsning af rensningsteknologiens udbredelse på drikkevandsområdet.

Den nuværende målsætning om, at vi skal drikke urensset drikkevand, har medført, at en væsentlig del af vores grundvandsressource i dag er afskrevet netop pga. BAM-forureninger. Dette er f.eks. tilfældet i den seneste opgørelse af den udnyttelige grundvandsressource (se Kapitel 3.1). Hvor grundvandet i øvrigt er bevaringsværdigt, kan rensning for BAM, hvor dette er teknisk muligt og økonomisk fordelagtigt, således medvirke til at forhindre, at vigtige grundvandsressourcer afskrives.

Ligesom rapporten ikke undersøger rensningens påvirkning af befolkningens og erhvervslivets holdning til anvendelse af pesticider, så har rapporten tilsvarende ikke undersøgt, hvorledes holdningerne påvirkes i områder, hvor grundvandsressourcen afskrives pga. forurening, som ikke tillades rensset.

9.4 Rensning vil ofte være økonomisk fordelagtig

For de vandforsyningsanlæg, som skal gennemføre gennemgribende afværgetiltag pga. BAM-forurening, er der store økonomiske fordele ved at rense, hvis der ikke kan findes en erstatningskildeplads i nærheden.

BOKS 2. TÅSINGE

BESKRIVELSE AF SITUATIONEN

GRUNDVANDET PÅ TÅSINGE ER FORURENET AF PESTICIDER, SPECIELT BAM. EN FØLGE AF BAM-FORURENINGEN ER, AT DRIKKEVANDET MÅ RENSES PÅ TO AF TÅSINGES VANDVÆRKER – I VINDEBY OG VED LANDET. DISSE TO VANDVÆRKER STÅR I DAG FOR AT LEVERE 2/3 AF ØENS DRIKKEVAND. OGSÅ DE TRE ANDRE VANDVÆRKER PÅ ØEN HAR – ELLER HAR HAFT – PROBLEMER MED BAM I DRIKKEVANDET. KONCENTRATIONEN HAR DOG VÆRET UNDER GRÆNSEVÆRDIEN.

DER ER NU UDFØRT EN KORTLÆGNING AF GRUNDVANDSRESSOURCEN PÅ TÅSINGE, OG PÅ GRUNDLAG HERAF ER DER UDARBEJDET ET FORSLAG TIL EN INDSATSPLAN. INDSATSPLANEN PEGER PÅ TO FREMTIDIGE ALTERNATIVER: EN FORTSAT INDVINDING AF DRIKKEVAND PÅ TÅSINGE VED BL.A. AT OPFØRE ET NYT VANDVÆRK VED HESTEHAVE. ALTERNATIVT KAN TÅSINGES BORGERE FÅ DERES FORSYNING AF DRIKKEVAND FRA FYN VIA EN HAVLEDNING UNDER SVENDBORG SUND.

ØKONOMI

ETABLERINGEN AF KULFILTRE I LANDET OG VINDEBY HAR TILSAMMEN KOSTET CA. 900.000 KR. DISSE PENGE ER ALLEREDE BRUGT. HERTIL KOMMER ÅRLIGE DRIFTSUDGIFTER TIL RENSNING PÅ OMKRING 35.000 KR.¹ GENNEMFØRELSE AF INDSATSPLANENS ANBEFALEDE ÆNDRINGER AF INDVINDINGEN, SOM HAR TIL HENSIGT AT OVERFLØDIGGØRE DEN NUVÆRENDE RENSNING, VIL, NÅR MAN SER BORT FRA UDGIFTER TIL AKTIV KILDEPLADSBEKYTTELSE, KOSTE 1,3 MIO. KR. I ANLÆGS-OMKOSTNINGER OG 20.000 KR. I DRIFTSOMKOSTNINGER.

KILDER

FYNS AMT (2003). INDSATSPLAN FOR GRUNDVANDSBEKYTTELSE TÅSINGE 2003.

DRIFTSLEDER JENS ERIK HVERGEL, SVENDBORG KOMMUNE. PERSONLIG KOMMUNIKATION 19.11.03

¹ ANLÆG = (0,4+0,5) MIO. KR, DRIFT = 18 ØRE PR. M³ (BASERET PÅ DATA FRA VINDEBY), KAPACITET = (57.000+145.000) M³ PR. ÅR.

Det har ikke været muligt på baggrund af denne rapports vidensindsamling, at beregne hvor stor en samlet besparelse de danske vandværker kan opnå, hvis man for BAM gør en undtagelse fra den generelle politik om, at rensning bør ses som sidste midlertidig mulighed. Dette skyldes, at der mangler oplysninger om tre væsentlige parametre: 1) Andelen af BAM-ramte vandforsyningsanlæg, der kommer til at skulle gennemføre gennemgribende afværgetiltag, 2) afstande fra disse anlæg til lokaliteter, der egner sig til etablering af erstatningskildepladser og 3) den fremtidige udvikling i omfanget, niveauet og varigheden af BAM-forurening af vandværkernes boringer.

Denne rapport's opgørelse af omkostningerne ved henholdsvis rensning og flytning af kildepladser (se Kapitel 8) viser dog, at der er penge at spare ved at rense fremfor at flytte kildeplads, såfremt den alternative kildeplads skal flyttes mere end given afstand. For store vandforsyningsanlæg (>1 mio. m³/år) vil rensning være billigst, hvis man skal mere end ca. 8 km væk for at finde en alternativ grundvandsressource. For mellemstore anlæg (0,1-1 mio. m³/år) er den kritiske afstand ca. 3,5 km, mens det for de mindre anlæg kan betale sig at rense, hvis man skal flytte kildepladsen 1,5 km. Alle standardberegninger er gennemført under antagelse af, at varigheden af forureningen er 60 år.

For et mellemstort vandforsyningsanlæg med en årlig indvinding på 400.000 m³/år vil nutidsværdien af omkostningerne ved at flytte kildepladsen 10 km f.eks. være omkring 10 mio. kr. Rensning over en periode på 60 år vil for det samme anlæg koste omkring halvdelen (knap 5 mio. kr.). I den beskrevne situation vil der altså kunne spares omkring 5 mio. kr. ved at afvige fra den gældende politik om, at rensning er en sidste mulighed. Opgørelsen i afsnit 6.1 viser, at der i denne kategori er 44 anlæg, som har én eller flere boringer forurenede med BAM, og som derfor potentielt skal gennemføre gennemgribende afværgetiltag.

For store anlæg, som vurderes at skulle flytte kildepladser over særligt store afstande, vil de mulige besparelser ved at rense være endnu højere.

En omkostningseffektiv håndtering af vandværkernes BAM-problemer, hvor rensning inddrages som et legitimt alternativ til at flytte kildepladser, vil altså medføre væsentlige besparelser (et eksempel herpå fremgår af Boks 3).

Hvorvidt rensning er det mest fordelagtige afværgetiltag bør dog altid bero på en vurdering af forholdene på og omkring det konkrete vandforsyningsanlæg.

Uanset om vandværket ønsker at rense eller flytte den forurenede kildeplads, indebærer afværgetiltaget omfattende omkostninger. En væsentlig information i denne sammenhæng er usikkerhed om længden af investeringens afskrivningsperiode. Begge afværgetiltag er i dag usikre i denne henseende. Ved flytning af kildeplads er der f.eks. risiko for, at også den nye kildeplads i fremtiden vil blive ramt af forurening (se Boks 1 og 2). Ved rensning er der med den gældende administrative praksis normalt usikkerhed om muligheden for at få forlænget den midlertidige tilladelse. Indtil videre er der typisk givet midlertidige tilladelser af kortere varighed (f.eks. 3-6 år). Dette giver en meget kort afskrivningsperiode for det pågældende anlæg, idet det er uvist, om tilladelsen bliver forlænget, hvis der er behov for det. Det vurderes,

at denne usikkerhed kan afholde vandværker fra at søge om tilladelse til rensning. Det er altså afgørende, at tilladelserne gives over tidshorisonter af længere varighed end 3-6 år.

BOKS 3. DALUM

BESKRIVELSE AF SITUATIONEN

DALUMVÆRKET INDVANDT I 2001 853.000 m³ VAND FRA 5 BORINGER. PÅ DAVÆRENDE TIDSPUNKT VAR 3 AF DE 5 BORINGER FORURENET MED BAM. KILDEPLADSEN VAR UD OVER FORURENINGEN MED BAM I ØVRIGT IKKE TRUET AF ANDRE FORURENINGSKILDER.

ODENSE VANDSELSKAB ANSØGTE DERFOR I NOVEMBER 2001 FYNS AMT OM TILLADELSE TIL ETABLERING AF AKTIV KULFILTRERING PÅ DALUMVÆRKET. ALTERNATIVET TIL AT RENSE MED AKTIVT KUL VAR AT ETABLERE EN NY KILDEPLADS CA. 10 KM VÆK. AMTET GIVER TILLADELSE TIL AT ETABLERE ET KULFILTERANLÆG 'I DEN NØDVENDIGE PERIODE', HVIS RENTVANDET FRA DALUMVÆRKET IKKE KAN OVERHOLDE GRÆNSEVÆRDIEN. DETTE BETYDER KONKRET, AT ODENSE VANDSELSKAB FIK TILLADELSE TIL AT 'FORBEREDE VANDVÆRKSBYGNINGEN TIL INSTALLATION AF AKTIVT KULFILTER'. I TILFÆLDE AF AT RENTVAND FRA DALUMVÆRKET I FREMTIDEN IKKE KAN OVERHOLDE GRÆNSEVÆRDIEN FOR DRILLEKVADET, INSTALLERES KULFILTERANLÆGGET.

ØKONOMI

PRISEN FOR KULFILTERINSTALLATIONEN ER 1,3 MIO. KR. DEN TOTALE PRIS FOR RENOVERINGEN AF VANDVÆRKET ANGIVES TIL 9,6 MIO. KR. ALTERNATIVET TIL AT RENSE VANDET ER AT ETABLERE EN ERSTATNINGSKILDEPLADS. ODENSE VANDSELSKAB VURDERER, AT DET VIL KOSTE I STØRRELSERORDENEN 30 MIO. KR. AT ETABLERE DENNE KILDEPLADS. AMTET VURDERER, AT DETTE BELØB ER UNDERVURDERET, OG ANGIVER, AT BELØBET VIL BLIVE VÆSENTLIGT STØRRE END 30 MIO. KR.

KILDER:

FYNS AMT (2002). REFERAT AF MØDE I MILJØ- OG TEKNIKUDVALGET TIRSDAG D. 18. JUNI 2002

ODENSE VANDSELSKAB A/S (2001). ODENSE VANDSELSKABS ANSØGNING TIL FYNS AMT, MILJØ- OG AREALAFDELINGEN
ANSØGNING TIL OM RENOVERING AF AKTIVT KULFILTER PÅ DALUMVÆRKET, ODENSE VANDSELSKAB A/S, FYNS AMT,
MILJØ- OG AREALAFDELINGEN

9.5 Usikkerheder og afgrænsninger

Denne rapportens beregninger af omkostninger ved at rense og ved at flytte kildepladser er behæftet med en vis usikkerhed. Endvidere har det under hensyntagen til den tilgængelige viden på området været nødvendigt at foretage visse afgrænsninger af rapportens beregninger. Nedenfor følger en diskussion af usikkerhedernes og afgrænsningernes betydning for rapportens resultater.

Der anvendes i beregningerne priser for rensning med aktivt kul fra Jensen (2003). Disse priser er baseret på teoretiske overvejelser af Arvin et al. (1998). De danske erfaringer indikerer dog, at priserne fra Jensen (2003) overvurderer de reelle omkostninger til rensning, men da erfaringerne i Danmark er begrænsede, anvendes alligevel priserne fra Jensen (2003) i

denne rapport's beregninger. Dette kan betyde, at priserne for at anvende rensning som afværgetiltag kan være overvurderede.

Endvidere er det muligt, at den gennemsnitlige varighed af BAM-forureningen vil være mindre end 60 år, hvorfor nutidsomkostningerne til rensning er overestimerede (se følsomhedsberegninger i Kapitel 8.6). Dette skyldes, at rensning har højere driftsudgifter end flytning af kildeplads, og at der i beregningerne af omkostningerne ved rensning er inkluderet ekstra anlægsudgifter til udskiftning af de maskinelle og elektroniske komponenter efter 20 og 40 år.

Mens rensning vil kunne løse BAM-problemet i hele beregningsperioden, er der altså risiko for, at de beregnede omkostninger til flytning af kildepladser ikke giver sikkerhed for rent vand i samtlige 60 år. Hvis en nyetableret erstatningskildeplads forurenes, hvilket der tidligere har været eksempler på (se Boks 1 og 2), vil der endnu engang skulle foretages afværgetiltag. Dette kan betyde, at omkostningerne ved at løse BAM-problemer ved at flytte kildepladser er underestimeret.

Udgifterne til eventuelle afværgepumpninger på lukkede kildepladser er ikke medtaget. Hvis der afværgepumpes, påfører det vandværket en ikke uvæsentlig driftsudgift. Ifølge Miljøstyrelsens statusopgørelse for lukkede borer på almene vandforsyningsanlæg, afværgepumpes der på omkring 1/5 af de borer, der tages ud af produktion pga. pesticider (se Kapitel 6.1.7). Afværgepumpning indebærer udgifter til elektricitet. Hertil kommer, at der for nogle af disse kildepladser betales vandafledningsafgift for det oppumpede vand. Det er dog vanskeligt at estimere, hvor stor en del af kildepladserne, der betaler vandafledningsafgift, og det er derfor ikke muligt at vurdere, hvor stor en indflydelse udeladelse af disse omkostninger har på resultaterne i rapporten. Omkostningerne ved at flytte kildepladser vil dog være underestimeret.

Når omkostningerne til rensning er overestimeret og omkostninger til flytning af kildepladser er underestimeret, fører det til en overestimering af de beregnede break-even-afstande. Det er altså sandsynligt, at rensning vil være en økonomisk fordel ved endnu kortere afstande end estimeret i Kapitel 8.4.4.

Udsigten til at skulle gennemføre bekostelige afværgetiltag må ventes at føre til, at en del af de mindre anlæg vil være tvunget til at indstille indvindingen, hvis deres indvinding forurenes med BAM – simpelthen fordi de ikke kan skaffe de nødvendige midler til at gennemføre gen-

nemgribende afværgetiltag. Den økonomiske betydning heraf, f.eks. udgifter til oprettelse af alternativ vandforsyning til de berørte husstande, er ikke undersøgt i denne rapport.

Rapportens beregninger af omkostninger ved rensning og flytning af kildeplader omfatter alene almene vandværker, hvor der i perioden 1998-2002 var analyseret for BAM.

Den gennemførte spørgeskemaundersøgelse (se Kapitel 6.1.7) viser, at en del af de 358 identificerede BAM-ramte anlæg allerede har foretaget store investeringer i afværgetiltag. F.eks. har 28 af de 176 anlæg, som har bidraget til undersøgelsen, allerede flyttet den berørte kildeplads.

Hertil kommer, at nærværende opgørelse alene omfatter almene anlæg, som var aktive i 2001. Vender man blikket bagud, viser tidligere opgørelser, at de almene vandforsyningsanlæg ($>10.000 \text{ m}^3/\text{år}$) frem til 2001 har lukket 118 borer som følge af forurening med pesticider (se Kapitel 6.2).

Mange anlæg har allerede gennemført afværgetiltag. Andre anlæg er i gang. Det generelle princip om at rensning kun bør betragtes som en sidste mulighed, må altså formodes allerede at have pålagt vandværkerne betragtelige ekstraudgifter. Dette understreger behovet for en hurtig politisk stillingtagen til, hvorledes BAM-problemet tackles på en økonomisk hensigtsmæssig måde.

Hertil kommer, at værdien af drikkevandressourcen ikke er inddraget i beregningerne. Da flytning af en kildeplads reelt betyder, at man afskriver en drikkevandsressource i en periode, ville en inddragelse af denne faktor forøge prisen på flytning af kildepladser og altså nedsætte break-even-afstanden.

Rapportens beregninger omfatter alene vandforsyningsanlæg med en årlig indvinding på mere end 10.000 m^3 .

Men op imod 30.000-35.000 private borer og brønde har også problemer med BAM. Hvis alle disse private borer med tiden må lukke, ventes dette at medføre enorme økonomiske omkostninger.

I den forbindelse vil det være relevant at undersøge de tekniske og økonomiske muligheder for at indføre rensning for BAM på små private vandforsyningsanlæg. Udgifterne til overvågning af vandkvaliteten, drift og vedligehold, set i forhold til den indvundne vandmængde, vil

utvivlsomt være højere end på de større almene vandforsyningsanlæg. Hvorvidt det vil være en fordel også at indføre rensning med aktivt kul på de helt små anlæg, vil derfor bl.a. afhænge af, hvilke generelle krav der stilles til hyppigheden af analyser af vandkvaliteten.

Fastsættelsen af sådanne krav bør inddrage erfaringer med driftsikkerheden på små kulfilteranlæg samt det forhold, at grænseværdien for BAM er fastsat ud fra et forsigtighedsprincip og et ønske om et højt beskyttelsesniveau. Eventuelle midlertidige overskridelser udgør derfor ikke en risiko for sundheden (se Kapitel 5.1.2). For de almene anlæg kan der af samme årsag i særlige tilfælde tillades begrænsede overskridelser af grænseværdien for BAM i op til 6 år (se Kapitel 7.1). Afhængig af råvandets kvalitet vil en driftsforstyrrelse, som fører til gennembrud af BAM, og som ikke straks opdages, altså ikke umiddelbart medføre en sundhedsrisiko for forbrugerne.

1 0 K O N K L U S I O N

Rapporten gennemgår de administrative og tekniske forhold omkring rensning. Heraf fremgår det, at der hverken er lovgivningsmæssige eller tekniske hindringer for at løse de almene vandværkers BAM-problemer ved at rense med aktivt kul.

Rapportens økonomiske beregninger for nutidsomkostninger viser endvidere, at der for de almene vandforsyningsanlæg, som skal gennemføre gennemgribende afværgetiltag pga. BAM-forurening, kan opnås store økonomiske fordele ved at rense, hvis der ikke kan findes en erstatningskildeplads i nærheden.

BAM er et af de stoffer, der volder vandværkerne flest problemer. Men BAM-problemet skyldes alene fortidens synder. Brug af rensning med aktivt kul til at rette op på skader forvoldt af stoffer, som i dag er forbudte, kunne være et eksempel på en logisk afgrænsning af rensningsteknologiens udbredelse på drikkevandsområdet.

Men rensning er et spørgsmål om holdninger. Der renses i dag kun for BAM fire steder i landet. Til sammenligning viser rapportens opgørelse, at ca. 126 vandværker har omfattende BAM-problemer, som kunne løses ved at rense. Hertil kommer mere end 400 vandværker, hvor der er fundet BAM i små koncentrationer, men hvor der ikke er problemer med grænseværdien.

23 af de 126 vandværker, som er ramt af BAM i koncentrationer over grænseværdien, har allerede flyttet kildepladser til en uforurennet lokalitet.

Miljøstyrelsen angiver, at rensning er "en sidste mulighed - såfremt egnet grundvand ikke kan fremskaffes", og at rensning kun "bør indføres for en begrænset årrække". Følges Miljøstyrelsens formulering slavisk, vil situationen have karakter af et *de facto*-forbud imod rensning. Men omkostningerne herved kan være meget høje.

1 1 T A K T I L

I arbejdet med denne rapport har en lang række personer bidraget med information, råd og vejledning.

I forbindelse med den eksterne kvalitetssikring af rapporten har vi modtaget megen værdifuld og konstruktiv kritik. Vi vil i den forbindelse rette en stor tak til adjunkt Liselotte Clausen, Danmarks Tekniske Universitet⁵⁷, og driftschef Arne Svendsen, Odense Vandselskab.

Herudover vil vi gerne takke følgende personer for deres værdifulde bidrag under udarbejdelse af rapporten (alfabetiseret efter efternavn):

Seniorforsker Jens Aamand, Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse (GEUS)

Civilingeniør Christian Ammitsøe, Miljøstyrelsen (MST)

Professor Erik Arvin, Danmarks Tekniske Universitet (DTU)

Laboratorieleder Ivan Christensen, Teknologisk Institut

Geolog Jakob Qvortrup Christensen, Fyns Amt

Driftsleder Jacob Tjørntved Davidsen, Vindeby Vandværk

Civilingeniør Janne Forslund, MST

Specialestuderende Ulf Gilberg, DTU

Driftsingeniør Flemming Hansen, Frederiksberg Forsyning

Specialestuderende Mikkel Stenbæk Hansen, DTU

Driftsleder Jens Erik Hvergel, Svendborg Kommune

Miljøtekniker Lotte Jakobsen, Vestsjællands Amt

Max Jensen, Krüger A/S

Anne Konradsen, Arla Foods.

Akademiingeniør Annika Lindholm, Gentofte Kommune

Dorte Michelsen, Dansk Vand- og Naturcenter

Rådgiver Per Nyegaard, GEUS

Ove Nørregaard, Viborg Amt.

Eva Bartels Petersen, MST

Specialestuderende Karina Rasmussen, Handelshøjskolen København

Akademiingeniør Susanne Rasmussen, MST

Statsgeolog Alex Sonnenborg, GEUS

⁵⁷ LISELOTTE CLAUSEN HAR IKKE FORHOLDT SIG TIL AFSNITTENE OM DISKONTERING (AFSNIT 8.1 OG 8.5)

Seniorrådgiver Jens Stockmarr, GEUS

Ulrik Vestergaard, Energi-Viborg

Direktør Flemming Zwicky, Flemming Zwicky ApS

Sektionsleder Jan Østergaard, Hjørring Kommune, Hjørring Vandværk

Endelig vil vi gerne takke de omkring 200 medarbejdere i amter og på vandværker, som har bidraget med oplysninger i forbindelse med spørgeskemaundersøgelsen og andre henvendelser.

Forfatterne bærer dog alene ansvaret for rapportens resultater og konklusioner.

1 2 A P P E N D I K S

12.1 Oplysninger i udtrækket fra GEUS' database

Tabel 22 giver en oversigt over de oplysninger, som data fra GEUS indeholder.

TABEL 22. OPLYSNINGER INDEHOLDT I DATAUDTRÆK FRA GEUS

OPLYSNINGER	BEMÆRKNINGER
BORINGS ID, DGU NR.	IDENTIFIKATION AF BORINGEN. ANVENDES TIL AT SAMMENKØRE DATA FRA BORINGSKONTROLLEN OG VANDINDVINDINGSOVERVÅGNINGEN
ANLÆGS ID, ANLÆGSIDENTITET, LØBENR., UNDERNR., ANLÆGSNAVN,	IDENTIFIKATION AF VANDFORSYNINGSANLÆGGET, HVORTIL DE ENKELTE BORINGER HØRER
AMTSNR., KOMMUNENR.	INDBERETTERMYNDIGHED
KOMMUNEBELIGGENHED, AMTSBELIGGENHED, XUTM, YUTM	BELIGGENHED AF VANDFORSYNINGSANLÆGGET (ANGIVER IKKE BELIGGENHEDEN AF KILDEPLADSEN/KILDEPLADSERNE)
ANLÆGSTYPER., VIRKSOMHEDSTYPE	ANGIVER INDVINDINGENS FORMÅL (F.EKS. OFFENTLIG ALMEN VANDFORSYNING, PRIVAT ALMEN VANDFORSYNING, LEVNEDSMIDDELINDUSTRI MV.)
TILLADT INDVINDINGSMÆNGDE	IFØLGE TILLADELSE FRA AMTET
FAKTISK INDVINDINGSMÆNGDE 1999, 2000 OG 2001	INDRAPPORTERET AF AMTET PÅ BASIS AF OPLYSNINGER FRA VANDFORSYNINGSANLÆGGET
RÅVANDETS KONCENTRATION AF BAM, ARSEN, NIKKEL, NITRAT, VINYLKLORID OG MTBE	SENESTE ANALYSE FRA PERIODEN 1998-2002

12.2 Korrektioner

12.2.1 Boringer, som ikke er analyseret for BAM

GEUS har registreret i alt 10.155 boringer fordelt på i alt 4.227 vandforsyningsanlæg (se Tabel 23). Heraf er der for i alt 4.315 boringer, fordelt på i alt 1.906 vandforsyningsanlæg, analyseret for indhold af BAM i perioden 1998-2002.

TABEL 23. OVERSIGT OVER ANTALLET AF BORINGER OG VANDFORSYNINGSANLÆG, OPDELT EFTER VANDINDVINDINGS-MÆNGDE I 2001.

<i>Anlægsstørrelse</i>	<i>Antal boringer</i>	<i>Antal anlæg</i>
> 1 mio. m ³ /år	793	66
0.1-1 mio. m ³ /år	3.006	623
10.000-100.000 m ³ /år	3.652	1.648
< 10.000 m ³ /år ⁵⁸	926	764
0 m ³ /år eller indvindingsmængde ikke indberettet	1.778	1.126
Alle anlægsstørrelser	10.155	4.227

KILDE: GEUS.

For 57 % af de registrerede boringer indeholder dataudtrækket fra GEUS altså ikke data for indholdet af BAM. For at vurdere hvor meget dette vil føre til en underestimering af antallet af vandforsyningsanlæg, der har boringer forurenede med BAM, er det nyttigt at kende hyppigheden, hvormed der er analyseret for BAM, opdelt efter anlægsstørrelse (se Tabel 24).

TABEL 24. HYPPIGHED AF ANALYSER FOR BAM I PERIODEN 1998-2002, OPDELT EFTER ANLÆGSSTØRRELSE.

<i>Anlægsstørrelse (Indvinding i 2001)</i>	<i>Boringer (anlæg) i alt</i>	<i>Boringer (anlæg) med BAM-analyser</i>	<i>Boringer (anlæg) med BAM-analyser</i>
	<i>Antal</i>	<i>Antal</i>	<i>%</i>
> 1 mio. m ³ /ÅR	793 (66)	474 (61)	60 (92)
0.1-1 mio. m ³ /ÅR	3.006 (623)	1.568 (484)	52 (78)
10.000-100.000 m ³ /år	3.652 (1.648)	1.669 (981)	46 (60)
< 10.000 m ³ /år ⁵⁸	926 (764)	279 (252)	30 (33)
0 m ³ /år eller indvindingsmængde ikke indberettet	1.778 (1.126)	118 (47)	7 (4)
Alle anlægsstørrelser	10.155 (4.227)	4.315 (1.906)	43 (45)

KILDE: BEREGNET PÅ BASIS AF DATAUDTRÆK FRA GEUS.

Af Tabel 24 fremgår det, at der specielt blandt anlæg med en mindre vandindvinding er en relativ stor andel af anlæggene, der ikke har fået foretaget eller indrapporteret analyser af indholdet af BAM. Blandt de anlæg, som danner grundlag for beregningerne i Kapitel 6, dvs. anlæg med en indvinding på mere end 10.000 m³/år, har 65 % fået foretaget mindst én BAM-analyse.

Af Miljø- og Energiministeriets bekendtgørelse om vandkvalitet og tilsyn med vandforsyningsanlæg (Miljø- og Energiministeriet 2001) fremgår det, at hyppigheden, hvormed de enkelte boringer skal analyseres for bl.a. BAM, varierer fra hvert 5. år for de helt små anlæg

⁵⁸ DA LANGT STØRSTEDELEN AF DE DANSKE ANLÆG I DENNE STØRRELSESKATEGORI UDGØRES AF PRIVATE ANLÆG, DER KUN FORSYNER 1-2 HUSSTANDE OG IKKE ER OMFATTET AF PLAGTEN TIL AT INDBERETTE INDVINDINGSMÆNGDEN, ER DET

(<35.000 m³/år) til hvert 3. år for de helt store anlæg (> 1.5 mio. m³/år). Før 2001 var kravene til analyser imidlertid mindre faste, idet der på daværende tidspunkt kun var krav om supplerende analyser (udover den såkaldte forenklede kontrol af bl.a. bakterier, nitrat og pH), såfremt tilsynsmyndigheden var bekendt med en risiko for, at nærtliggende forureningskilder kunne have påvirket drikkevandskvaliteten (Miljøstyrelsen 1990). Selvom dataudtrækket fra GEUS indeholder analysedata fra 5 år, er der altså mulighed for at visse, specielt mindre anlæg, ikke har analyseret for BAM i perioden.

En anden væsentlig forklaring på, at der for 35 % af anlæggene ikke er registreret BAM-analyser er manglende eller fejlagtig indrapportering.⁵⁹

Det kan ikke udelukkes, at der i visse tilfælde er foretaget ekstra analyser for BAM, som følge af en mistanke om at boringen er forurennet. Fundhyppigheden i de boringer, der er analyseret, kan derfor være højere, end det vil forventes i de boringer, der ikke er analyseret.

Sammenfattende vurderes det, at den relativt lave andel af boringer med analyser for BAM vil føre til en væsentlig underestimering af antallet af vandforsyningsanlæg, der har boringer forurennet med BAM. For hver størrelseskategori er det derfor rimeligt at korrigere for de manglende BAM-analyser. Under antagelse af, at de anlæg, hvor der er foretaget BAM-analyser, er repræsentative også for de anlæg, der ikke har foretaget BAM-analyser, multipliceres estimerterne i Tabel 5 og Tabel 6 med forholdet mellem det totale antal registrerede anlæg og antallet af anlæg, der har analyseret for BAM i en af deres boringer (Tabel 25).

TABEL 25. FORHOLDET MELLEM DET TOTALE ANTAL ANLÆG OG ANTALLET AF ANLÆG, DER HAR ANALYSERET FOR BAM I MINDST ÉN AF DERES BORINGER.

<i>Anlægsstørrelse</i>	<i>Forhold mellem antallet af anlæg i alt og anlæg med BAM-analyser i mindst én boring</i>
> 1 mio. m ³ /ÅR	1,1
0.1-1 mio. m ³ /ÅR	1,3
10.000-100.000 m ³ /år	1,7

KILDE: BEREGNET PÅ BASIS AF DATAUDTRÆK FRA GEUS.

REGISTREREDE ANTAL ANLÆG I DENNE STØRRELSKATEGORI IKKE DÆKKENDE (DER EKSISTERER CA. 90.000 SMÅ VANDFORSYNINGSANLÆG I DANMARK).

⁵⁹ GEUS MODTAGER EN LISTE FRA AMTERNE OVER HVILKE BORINGER DER ER AKTIVE, OG KUN DISSE BORINGER KAN KOMME MED I DATAUDTRÆKKET. DESUDEN SKAL KEMIDATA, SOM MODTAGES FRA LABORATORIERNE, VÆRE FORSYNET MED DEN RIGTIGE FORMÅLS- OG ÅRSAGSKODE. HVIS DER YDERLIGERE IKKE ER REGISTRERET EN VANDINDVINDING I DE SIDSTE 5 ÅR, TRÆKKES DATA HELLER IKKE UD, DA GEUS SÅ ANTAGER AT BORINGEN ER OVERGÅET TIL ANDET FORMÅL (PEJLEBORING, AFWÆRGEBORING OSV). DESUDEN KAN DER VÆRE ANDRE MANGLER I DE INDRAPPORTEREDE DATA, SOM GØR AT DATA IKKE KOMMER MED I DET DATAUDTRÆK SOM LIGGER TIL GRUND FOR DEN ÅRLIGE AFRAPPORTERING OM GRUNDVANDET (PER NYEGAARD, E-MAIL AF 31.07.03.)

12.2.2 Boringer, som ikke er analyseret for andel af arsen, nikkel og nitrat

273 boringer blev ekskluderet pga. overskridelser af grænseværdien for arsen, MTBE, nikkel, nitrat eller vinylchlorid. I 102 af disse boringer, fordelt på 59 anlæg, er der også detekteret BAM. Langt de fleste boringer ekskluderes pga. arsen (20 boringer fordelt på 14 anlæg), nikkel (58/24) og nitrat (20/17). Analysehypigheden i nærværende datasæt for disse stoffer er henholdsvis 27%, 74% og 75%. Hvis alle boringer havde været analyseret, ville det derfor forventes, at flere end de 102 BAM-forurenede boringer skulle ekskluderes.

Det ikke kan udelukkes, at der i visse tilfælde er foretaget ekstra analyser for ovennævnte stoffer, som følge af en mistanke om, at boringen er foruren. Dette kunne f.eks. være i dybere boringer, hvor der ved f.eks. sænkning af vandspejlet er risiko for frigivelse af nikkel og arsen. Fundhyppigheden i de boringer, der er analyseret, kan derfor være højere, end det vil forventes i de boringer, der ikke er analyseret.

Ligesom der vil blive korrigeret for manglende analyser for BAM (se Kapitel 12.2.1), kunne man forsøge at korrigere for de manglende analyser for arsen, nikkel og nitrat.

Set i forhold til de i alt 3.740 boringer fordelt på 811 anlæg⁶⁰ (svarende til cirka halvdelen af de registrerede boringer), der som følge af manglende BAM-analyser ikke er en del af data-materialet (se Tabel 23), vurderes den lave andel af boringer der er analyseret for arsen, nikkel og nitrat dog ikke i væsentlig grad at påvirke estimatet for antallet af anlæg, der skal gennemføre afværgetiltag.

Der vil derfor ikke blive foretaget en kvantitativ korrektion for manglende analyser for indhold af arsen, nikkel og nitrat i rapporten. Det vurderes dog, at de manglende analyser af arsen, nikkel og nitrat i et vist omfang vil føre til en begrænset overestimering af antallet af anlæg, som kan anvende rensning som afværgetiltag.

12.3 Resultater af spørgeskemaundersøgelsen

Afstanden til erstatningskildepladsen er ganske afgørende for prisen på at oprette en erstatningskildeplads. Der er derfor rettet henvendelse til de 358 identificerede BAM-ramte vandforsyningsanlæg, for at indhente oplysninger om længden af nyopført råvandsledning i forbindelse med allerede gennemførte og planlagte kildeplads-flytninger. Ved samme lejlighed er der indhentet oplysninger om omkostninger i forbindelse med flytningen og typen af afværgetiltag, hvis der ikke flyttes kildeplads.

49,2 % af de 358 adspurgte vandforsyningsanlæg returnerede spørgeskemaet. En oversigt over besvarelserne fremgår af Tabel 26, 27 og 28.

TABEL 26. STATUS FOR AFVÆRGETILTAG SOM FØLGE AF BAM.

<i>BAM-KONCENTRATION</i>		<i>MINDST ÉT FUND OVER GRÆNSEVÆRDIEN > 0.1 µg/L</i>	<i>MINDST ÉT FUND OVER DETEKTIONSGRÆNSEN, MEN INGEN FUND OVER GRÆNSEVÆRDIEN 0.01-0.1 µg/l</i>
ÅNLÆG (ANTAL)		84	274
BESVARELSER (ANTAL (%))		50 (59,5 %)	126 (46,0 %)
ALLEREDE GENNEMFØRTE AFVÆRGETILTAG ⁶¹	NEJ, INGEN AFVÆRGETILTAG	12 (24 %)	57 (45 %)
	JA, KILDEPLADSEN ER FLYTTET	23 (46 %)	5 (4 %)
	JA, SAMMENLÆGNING MED NABOVANDVÆRK	3 (6 %)	4 (3 %)
	JA, ANDRE AFVÆRGETILTAG ⁶²	21 (42 %)	57 (45 %)
PLANLAGTE AFVÆRGETILTAG ⁶¹	NEJ, INGEN AFVÆRGETILTAG	20 (40 %)	72 (57 %)
	JA, KILDEPLADSEN ER FLYTTET	6 (12 %)	13 (10 %)
	JA, SAMMENLÆGNING MED NABOVANDVÆRK	5 (10 %)	4 (3 %)
	JA, VIDEREGÅENDE VAND-BEHANDLING (F.EKS. MED AKTIVT KUL)	2 (4 %)	3 (2 %)
	JA, ANDRE AFVÆRGETILTAG ⁶²	10 (20 %)	28 (22 %)

KILDE: IMV'S SPØRGESKEMAUNDERSØGELSE.

⁶⁰ (793+3006+3652) – (474+1568+1669) = 3740 BORINGER; (66+623+1648) – (61+484+981) =

⁶¹ SUMMEN AF DE MULIGE AFVÆRGETILTAG KAN VÆRE STØRRE END ANTALLET AF BESVARELSER. DETTE SKYLDES, AT NOGLE BESVARELSER RAPPORTERER OM MERE END ÉN TYPE AFVÆRGETILTAG. DE OPLYSTE %-TAL KAN DERFOR SUMMERE TIL MERE END 100.

⁶² BORING GJORT DYBERE, BORING RENOVERET, BORING NEDLAGT, AFVÆRGE PUMPNING OSV.

TABEL 27. LÆNGDEN AF NYOPFØRT RÅVANDSLEDNING I FORBINDELSE MED ALLEREDE GENNEMFØRTE OG PLANLAGTE KILDEPLADS-FLYTNINGER.

VANDINDVINDING (MIO. M ³ /ÅR)	LÆNGDEN AF RÅVANDSLEDNING (KM)			
	ANTAL BESVARELSER	MINIMUM	MAKSIMUM	GENNEMSIT
>1	1	-	-	35
0,1-1	14	0,5	8	3,0
0,01-0,1	9	0,02	3	1,5

KILDE: IMV'S SPØRGESKEMAUNDERSØGELSE.

Det ses, at længden af nyopført råvandsledning i forbindelse med kildepladsflytningen varierer en hel del. Gennemsnitlig er længden 1,5 km for de små anlæg (0,01-0,1 mio. m³/år) og 3,0 for de mellemstore anlæg (0,1-1 mio. m³/år).

Enkelte meget store forsyningsselskaber har ikke set sig istand til at besvare det rundsendte spørgeskema, men har i stedet beskrevet deres situation i fritekst pr. brev. Årsagen har været, at disse vandforsyningsselskaber råder over et endog særdeles stort antal kildepladser (op til 50) og borer (op til 700), og at der derfor ikke har været en entydig sammenhæng imellem forurening i den enkelte boring og tiltag til at opretholde selskabets vandforsyning generelt, f.eks. ved etablering af nye kildepladser.

Der er derfor kun indkommet oplysninger om en enkelt flytning af kildepladser på store anlæg (>1 mio. m³/år), nærmere bestemt etableringen af en ny kildeplads i Holsted Kommune til brug for forsyningen af borgerne i Esbjerg. Projektet er endvidere beskrevet af Majland (1999). Flytningen af kildepladsen var dog ikke begrundet af BAM-problemer alene, men af en række faktorer. Længden af den nye råvandsledning er næppe afhængig af, hvilken forurening, der begrundet flytningen af kildepladsen, men snarere af bl.a. de hydrogeologiske og vandmiljømæssige forhold i området. Det skal dog understreges, at dette kun er et enkelt datapunkt for afstande til nye kildepladser for store anlæg (>1 mio. m³/år).

TABEL 28. FAKTISKE OG BUDGETTEREDE OMKOSTNINGER I FORBINDELSE MED ALLEREDE GENNEMFØRTE OG PLANLAGTE KILDEPLADS-FLYTNINGER.

VANDINDVINDING (MIO. M ³ /ÅR)	OMKOSTNINGER VED FLYTNING AF KILDEPLADS (KR)			
	ANTAL BESVARELSER	MINIMUM	MAKSIMUM	GENNEMSIT
>1	1	-	-	72.000.000
0,1-1	11	150.000	7.000.000	2.653.500
0,01-0,1	9	263.361	2.000.000	678.961

KILDE: IMV'S SPØRGESKEMAUNDERSØGELSE.

1 3 R E F E R E N C E R

- Andersen, J. N. & Stamer, C. 1999 *Fjernelse af metaller ved traditionel vandbehandling på danske vandværker*. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen nr. 17. Miljøstyrelsen, Miljø- og Energiministeriet.
- Arrow, K., Cline, W. R., Maler, K.-G., Munasinghe, M., Squitieri, P., Stiglitz, J. E. 1996 *Intertemporal Equity, Discounting, and Economic Efficiency*: Bruce, J., Hoesung, L. & Haites, E. (Red.) *Climate Change 1995, Economic and Social Dimensions of Climate Change*. Cambridge University Press.
- Arvin, E., Andersen, J. N., Albrechtsen, H.-J., Arcangeli, J. P., Boe-Hansen, R., Stamer, C. 1998 *Vandrensning ved hjælp af aktiv kulfilter* Miljøprojekt nr. 391. Miljøstyrelsen. <http://www.mst.dk/>
- Brüsch, W. 2002 *Statusrapport 2002 Pesticidforurenede vand i små vandforsyningsanlæg*. GEUS rapport nr. 87. Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse; Miljøministeriet.
- Christensen, I. & Christensen, S. 2000 *Afgivelse af stoffer fra filtermaterialer til drikkevand* Arbejdsrapport nr. 12. Miljøstyrelsen.
- Clausen, L., Kagstrup, T., Christensen, T. J., Corfitzen, C., Albrechtsen, H.-J., Arvin, E. 2003 *Rensning af grundvand med aktivt kul for BAM og atrazin*. Miljøprojekt Nr. 859.
- Finansministeriet 1999 *Vejledning i udarbejdelse af samfundsøkonomiske konsekvensvurderinger* Finansministeriet.
- Freeman, A. 1993 *The Measurement of Environmental and Resource Values. Theory and Methods*: Resources for the Future, Washington D.C.
- GEUS 1998 *Grundvandsovervågning 1998* Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse, Miljøministeriet.
- GEUS 2001 *Grundvandsovervågning 2001* Danmark og Grønlands Geologiske Undersøgelse, Miljøministeriet.
- GEUS 2002 *Grundvandsovervågning 2002* Danmark og Grønlands Geologiske Undersøgelse, Miljøministeriet.
- Henriksen, H. J. & Sonnenborg, A. 2003 *Ferskvandets kredsløb NOVA 2003 Temarapport*. Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse, Danmarks Miljøundersøgelser, Danmarks Jordbrugsforskning, Danmarks Meteorologiske Institut.
- HOH vand og Miljø A/S 1998 *Status for lukkede borer ved almene vandværker*. Miljøprojekt nr. 380. Miljø- og Energiministeriet, Miljøstyrelsen.
- HOH vand og Miljø A/S, GEO, Danmarks Tekniske Universitet, I. f. M. o. R., Københavns Universitet, G. I., Danmarks Jordbrugsforskning 2002 *Pesticider og vandværker. Udredningsrapport om BAM-forurening*. Miljøprojekt nr. 732. Miljøstyrelsen, Miljøministeriet.
- Hvidovre Vandforsyning 1999 *Hvidovre Vandforsyning - Årsrapport 1998*
- Jensen, M. 2003 *Flytning af kildepladser - Omkostningsanalyse* Krüger A/S.
- Koseki, M., Nakagawa, A., Tanaka, Y., Noguchi, H., Omochi, T. 2003 Sensory Evaluation of Taste of Alkali-ion Water and Bottled Mineral Waters. *Journal of Food Science* 68(1):354-8

- Larsen, M., Nørgaard, H., Thomsen, T., Gai, A., Petersen, B. N. 2003 *Prisdatahåndbog Vandforsyning*: Forlaget Thomson A/S.
- Loll, P., Larsen, C., Møldrup, P., Henriksen, K. 2003 *Filtrisorb® 400, aktiv kul til rensning af MTBE-forurenede grundvand - detailundersøgelse*. Miljøprojekt Nr. 746. Miljøstyrelsen, Miljøministeriet.
- Ludvigsen, L. 2002 *Kilder til BAM-forurening og forureningsudbredelse 34*, delraport 2. Miljøstyrelsen.
- Majland, O. 1999 *Råvand fra Holsted til Esbjerg - et tilbageblik*. Vandforsyningsteknik 48. Danske Vandværkers Forening.
- Miljø- og Energiministeriet 1999 *Bekendtgørelse om lov om vandforsyning m.v.* www.retsinfo.dk
- Miljø- og Energiministeriet 2001 *Bekendtgørelse om vandkvalitet og tilsyn med vandforsyningsanlæg*
- Miljøstyrelsen 1990 *Vandkvalitet og tilsyn med vandforsyningsanlæg*. Vejledning 60150.
- Miljøstyrelsen 1995 *Udpegning af områder med særlige drikkevandsinteresser*. Vejledning fra Miljøstyrelsen nr. 4. Miljø- og Energiministeriet.
- Miljøstyrelsen 1996 *Status og perspektiver for kemikalieområdet* Miljøstyrelsen, Miljø- og Energiministeriet.
- Miljøstyrelsen 1997a *Boringskontrol på vandværker*. Vejledning fra Miljøstyrelsen nr. 2. Miljø- og Energiministeriet, Miljøstyrelsen.
- Miljøstyrelsen 1997b *Status for miljøministerens handlingsplan for nedsættelse af forbruget af bekæmpelsesmidler* <http://www.mst.dk/kemi/03020200.htm>
- Miljøstyrelsen 1997c *Udviklingen i den danske vandforsyningsstruktur*. Arbejdsrapport nr. 62. Miljø- og Energiministeriet Miljøstyrelsen.
- Miljøstyrelsen 2003 *Bekæmpelsesmiddelstatistik 2002 - Salg 2000, 2001 og 2002: Behandlingshyppighed 2002*. Orientering fra Miljøstyrelsen nr. 5. Miljøstyrelsen, Miljøministeriet.
- Nielsen, B. 1996 *Erfaringer med sprøjt middel-fjernelse på Breum Vandværk* Cowi Rådgivende Ingeniører AS.
- Regeringen 2003 *Miljø og sundhed hænger sammen - Strategi og handlingsplan for at beskytte befolkningens sundhed mod miljøfaktorer*
- Watertech 2000 *Vandplan Sjælland - Midler til forbedring af vandressourcen* Københavns Kommune; Frederiksberg Kommune; Københavns Amt; Vestsjællands Amt; Storstrøms Amt; Frederiksborg Amt; Roskilde Amt.
- WHO 2003 *Draft third edition of the WHO Guidelines for Drinking-Water Quality*: WHO.