



Miljø- og
Fødevareministeriet
Miljøstyrelsen

GrundRisk

Beregningsmodel til risikovurdering af grundvandstruende forureninger

Rettet udgave

Miljøprojekt nr. 1865

November 2016

Udgiver: Miljøstyrelsen

Tekst:

Louise Rosenberg, DTU Miljø

Gitte Lemming Søndergaard, DTU Miljø

Philip J. Binning, DTU Miljø

Jens Aabling, Miljøstyrelsen

Poul L. Bjerg, DTU Miljø

ISBN: 978-87-93529-34-2

Rettelse af "Miljøprojekt nr. 1865", juni 2016 findes i formel 2 på side 24. Se fodnote nr. 1.

Miljøstyrelsen vil, når lejligheden gives, offentliggøre rapporter og indlæg vedrørende forsknings- og udviklingsprojekter inden for miljøsektoren, finansieret af Miljøstyrelsens undersøgelsesbevilling. Det skal bemærkes, at en sådan offentliggørelse ikke nødvendigvis betyder, at det pågældende indlæg giver udtryk for Miljøstyrelsens synspunkter. Offentliggørelsen betyder imidlertid, at Miljøstyrelsen finder, at indholdet udgør et væsentligt indlæg i debatten omkring den danske miljøpolitik.

Må citeres med kildeangivelse.

Indhold

Forord	5
Konklusion og sammenfatning	6
1. Introduktion	9
1.1 Baggrund	9
1.2 Formål og afgrænsning.....	9
1.3 Målgruppen - involvering af regionerne	10
1.4 Vertikal transport – udbygning af GrundRisk.....	10
2. Overordnet ramme for risikovurdering af grundvandsforurening	12
2.1 Eksisterende risikovurderingsprincipper	12
2.2 JAGG-modellen samt behov for modifikationer	12
2.3 Koncentrations- eller forureningsfluxbaseret risikovurdering.....	15
2.4 Principper: Kontrolpunkt og inkluderede processer.....	17
2.5 Afgrænsning af specificationskrav til risikovurderingsmodellen.....	20
2.6 Eksisterende analytiske modeller til risikovurdering af forureningstransport i grundvandet	21
3. Model til risikovurdering: GrundRisk	23
3.1 Inkluderede processer	24
3.2 Parameterliste/datakrav for model.....	25
4. Valg af testlokaliteter til afprøvning af GrundRisk	27
4.1 Kriterier for valg af lokaliteter.....	27
4.2 Testlokaliteter	29
5. Valg af parametre til modelsimulering	33
5.1 Kildespecifikke parametre	34
5.2 Hydrogeologiske parametre og akviferegenskaber	34
5.3 Fysisk-kemiske parametre og nedbrydning.....	34
6. GrundRisk: Koncepter og modelresultater	38
6.1 Grafisk optegning af resultater.....	38
6.2 Valg af begyndelsepunkt for udmåling af afstanden til kontrolpunktet	40
6.3 Valg af kontrolpunkt.....	43
6.4 Infiltration.....	45
6.5 Grundvandsmagasiner med begrænset vertikal udstrækning	48
6.6 Geometri af forureningskilden	50
6.7 Hvornår er en forurening stationær?.....	52
6.8 Dispersion	56
6.9 Nedbrydning	58
6.9.1 Nedbrydning af chlorerede opløsningsmidler	58
6.9.2 Nedbrydning af BTEX'er.....	60
6.9.3 Nedbrydning af pesticider	62
6.10 Sammenligning af resultaterne fra JAGG 2.0 og GrundRisk.....	66
7. Opsummering af modelafprøvningen	68
Referencer	70

Bilag 1	Opsummering af workshops og teknikermøder	73
Bilag 2	An analytical solution for predicting contaminant concentrations in the saturated zone.....	102
Bilag 3	Sammenligning af GrundRisk med numerisk model.....	107
Bilag 4	Lokalitetsbeskrivelser, data og resultater.....	109
Bilag 5	Litteraturgennemgang af dispersiviteter	179
Bilag 6	Tid til den halve stationære koncentration ($C_{1/2}$).....	181
Bilag 7	Sensitivitetsanalyse.....	183

Forord

Miljøstyrelsen ønsker at evaluere og forbedre nuværende risikoprincipper for den offentlige indsats over for de mange jordforureninger. Særligt ønskes fokus på de forureninger, der udgør en risiko over for vores drikkevandsressource. Det vil sige de kortlagte arealer jf. jordforureningsloven, som ligger inden for områder med særlige drikkevandsinteresser og inden for indvindingsoplande for nuværende og fremtidige almene vandforsyningsanlæg.

Med Miljøstyrelsens gældende vejledende risikovurderingsprincip (Miljøstyrelsen 1998) er det i dag svært at prioritere mellem de mange forureninger ift. den videre undersøgelses- og oprydningsindsats. Herudover mangler der i Miljøstyrelsen (1998) realistiske metoder til at vurdere, hvornår en grundvandsforurening ikke behøver at blive rensset op f.eks. fordi den forurening, der siver ned til grundvandet er meget lille, eller fordi det enten ikke er miljømæssigt eller økonomisk bæredygtigt at rense forureningen op.

For at opnå en forbedret risikovurdering og prioritering af grundvandstruende forureninger, er der en række forskningsmæssige udfordringer, der skal løses forud for udmøntning af nye principper og metoder. DTU Miljø har i samarbejde med Miljøstyrelsen identificeret 4 forskningsmæssige mål, der er samlet under 4 delprojekter, og som har fået navnet GrundRisk. De 4 delprojekter er:

1. Udvikling af en effektiv metode til risikoscreening af kortlagte jordforureninger (V1 og V2), således at de grundvandstruende jordforureninger identificeres på et tidligt stadium.
2. **Beregningsmodel til risikovurdering af grundvandstruende forureninger. Baseret på en evaluering af den nuværende trinvis risikovurdering (Vejledning nr. 6 og 7, Miljøstyrelsen 1998) fremsættes forslag til en ny og forbedret metode til risikovurdering af de grunde, som giver anledning til en mere detaljeret vurdering baseret på den indledende risikoscreening.**
3. Udvikling af en metode til prioritering af oprydningsindsatsen i et indvindingsopland eller et større geografisk område.
4. Udvikling af en fremgangsmåde til at vurdere bæredygtigheden af grundvandsindsatsen.

Nærværende rapport omhandler delprojekt 2.

Konklusion og sammenfatning

GrundRisk er et projekt opdelt i fire delprojekter. I denne rapport er delprojekt 2 beskrevet. Denne del af GrundRisk omhandler udviklingen af en ny analytisk risikovurderingsmodel, som er opkaldt efter projektet. Således er det udførte arbejde en teknisk gennemgang og afprøvning af den udviklede model. Der er derfor ikke foretaget nogle principielle beslutninger, og denne rapport skal således ikke ses som en vejledning.

Den nuværende risikovurderingsmodel inden for grundvandsforurening, JAGG-modellen, er baseret på en forsimplet konceptuel model for stofspredning, herunder at der kun forekommer spredning i én dimension. Videre er det nuværende risikovurderingsprincip, at kontrolpunktet er placeret ved en afstand, der svarer til et års grundvandstransport, dog maksimalt 100 m væk fra forureningskilden. På grund af den endimensionale spredning og de valgte standardparametre giver beregninger med brug af JAGG ofte kun anledning til en meget begrænset fortynding af de forurenede stoffer. Desuden indgår nedbrydning ofte ikke i beregningerne, så det samlede resultat giver en konservativ risikovurdering.

Der har gennem projektforløbet været afholdt workshops med repræsentanter fra de fem danske regioner. Det har hermed været muligt at få input til hvilke principper, som den fremtidige risikovurdering skal hvile på, og hvilke processer, der er væsentlige at medtage i en risikovurderingsmodel. Der er ved hjælp af oplæg, spørgeskemaer og diskussioner identificeret en række processer og forhold, som regionsmedarbejdere gerne så i en ny model fx spredning i tre dimensioner, nedbrydning både af enkeltstoffer og sekventiel nedbrydning (kædenedbrydning) og infiltration over forureningsfanen. Samtidigt var det ønskeligt at risikovurderingsmodellen kunne beskrive nedsivning til grundvandet fra en forureningskilde placeret over grundvandsspejlet. Gennem en litteratursøgning er det fundet, at der ikke eksisterer en analytisk model, der beskriver en forureningsspredning med de ønskede processer og placering af forureningskilden, hvorfor en udvikling af en sådan model fandt sted.

Der er i projektet udviklet en model, der kan simulere en stofspredning af en grundvandsforurening i 3 dimensioner. Forureningen nedsiver som en forureningsflux gennem et horisontalt areal placeret over grundvandsmagasinet. Dermed er den i tråd med koncepterne for overfladevandsværktøjet (Miljøstyrelsen, 2014a), der også arbejder med en vertikal flux, som udgangspunkt for risikovurderingen. Ligeledes er det også muligt at simulere en 1. ordens nedbrydning af forureningen, herunder sekventiel nedbrydning. Dette er i særdeleshed brugbart for at beskrive nedbrydningen af chlorerede opløsningsmidler. Modellen kan medtage effekten af infiltration på forureningsfanens udbredelse over dybden og heraf følgende fortynding.

For at undersøge modellens egenskaber, muligheder og effekter af forskellige parametre og forhold er der udvalgt ni testlokaliteter i samarbejde med regionerne. De ni testlokaliteter er udvalgt på baggrund af danske geologiske forhold, således at testlokaliteterne repræsenterer fem forskellige geologiske hovedtyper. Videre er der fokuseret på de fire stofgrupper, der oftest forårsager en risiko for grundvandsressourcen. Disse fire stofgrupper/forureningsstoffer er olieforureninger/BTEX (benzen, toluen, ethylbenzen og xylener) og methyl-tert-butylether (MTBE), chlorerede opløsningsmidler og pesticider.

Afprøvningen af GrundRisk-modellen har vist, at modellen med relevante spredningsparametre simulerer en spredning af en grundvandsforurening i tre dimensioner. Videre har afprøvningen vist,

at når infiltration inkluderes i simuleringerne, falder den resulterende koncentration i punktet 100 m fra den nedstrøms kant af forureningskilden. Videre trykker infiltrationen forureningsfanen ned, så forureningsfanen bliver placeret dybere og dybere med afstanden fra kilden. Ved en lille tykkelse af grundvandsmagasinet betyder dette, at modellen er misvisende, da antagelsen om et i princippet uendeligt dybt grundvandsmagasin ikke er opfyldt. Der er derfor udviklet en løsning, så modellen i disse tilfælde kan simulere fortyndingen i grundvandsmagasinet ved at antage fuld opblanding over dybden. Modelresultaterne har vist, at de kilde-specifikke parametre har stor betydning for den resulterende koncentration i kontrolpunktet, og bestemmelse af disse er derfor vigtige.

GrundRisk-modellen kan beskrive nedbrydning for relevante stofgrupper. Ved anvendelse af nedbrydningsrater fra JAGG-modellen giver nedbrydningen et betydeligt fald i koncentrationen af BTEX og nogle pesticider i kontrolpunktet. For pesticider med lave nedbrydningsrater har undersøgelserne vist, at nedbrydningen ikke har nogen betydelig indvirkning på koncentrationen i kontrolpunktet. På de testlokaliteter, hvor der er fundet forurening med chlorerede opløsningsmidler er der benyttet sekventiel nedbrydning. Ved at benytte sekventiel nedbrydning stiger koncentrationen af nedbrydningsprodukterne i kontrolpunktet i forhold til, hvis nedbrydningen ikke medtages. Dette skyldes, at der både sker en nedbrydning og efterfølgende også dannelse af nedbrydningsprodukterne.

GrundRisk og JAGG har to grundlæggende forskellige matematiske beskrivelser, som gør det svært at simulere to forureningssituationer med samme modelforudsætninger og identiske parametre. Derfor kan der kun foretages en grov sammenstilling af resultaterne opnået ved beregninger med JAGG og GrundRisk. Sammenligningen af resultaterne har vist, at GrundRisk giver en mindre koncentration i kontrolpunktet, end hvad der er fundet ved brug af JAGG 2.0. Når sekventiel nedbrydning medtages i GrundRisk, bliver koncentrationen af nedbrydningsprodukterne højere i GrundRisk end i JAGG i kontrolpunktet.

For at benytte GrundRisk til risikovurdering er der behov for at træffe beslutninger om en række principper for risikovurdering, hvor effekten er belyst i denne rapport. Det drejer sig fx om udmåling af afstand fra kilden, placering af kontrolpunktet og filterlængde i kontrolpunktet. Især er afstanden til kontrolpunktet af afgørende betydning for modellens resultater, mens filterlængden er af mindre betydning, hvis man er i den centrale del af forureningsfanen. Der skal dog tages højde for, at når infiltration over forureningsfanen medtages, så dykker forureningsfanen med afstanden fra forureningskilden.

Effekten af parametervalg er belyst i rapporten, men der er ikke taget stilling til hvilke parametre, som bør benyttes i et fremtidigt risikovurderingsværktøj. Der er lavet en litteraturgennemgang af parametre for stofspredning (dispersiviteter), som har vist, at der kun er et meget begrænset antal studier, som har publiceret dispersiviteter for spredning på tværs af strømningsretningen (horisontalt og vertikalt). Rapporten har dokumenteret effekten af infiltration på forureningsfanens vertikale placering og fortyndingen. Det foreslås, at der er fokus på dette forhold ved konkrete risikovurderinger, herunder om standardparametre for infiltrationen giver et retvisende billede ved risikovurderingen.

Der er i rapporten ikke foretaget en opdatering af tidligere litteraturgennemgange af værdier for nedbrydningsrater. Resultaterne i rapporten viser som forventet, at nedbrydningsraterne er særligt kritiske for resultatet af en risikovurdering. Det vurderes, at der er et behov for at opdatere de nedbrydningsrater, der benyttes i JAGG i dag.

Der er desuden behov for at se på koblingen af vertikale risikovurderingsmodeller til GrundRisk. I et parallelt projekt udvikles en konceptuel og matematisk kobling af vertikale stoftransportmodeller til grundvandsmodellen (GrundRisk) udviklet i denne rapport. Når dette arbejde er afsluttet, vil der

eksistere en samlet model for risikovurdering af en forurenede grund i forhold grundvandsforurening.

1. Introduktion

1.1 Baggrund

I Danmark bygger principperne for risikovurdering af forurenede grunde på, at grundvandressourcen skal beskyttes mod forurening, sådan at der i princippet kan placeres indvindingsboringer uden begrænsninger. I forhold til den offentlige indsats over for de jordforureninger, der kan true grundvandet, er der defineret en acceptabel påvirkningsafstand svarende til den distance grundvandet tilbagelægger på 1 år dog maksimalt 100 m. Udenfor denne påvirkningsradius skal grundvandet overholde kvalitetskriterierne (Miljøstyrelsen, 2014b).

Risikovurdering af grundvandstruende forureninger har dermed til formål at vurdere, om grundvandskvalitetskriteriet er opfyldt i et kontrolpunkt placeret maksimalt 100 m nedstrøms forureningskilden. I Danmark og i udlandet har der været tradition for, at risikovurderingen af punktkildeforureninger på lokal skala sker på baggrund af beregnede stofkoncentrationer. I Danmark er modellen JAGG udviklet til at risikovurdere punktkildeforureninger på et tidligt stadie, hvilket giver svar på, om en punktkildeforurening udgør en potentiel grundvandstrussel. Konkret estimerer JAGG den forventede forureningskoncentration i kontrolpunktet baseret på en kilde-koncentration i grundvand, jord eller sekundært grundvand. JAGG bygger på simplificerede beregninger og antagelser, som beskrevet i Miljøstyrelsen (1998). Modellen har vist sig at være relativt konservativ, hvilket betyder, at et meget stort antal punktkildeforureninger identificeres til at udgøre et potentielt problem for grundvandet.

Miljøstyrelsen ser derfor et behov for at revidere JAGG modellen, så der opnås en mere realistisk risikovurdering med inddragelse af de væsentlige processer, så identifikationen af de grundvandstruende punktkildeforureninger bliver mere præcis og indsatsen bliver mere målrettet.

1.2 Formål og afgrænsning

Det overordnede formål med denne rapport er at udvikle en mere realistisk analytisk model til at vurdere spredningen af punktkildeforurening i grundvandet. Den analytiske model skal anvendes til risikovurdering af forurenede grundenes påvirkning af grundvandet, idet den beregner en forureningskoncentration i et valgt nedstrøms kontrolpunkt. Modellen er målrettet til at blive benyttet ved risikovurdering af V2-kortlagte lokaliteter og evt. også til brug i forbindelse med private forureningsager og regionernes videregående undersøgelser. Modellen skal kunne håndtere de vigtigste processer for forureningsspredningen, herunder advektiv transport, spredning i tre dimensioner, sorption og nedbrydning.

Rapporten har til formål at belyse den udviklede models tekniske egenskaber og muligheder. Videre har den til formål at belyse, hvilken effekt de forskellige forhold og inkluderede processer har på koncentrationerne af stoffer i grundvandet nedstrøms en forureningskilde. Beskrevne principper og overvejelser omkring risikovurdering i denne rapport er således ikke principielle i forhold til udmøntning af den fremtidige risikovurdering.

Den udviklede model i denne rapport er begrænset til at skulle håndtere forureningsspredningen i grundvandet baseret på en vertikal forureningsstilførsel til grundvandsmagasinet fra de ovenliggende dæklag. Det er således ikke formålet at beskrive forureningstransporten i dæklagene ned til

grundvandet. Modeller for den vertikale transport udvikles i løbet af 2016 i et parallelt projekt (se afsnit 1.4).

1.3 Målgruppen - involvering af regionerne

I november 2013 afholdte Miljøstyrelsen og regionerne et seminar om fremtidens grundvandsindsats. Dette gav anledning til en række anbefalinger og konkrete forslag om at ændre principper og metoder til den nuværende indsats mod de grundvandstruende jordforureninger. Blandt andet blev det foreslået at udvikle et risikovurderingsværktøj eller videreudvikle JAGG, så det er mindre konservativt. Derudover har Miljøstyrelsen i samarbejde med flere af regionerne gennemført teknologiudviklingsprojekter om risikovurdering af grundvandstruende jordforureninger. Disse samarbejder, har givet en fælles forståelse for de udfordringer, der fremadrettet skal findes løsninger for. I GrundRisk projektet, som forventes at foreslå løsninger til nogle af udfordringerne, videreføres dette samarbejde.

I nærværende delprojekt er der sideløbende med udvikling af den nye model til risikovurdering afholdt to workshops, to følgegruppemøder med projektets tekniske følgegruppe, samt et møde med regionscheferne. De to workshops har haft deltagelse af 2-3 medarbejdere fra hver region og den tekniske følgegruppe inkluderer 1-2 medarbejdere fra hver region. Repræsentanter fra Videnscenter for Miljø og Ressourcer har desuden deltaget på workshops og følgegruppemøder. Formålet med disse workshops og følgegruppemøder har været at orientere om projektets fremgang samt at diskutere relevante problemstillinger og få feedback fra henholdsvis workshopdeltagere og den tekniske følgegruppe.

Workshop 2. oktober 2014

Formålet med denne workshop var dels at informere om projektet og dels at diskutere forskellige principper for risikovurdering, herunder koncentrationsbaseret og fluxbaseret risikovurdering. Workshopen er opsummeret i bilag 1.

Følgegruppemøde 26. januar 2015

På dette følgegruppemøde blev de valgte testlokaliteter til afprøvningen af risikovurderingsmodellen præsenteret og diskuteret. Derudover blev det diskuteret hvilke processer, der skulle være indeholdt i risikovurderingsmodellen (nedbrydning, sekventiel nedbrydning, infiltration til forureningsfanen mv.). Desuden blev usikkerheder relateret til arealer af forureningskilder diskuteret. En oversigt over feedback modtaget på mødet ses i bilag 1.

Workshop 4. maj 2015

På denne workshop blev den udviklede analytiske model til risikovurdering præsenteret, og der blev vist eksempler på anvendelse på to testlokaliteter. Efterfølgende diskuterede deltagerne i grupper om det nuværende kontrolpunkt 100 m nedstrøms skal bibeholdes, og om nedbrydning skal kunne inkluderes i risikovurderingen af udvalgte stoffer. Workshopen er opsummeret i bilag 1.

Følgegruppemøde 20. august 2015

På følgegruppemødet med teknikergruppen blev der givet en status for arbejdet med GrundRisk, herunder udmeldt en dato for, hvornår rapportudkastet vil være klar til kommentering. Mødet havde primært fokus på delprojekt 1 om risikoscreening.

1.4 Vertikal transport – udbygning af GrundRisk

I 2016 gennemføres en udbygning af GrundRisk. Formålet er at implementere løsninger på den vertikale forureningstransport. Derudover vil der ske en sammenkobling mellem den vertikale og horisontale forureningstransport. På den måde opnås et fuldstændigt transportbillede for mobile jordforureninger og dermed et nyt risikovurderingsværktøj, der kan erstatte den eksisterende JAGG model.

2. Overordnet ramme for risikovurdering af grundvandsforurening

2.1 Eksisterende risikovurderingsprincipper

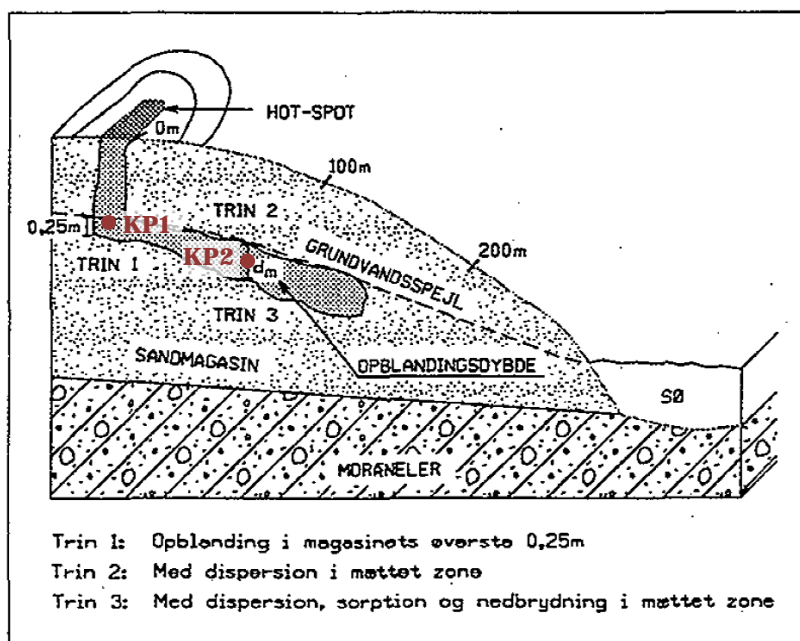
Den overordnede ramme for risikovurdering af forurenede grunde i Danmark er beskrevet i Miljøstyrelsens vejledning om oprydning på forurenede lokaliteter (Miljøstyrelsen 1998). Her beskrives det, at: *"udførelsen af risikovurderingen samt eventuelle efterfølgende afværgeforanstaltninger skal sikre, at grundvandsressourcen bevares ren, svarende til at grundvandskvalitetskriteriet er overholdt. Det tilstræbes således, at indvindingsboringer kan placeres uden begrænsninger og indvinde rent grundvand"*.

Formålet med risikovurderingen i forhold til grundvand er således ifølge Miljøstyrelsen (1998) at vurdere, hvorvidt en given forurening i jord eller sekundært grundvand giver et forureningsbidrag til det primære magasin, således at grundvandskriteriet for det pågældende stof overskrides. I vejledningen arbejdes med et kontrolpunkt beliggende i en afstand som svarer til grundvandets transportafstand på et år, dog maksimalt 100 m. I dette teoretiske beregningspunkt beregnes grundvandskoncentrationen over en udregnet opblandingsdybde af grundvandsmagasinet, da dette ifølge vejledningen repræsenterer zonen med de højeste koncentrationer.

2.2 JAGG-modellen samt behov for modifikationer

Miljøstyrelsen (1998) definerer det grundvand der udføres risikovurdering for således: *"I forhold til forureningsspredning og risikovurdering tillægges et sekundært magasin samme betydning som et primært magasin, hvis der kan ske en betydende forureningsspredning fra det sekundære til primære grundvandsmagasiner og/eller recipienter, eller hvis det sekundære magasin er eller kan være anvendeligt til vandforsyningsformål"*.

Miljøstyrelsen (1998) beskriver, hvorledes en risikovurdering overfor grundvandet kan udføres i tre trin. I Trin 1 beregnes grundvandskoncentrationen lige under forureningskilden. I Trin 2 beregnes koncentrationen i et nedstrøms punkt svarende til grundvandets transportafstand på 1 år, dog maksimalt 100 m. Trin 2 tager højde for dispersion (spredning) af forureningen i den vertikale retning. I Trin 3 beregnes koncentrationen i samme beregningspunkt, som i Trin 2, men her tages desuden højde for 1.ordens nedbrydning og forsinkelse af stoffronten grundet sorption. En kort beskrivelse af de 3 beregningstrin samt tilhørende beregningsformler findes i Figur 1 og Boks 1. De tilhørende beregningspunkter (kontrolpunkter) for de tre trin er illustreret på Figur 1.



FIGUR 1. ILLUSTRATION AF RISIKOVURDERINGENS TRIN 1-3 (MILJØSTYRELSEN 1998). KP1: KONTROLPUNKT 1 TILHØRENDE TRIN 1. KP2: KONTROLPUNKT 2 TILHØRENDE TRIN 2 OG 3

Trin 2 i JAGG-modellens grundvandsmodul (se Boks 1), beskriver hvorledes forureningskoncentrationen i KP2 (jf. Figur 1) beregnes. Denne beregning tager udgangspunkt i en estimeret koncentration lige under forureningskilden (KP1, jf. Figur 1), som er beregnet eller målt i Trin 1. Med den beskrevne beregningsprocedure for Trin 2, er vertikal dispersion den eneste proces, der påvirker koncentrationen undervejs fra KP1 til KP2. Dertil kommer, at den anvendte vertikale dispersivitet, som er den parameter, der styrer størrelsen af den vertikale spredning, er fastholdt på en meget lille værdi i JAGG-værktøjet. I følge vejledningen (Miljøstyrelsen, 1998) sættes den vertikale dispersivitetskoefficient til $1/900$ af den langsgående dispersivitetskoefficient. I JAGG findes den langsgående dispersivitet afhængigt af afstanden til beregningspunktet.

JAGG-modellen hviler på beregninger der beskriver opblandingen af forureningsstoffet i det påvirkede grundvandsmagasin og ikke på en egentlig stoftransportmodel. Der benyttes således ingen klassisk advektion-dispersionsligning til at håndtere beregningerne.

JAGG-modellens grundvandsmodul har vist sig at være relativt konservativ i sin beregning af koncentrationen i KP2 og den maksimale reduktion i koncentrationen, der kan opnås, er begrænset (Overheu et al., 2011). Dette skyldes dels de to nævnte forhold ovenfor, nemlig at der kun antages at ske spredning i den vertikale retning og ikke i den langsgående og transversale retning. Dertil kommer, at den anvendte vertikale dispersivitet, som styrer størrelsen af denne spredning er relativt lille.

JAGG model: Trinvis risikovurdering

Trin 1: Kildenær opblandingsmodel: Forureningskoncentrationen beregnes i et kontrolpunkt i grundvandet lige under forureningskilden. Det antages konservativt, at forureningskoncentrationen i bunden af den umættede zone er lig med koncentrationen i kildeområdet. Koncentrationen i grundvandet C_1 beregnes ud fra en antagelse om, at der sker opblanding i de øverste 25 cm i grundvandet:

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

C_0 : kildekonzentrationen; C_g : grundvandets naturlige baggrundskoncentration; A : det forurenede areal; N : nettonedbøren; B : bredden af det forurenede område; k : hydraulisk ledningsevne for magasinet; i : den hydrauliske gradient

Alternativt kan koncentrationen under kilden måles ved prøvetagning i en filtersat boring. Hvis filterlængden er større en 0,25 m skal den resulterende forureningskoncentration C_1 i magasinets øverste 0,25 m beregnes som:

$$C_1 = C_{1,m\ddot{a}lt} \frac{l}{0,25m}$$

$C_{1,m\ddot{a}lt}$: den målte forureningskoncentration; l : den effektive filterlængde

Trin 2: Kildejern opblandingsmodel: Forureningskoncentrationen beregnes i et kontrolpunkt beliggende i en nedstrøms afstand fra forureningskilden svarende til grundvandets transporttid på et år, dog maksimalt 100 m. Der regnes i dette beregningspunkt med en opblandingsdybde d_m givet ved:

$$d_m = \sqrt{\alpha_{T,V} \cdot v_p \cdot t} = \sqrt{\frac{72}{900} \alpha_L \cdot v_p \cdot t}$$

α_L : den longitudinale dispersivitet, der findes afhængigt af afstanden til beregningspunktet, v_p : porevandshastigheden, t : grundvandets transporttid (maks. 1 år), $\alpha_{T,V}$: den transversale og vertikale dispersivitet.

Den resulterende forureningskoncentration C_2 beregnes analogt til beregningerne i Trin 1:

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

C_0 : kildekonzentrationen; C_g : grundvandets naturlige baggrundskoncentration; A : det forurenede areal; N : nettonedbøren; B : bredden af det forurenede område; k : hydraulisk ledningsevne for magasinet; i : den hydrauliske gradient.

Hvis koncentrationen C_1 er målt i de øverste 25 cm af grundvandet kan denne benyttes til beregning af C_2 :

$$C_2 = C_1 \frac{0,25m}{d_m}$$

Da den maksimale opblandingsdybde i JAGG er 1,78 m, betyder dette at C_2 maksimalt kan blive 7 gange mindre end C_1 .

JAGG model: Trinvis risikovurdering

Trin 3: Kildejern risikovurdering med dispersion, sorption og nedbrydning Koncentrationerne af de stoffer, der forventes at nå grundvandsspejlet bestemmes. Et vigtigt input til denne beregning er kendskab til type og tykkelse af dæklaget til grundvandsmagasinet.

Koncentrationen C_3 i det nedstrøms beregningspunkt beregnes ud fra den resulterende koncentration fra Trin 2 (C_2) under antagelse af, at der udover vertikal dispersion også sker 1. ordens nedbrydning:

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

k_1 : 1. ordens nedbrydningskonstant for den mættede zone; t : den tid hvori nedbrydning foregår.

Der kan i beregningen tages højde for sorption ved at anvende stofhastigheden $V_s = V_p/R$ til at bestemme tiden t , hvor R angiver stoffets retardationsfaktor. Da der benyttes en stofhastighed (V_s) til at finde C_3 , betyder dette, at der sker nedbrydning i både vandfasen og den faste fase i grundvandsmagasinet. Dette kan sammenlignes med hvordan radioaktivt henfald simuleres.

BOKS 1. KORT BESKRIVELSE AF TRIN 3 I DEN TRINVISE RISIKOVURDERING BESKREVET I MILJØSTYRELSEN (1998)

2.3 Koncentrations- eller forureningsfluxbaseret risikovurdering

I Danmark og i udlandet har der været tradition for, at risikovurdering af punktkildeforureninger på lokalskala sker på baggrund af beregnede stofkoncentrationer i et nedstrøms kontrolpunkt i grundvandet (Troldborg, 2010), som sammenlignes med et fastsat kvalitetskriterium. Denne fremgangsmåde er administrativ håndterbar og anvendes mange steder i verden. En svaghed ved metoden er, at estimerede forureningskoncentrationer ikke nødvendigvis siger noget om, hvor meget forureningsmasse, der over tid siver ud i grundvandet og dermed, hvor meget den enkelte punktkilde belaster grundvandet (Einarson & Mackay, 2001). Som supplement eller alternativ til denne fremgangsmåde, har det, nationalt og internationalt, derfor været foreslået at anvende estimater for forureningsfluxen i forbindelse med risikovurdering, dvs. estimater af den forureningsmasse, der siver ud i grundvandet over tid (Troldborg et al. 2008, Newell et al. 2011, Verreydt et al. 2012, Overheu et al. 2013).

Overordnet set kan det altså siges, at der findes to tilgange til risikovurdering af grundvandstruende forureninger, dels en vurdering baseret på *grundvandskoncentrationer* og dels en vurdering baseret på *forureningsfluxe*.

Risikovurdering baseret på koncentration

Det overordnede princip for risikovurdering baseret på koncentration er, at grundvandskvalitetskriteriet skal være overholdt i et nedstrøms kontrolpunkt. Man kunne forestille sig forskellige tilgange, hvis man ønsker at fastholde denne type risikovurdering. Der er beskrevet tre tilgange herunder:

- 1) **Eksisterende vejledning (Miljøstyrelsen, 1998)**: En mulighed er at fastholde de eksisterende simplificerede analytiske beregninger i den nuværende vejledning (beskrevet i Afsnit 2.2 og Boks 1). Som nævnt ovenfor beregnes koncentrationen i kontrolpunktet vha. et simplificeret udtryk for opblandingsdybden. Den nuværende risikovurdering vurderes at give konservative resultater bl.a. i forhold til udspreddning (dispersion) af forureningen.

Som hovedregel ses der desuden ved risikovurderingen bort fra nedbrydning, fordi det kræver vidtgående dokumentation, før det tillades at inddrage nedbrydning.

- 2) **Forbedret analytisk beregningsmetode:** Forureningstransport i grundvandet sker i 3 dimensioner og er under indflydelse af forskellige processer, hvoraf udspredding grundet dispersion er en af de vigtigste processer, når koncentrationen skal estimeres nedstrøms i grundvandet. En forbedret analytisk løsning til forureningens transportligning vil kunne tage højde for denne udspredding i 3 dimensioner under antagelse af forskellige kildegeometrier, infiltration, nedbrydning mv. Hertil kan kilden simuleres som en flade i overensstemmelse med fluxberegningerne i screeningsværktøjet for overfladevand (Miljøstyrelsen, 2014a). Hermed fås en mere velfunderet beregning af koncentrationen i det valgte kontrolpunkt.
- 3) **Numerisk model:** Som alternativ til den analytiske model kan en numerisk model anvendes. En numerisk model vil give en god beskrivelse af forureningstransporten, men vil kræve brug af avancerede modelværktøjer og vil ikke kunne indbygges i fx et regneark-værktøj. I stedet kan en numerisk model bruges til en række standardkørsler, hvorudfra der kan findes stofspecifikke fortyndingsfaktorer for det valgte kontrolpunkt under forskellige betingelser. Som for den forbedrede analytiske model er det her også muligt at simulerer forureningskilden som en flade.

Risikovurdering baseret på forureningsflux

Som forudsætning for at foretage risikovurdering baseret på forureningsflux skal der fastsættes en vejledning for, hvorledes forureningsfluxe skal vurderes. Ved brug af forureningsflux til risikovurdering indgår der typisk en fortyndingsberegning for at vurdere forureningsfluxens størrelse. På baggrund af den estimerede forureningsflux kan man forestille sig forskellige fremgangsmåder til risikovurdering. Tre forskellige fremgangsmåder præsenteres herunder:

- 1) **Forureningsflux set i forhold til et kriterium for et forurennet grundvandsvolumen:** Det overordnede princip for denne risikovurdering er, at en forurennet grund kun må påvirke et grundvandsvolumen af en vis størrelse nedstrøms forureningskilden. Der fastsættes således et volumenkriterium, der angiver det volumen af grundvand, som det er acceptabelt at påvirke. Ved påvirkning menes, at koncentrationerne er højere end kvalitetskriterierne.
- 2) **Forureningsflux set i forhold til et kvalitetskriterium i indvundet grundvand:** Det overordnede princip for denne risikovurdering er, at kvalitetskriteriet skal være overholdt i indvundet grundvand. Dvs. hvis forureningsfluxen (forureningsmasse/år) blandes op i det indvundne grundvandsvolumen på en kildeplads (volumen/år), så skal koncentrationen være under kvalitetskriteriet. Dette princip kan enten referere til eksisterende vandindvindinger eller det kan referere til en valgt fiktiv indvinding placeret relativt tæt på kilden.
- 3) **Forureningsflux set i forhold til et fluxkriterium:** I denne type risikovurdering op sættes et kriterium for, hvad forureningsfluxen fra en forurennet grund maksimalt må være. Dette er inspireret af Newell et al. (2011), der har opstillet en 10-trins klassificeringsskala for forureningsfaner ud fra deres forureningsflux i forhold til påvirkningen af et vandvolumen.

De forskellige principper for risikovurdering er blevet diskuteret på en workshop med deltagelse af repræsentanter fra alle regioner, jf. bilag 1. På baggrund heraf er det valgt at arbejde videre med en forbedret analytisk model til koncentrationsbaseret risikovurdering (tilgang nr. 2). Denne model vil dog også med enkelte modifikationer kunne anvendes til at estimere forureningsfluxen i et nedstrøms transekt af grundvandet.

2.4 Principper: Kontrolpunkt og inkluderede processer

Placering af kontrolpunkt i grundvandet (afstand og dybde)

Et kontrolpunkt i grundvandet er tilknyttet både en afstand nedstrøms fra kilden og en dybde, hvor koncentrationen skal bestemmes jf. Figur 2. Kontrolpunktet antages beliggende langs forureningsfanens centerlinje dvs. der, hvor de højeste koncentrationer forekommer, når fanen betragtes ovenfra.

I den nuværende vejledning arbejdes som nævnt med to forskellige kontrolpunkter, som vist på Figur 1. Disse er placeret henholdsvis lige under forureningskilden og i en nedstrøms afstand svarende til 1 års grundvandstransport (maksimalt 100 m). Koncentrationen i begge kontrolpunkter KP1 og KP2 bestemmes i en dybde svarende til de øverste 0,25 m for KP1 og maksimalt 1,78 m for KP2.

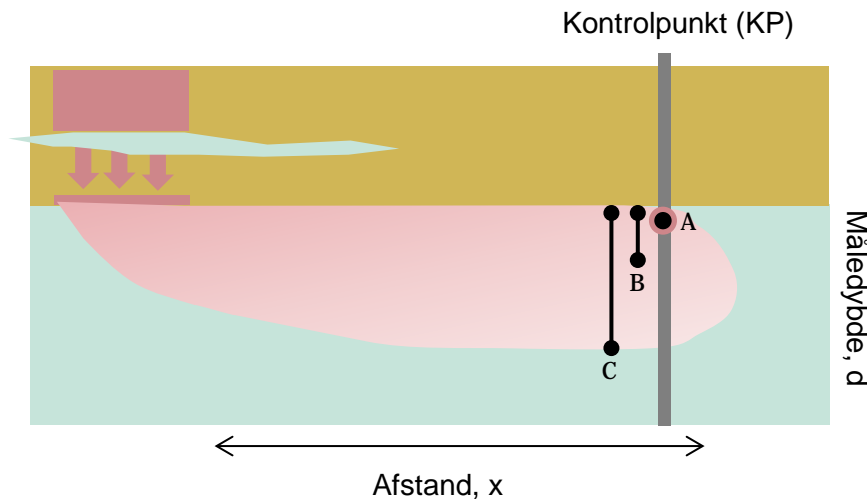
Alternativer til det nuværende kontrolpunkt KP2 placeret i 1 års grundvandstransport nedstrøms fra kilden kunne være at have en fast afstand, der ikke afhænger af grundvandets hastighed. Begrundelsen for at fravige en placering af KP2 ud fra 1 års grundvandstransport er, at risikoen vil være større for et magasin med lav grundvandshastighed end for et magasin med høj grundvandshastighed, idet kontrolpunktet med lav grundvandshastighed vil ligge meget tættere på kilden.

En anden mulighed er at have et stofs specifikt kontrolpunkt, således at stoffer, der forventes at kunne nedbrydes i grundvand, vil have et kontrolpunkt placeret længere væk fra kilden end øvrige stoffer.

Koncentrationen i en forureningsfane vil variere over dybden. Det har derfor betydning hvilken "måledybde" der vælges for kontrolpunktet. Der kan være forskellige tilgange i forhold til valg af dybde for kontrolpunktet. Nogle eksempler er givet her, samt illustreret på Figur 2:

- A. Den maksimalt opnåede koncentration over dybden anvendes
- B. Der beregnes en middeldkoncentration ud fra zonen med de højeste koncentrationer. Dette kunne fx være for 2 m af forureningsfanens dybde med de højeste koncentrationer.
- C. Koncentrationen midles over hele forureningsfanens dybde.

Punkt A repræsenterer en modelmæssig tilgang, hvor man udsøger den største simulerede koncentration i forureningsfanen. En så specifik koncentration vil være svær dokumentere i praksis ved en forureningsundersøgelse. Punkt B repræsenterer en mere praktisk tilgang. Denne kan sammenlignes med generelle forureningsundersøgelser på lokaliteter, hvor der ofte benyttes en filterlængde på 2 m. Sidst er punkt C, ligesom punkt A, en modelmæssig tilgang, der i en reel forureningsundersøgelse kan være svær at dokumentere (og kræve mange målinger over dybden).



FIGUR 2. ET KONTROLPUNKT ER TILKNYTTET BÅDE EN AFSTAND OG ET DYBDEINTERVAL. TRE MULIGHEDER FOR VALG AF DYBDEINTERVAL ER VIST PÅ FIGUREN. A: PUNKTET MED DEN HØJESTE KONCENTRATION; B: DEN ØVERSTE METER AF FANEN; C: HELE FANENS UDSTRÆKNING

Som nævnt ovenfor er det i oprydningvejledningen fastsat, at koncentrationen skal bestemmes for en udregnet opblandingsdybde. Infiltration kan dog medføre, at forureningsfanen trykkes nedad i magasinet, hvorfor det langt fra altid er det mest hensigtsmæssige i praksis at bestemme koncentrationen i det øverste grundvand.

Dispersion

Dispersion beskriver den proces, hvormed forureningen spredes under den advective transport. Dette sker, fordi hastigheden, hvormed grundvandet og forureningen transporteres, varierer i et porøst medium, idet transporten sker i hulrummene mellem jordpartiklerne. På større skala opstår dispersion i et grundvandsmagasin, når forureningen transporteres med forskellige hastigheder på grund af forskelle i den hydrauliske ledningsevne forårsaget af geologiske variationer.

Som nævnt ovenfor regnes der i JAGG kun med dispersion i den vertikale retning, men dispersionen vil også sprede forureningen i den langsgående og transversale retning. Det vil derfor være mere virkelighedsnært at betragte dispersion som en spredning i 3 dimensioner.

Nedbrydning i grundvand

Dispersion giver blot en spredning af forureningsfanen, men fjerner ikke forurening fra grundvandsmagasinet. Nogle stoffer kan nedbrydes biotisk eller abiotisk i grundvandsmiljøer. For disse stoffer kan det være relevant at inkludere nedbrydning i risikovurderingen. Dette bør dog gøres med en relativt lav nedbrydningsrate for ikke at overestimere nedbrydningens rolle. I JAGG findes nedbrydningsrater for en lang række forureningsstoffer, som der kan tages udgangspunkt i.

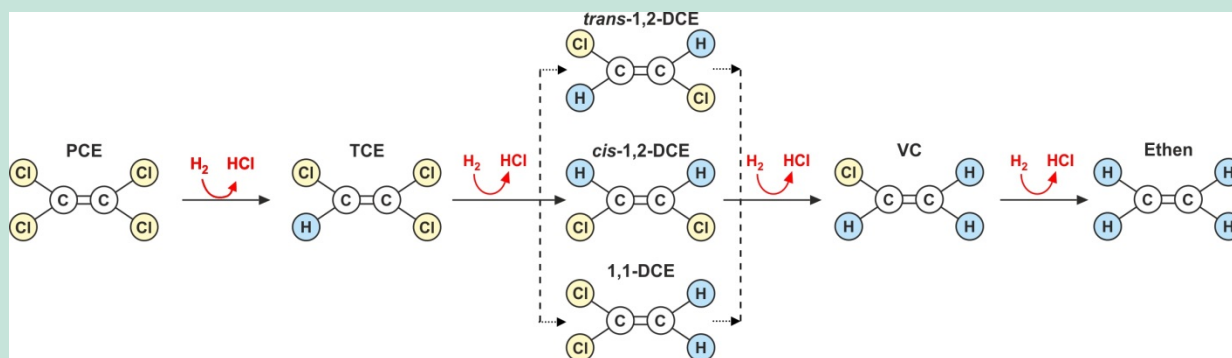
I forhold til risikovurderingen, er det dog væsentlig at forholde sig til, om nedbrydningen fører til dannelse af nedbrydningsprodukter. Disse kan nemlig potentielt være mere problematiske end moderstofferne. Et eksempel er chlorerede ethener, der under de rette forhold kan nedbrydes sekventielt med dannelse af vinylchlorid, som er mere toksisk og carcinogent end moderprodukterne (se mere i boksen nedenfor). I dette tilfælde kan det overvejes, hvad der er mest konservativt: At antage, at der ingen nedbrydning sker eller at antage, at nedbrydningen går i stå efter det trin, der producerer vinylchlorid. For at kunne lave en sådan vurdering skal risikovurderingsmodellen kunne håndtere sekventiel nedbrydning med forskellige nedbrydningsrater for de forskellige trin i den sekventielle nedbrydning. Den sekventielle nedbrydning kan også være relevant for visse pesticider.

Chlorede opløsningsmidler

Chlorede opløsningsmidler kan nedbrydes på følgende måder (Bjerg et al., 2011a):

- Anaerob reduktiv deklorering
- Direkte oxidation
- Cometabolsk nedbrydning

Da der i dette projekt ses på stofferne PCE, TCE, DCE og VC der primært nedbrydes ved anaerob reduktiv deklorering, er det kun denne type af nedbrydning der fokuseres på. Under anaerob reduktiv deklorering erstatter et hydrogen atom et fraspaltet kloratom. Denne proces kan ske sekventiel, hvilket fører til fuld deklorering og hermed et stof uden nogle kloratomer (ethen). Denne proces ses i **Figur 3**, hvor antallet af kloratomer falder fra venstre mod højre. Denne nedbrydning sker kun under anaerobe forhold og med tilstedeværelse af halo-respirerende bakterier. Ved dannelsen af DCE er det primært som *cis*-DCE, og derfor er *cis*-DCE i foregående afsnit og kommende afsnit omtalt som DCE. Nedbrydningen kan forårsage en ophobning af DCE og VC, hvis der mangler tilstedeværelse af *Dehalococcoides*, som er de bakterier, der skal være til stede for at udføre det sidste trin i dekloreringen (Scheutz et al., 2008).



FIGUR 3: ANAEROB REDUKTIV DEKLORERING AF PCE TIL ETHEN (BJERG ET AL., 2011A).

VC betragtes som det mindst ønskede stof og derfor er det undersøgt i de senere scenarier i rapporten, hvilken effekt sekventiel nedbrydning har på de resulterende koncentrationer af de chlorede opløsningsmidler:

1. Uden nedbrydning
2. Nedbrydning med de laveste nedbrydningsrater
 - a) Nedbrydning af alle fire stoffer
 - b) Nedbrydning af PCE, TCE og DCE. VC bliver ikke nedbrudt
3. Nedbrydning med de højeste nedbrydningsrater
 - a) Nedbrydning af alle fire stoffer, dog benyttes der for VC den laveste nedbrydningsrate
 - b) Nedbrydning af PCE, TCE og DCE. Her bliver VC ikke nedbrudt

Sorption

Forureningstransporten påvirkes af forureningsstoffets evne til at sorbere til partikler. Derfor ønskes det, at der kan medtages lineær sorption i risikovurderingen. I tilfælde af sekventiel nedbrydning ønskes det videre at kunne tildele hvert stof i den sekventielle nedbrydning deres individuelle sorptionskoefficient.

Infiltration til fanen

Infiltration til grundvandet kan påvirke udbredelsen af forureningsfanen, idet det vil trykke fanen nedad i magasinet. Dette undersøges med den analytiske model. Modellen skal desuden kunne tage højde for, at akviferen kan være begrænset i sin udstrækning (tykkelse), hvilket vil begrænse den nedadrettede forureningsspredning.

Forureningskilde/modeltype: Stationær/dynamisk

Endelig skal det afklares om det er tilstrækkeligt at foretage stationære (steady state) beregninger af forureningskoncentrationerne i kontrolpunktet eller om det skal være muligt, for mere velundersøgte lokaliteter, at bruge en dynamisk model. I så fald skal den udviklede model kunne håndtere dette.

Forureningskilden

Kilden ønskes inkorporeret som et areal, der ligger over grundvandsspejlet. Det ønskes, at der kan simuleres en kontinuert udsivning af forurening fra kilden. Hvis muligt ønskes det også, at der kan simuleres en pulsudsivning fra kilden.

En forureningskilde har ofte områder med forskellige koncentrationer. Det ønskes derfor undersøgt, om det er muligt at inkludere zoneopdelte kildekonzentrationer. Videre ønskes det også undersøgt, hvorvidt det er muligt at kombinere den horisontale stoftransport med modeller, som beskriver den vertikale transport fra forureningskilden til grundvandet.

Resumé af regionernes input

Gennem de forskellige workshops med regionerne i 2014 og 2015 er holdningerne til bl.a. kontrolpunktets placering og indarbejdelse af nedbrydning i risikovurderingen blevet diskuteret. Notater fra hvert af møderne ses i Bilag 1.

Til workshoppen den 4. maj 2015, ønskede størstedelen (10 ud af 18), at kontrolpunktet skulle være stofs specifikt. Videre er det ved samme møde fundet, at størstedelen mener, at nedbrydning i grundvandet kan medtages for BTEX og lignende stoffer. Dog var der også flere, der mente, at nedbrydning kun skulle medtages, såfremt den kan dokumenteres på lokaliteten.

Under gruppediskussionerne ved samme workshop svarede 2 ud af 3 grupper, at de ønskede at beholde den eksisterende vejledning angående placeringen af kontrolpunktet. Dog svarede 1 af de 2 grupper, at reglen om et års grundvandstransport ikke gav mening. Alle tre grupper svarede ja til, at nedbrydning af oliestoffer og BTEX i grundvandet skulle medtages. Dog synes ingen af grupperne, at der skal inkluderes nedbrydning af chlorerede opløsningsmidler, da der er stor usikkerhed omkring disse. Det samme var tilfældet med pesticider, hvor der dog var en gruppe der mente, at hvis nedbrydning af pesticidet er veldokumenteret i litteraturen, kan den medtages i simuleringen.

2.5 Afgrænsning af specifikationskrav til risikovurderingsmodellen

Som udgangspunkt for udviklingen af en ny analytisk model til risikovurdering af grundvand er der udarbejdet en række specifikationskrav, som ses i Tabel 1. Det er alene specifikationskrav, som er indgået som et endeligt krav til risikovurderingsmodellen, der ses i tabellen. Kravene til modellen er til dels baseret på diskussioner foretaget på projektets workshops og følgegruppemøder og en litteraturgennemgang af mulighederne for at udvikle en analytisk model (se næste afsnit). Der har endvidere været diskussion af ønsker som pulsudsivning, zoneopdelte kildekonzentration, input fra vertikale kildemodeller, nedbrydningszoner, forskellig sorptionskoefficienter for forskellige stoffer ved sekventiel nedbrydning og en dynamisk model. Disse ønsker er igennem dialog ved projektets

workshops og følgegruppemøder ikke medtaget ved den konceptuelle og matematiske udvikling af risikovurderingsmodellen.

TABEL 1. OVERSIGT OVER POTENTIELLE PROCESSER, DER ØNSKES INDDRAGET I RISIKOVURDERINGSMODEL FOR GRUNDVAND.

Krav	Specificering
Advektion	<ul style="list-style-type: none"> • Homogen og isotrop akvifer
Dispersion	<ul style="list-style-type: none"> • Dispersion i 3 retninger
Sorption	<ul style="list-style-type: none"> • Lineær sorption, reversibel
Nedbrydning	<ul style="list-style-type: none"> • 1. ordens nedbrydning • Sekventiel 1. ordens nedbrydning
Kilde	<ul style="list-style-type: none"> • Kontinuert kilde • Vandret kilde beliggende lige over grundvandsspejlet
Tykkelse af akvifer	<ul style="list-style-type: none"> • Akviferens tykkelse skal kunne indgå som en begrænsende faktor for udspreddingen af forureningsfanen
Modeltype	<ul style="list-style-type: none"> • Stationær koncentrationsberegning

2.6 Eksisterende analytiske modeller til risikovurdering af forureningstransport i grundvandet

For at undersøge, hvilke risikomodeller der allerede nu eksisterer, er der foretaget et litteraturstudie. Litteraturstudiet er foretaget med henblik på at undersøge, hvorvidt specifikationskravene opgivet i afsnit 2.5 er opfyldt ved nogle af de eksisterende modeller. Hermed undersøges nødvendigheden i at lave en ny risikovurderingsmodel. Der er i litteraturstudiet både undersøgt modeller fra ind- og udland.

Der eksisterer forskellige analytiske modeller til vurdering af en forureningskildes spredning og skæbne i grundvandet. Disse varierer i forhold til modeltypen (stationær eller dynamisk model), i forhold til kildetypen (konstant kilde, puls, aftagende kilde eller andet), i forhold til kildens beliggenhed (i grundvandet eller over grundvandsspejlet) samt i forhold til hvilke processer de inddrager og hvor detaljeret disse processer indgår i modellen.

I Tabel 2 ses en samlet oversigt over en række eksisterende analytiske løsninger samt forskellige risikovurderingsværktøjer, der også anvender analytiske løsninger til beskrivelse af forurenings skæbne og transport i grundvandet. Modellerne er sammenlignet i forhold til de ovennævnte aspekter.

I forhold til de oplistede krav over processer, der skal inkluderes i den udviklede risikovurderingsmodel (jf. Afsnit 2.5) skal det bemærkes, at ingen af de præsenterede løsninger inkluderer en kilde beliggende over grundvandsspejlet samtidig med, at den inkluderer dispersion i 3D og sekventiel nedbrydning.

TABEL 2. SAMMENLIGNING AF EKSISTERENDE ANALYTISKE LØSNINGER FOR TRANSPORT OG SKÆBNE AF FORURENING I GRUNDTVAND. FOR LØSNINGER, DER INKLUDERER SEKVENTIEL NEDBRYDNING, ER DET ANGIVET, OM DENNE LØSNING ANTAGER, AT ALLE STOFFER HAR SAMME RETARATIONSFAKTOR (R) ELLER OM FORSKELLIGE R-VÆRDIER KAN BENYTTES

	Stationær (S) / Dynamisk (D) model	Kildetype samt kildens placering (Grundvand: G; Umættet zone: UZ)	Dispersion	Nedbrydning	Kommentar/begrænsning
JAGG 2.0 ^A	S	Konstant G + UZ	1D	1. ordens	Simpel beregning jf. Kapitel 2
RISC5 ^B	S/D	Konstant/Puls G + UZ	3D	1. ordens	Ingen sekventiel nedbrydning
BIOCHLOR ^C	S	Konstant G	3D	1. ordens Sekventiel 1. ordens (samme R). To nedbrydnings-zoner	Anvender ikke-eksakt approksimation (Domenico's løsning)
Galya (1987)	S/D	Horisontal kilde G	3D	1. ordens	
REMChlor ^D	S	Potensfunktion G	3D	1. ordens Sekventiel 1. ordens (samme R)	Anvender ikke-eksakt approksimation (Domenico's løsning). Kun et startstof er muligt.
Wexler (1992)	S/D	Konstant/Puls G	3D	-	Ingen nedbrydning inkluderet
Srinivasan and Clement (2008a og 2008b)	S/D	Ekspontielt aftagende G	1D	1. ordens sekventiel (forskellige R)	1D løsning for dispersion.
Simpson and Ellery (2014)	D	Forskellige kildetyper inkl. ikke-monotone funktioner G	1D	1. ordens sekventiel (samme R)	1D løsning for dispersion
Hunt (1978)	S	Konstant/Øjeblikkelig G	3D	-	Ingen nedbrydning inkluderet
Sun et al. (1999)	S	Konstant G	3D	1. ordens sekventiel (samme R)	
Bauer et al. (2001)	S/D	Konstant punktkilde G	1D, 2D og 3D	1. ordens sekventiel (forskellige R)	Punktkilde uden udstrækning
Sudicky et al. (2013)	S/D	Konstant G	1D, 2D og 3D	1. ordens sekventiel (forskellige R)	Semi-analytisk løsning

A: GRUNDTVANDSMODUL (MILJØSTYRELSEN, 1998)

B: SPENCE AND WALDEN (2001); ANONYMOUS (2011)

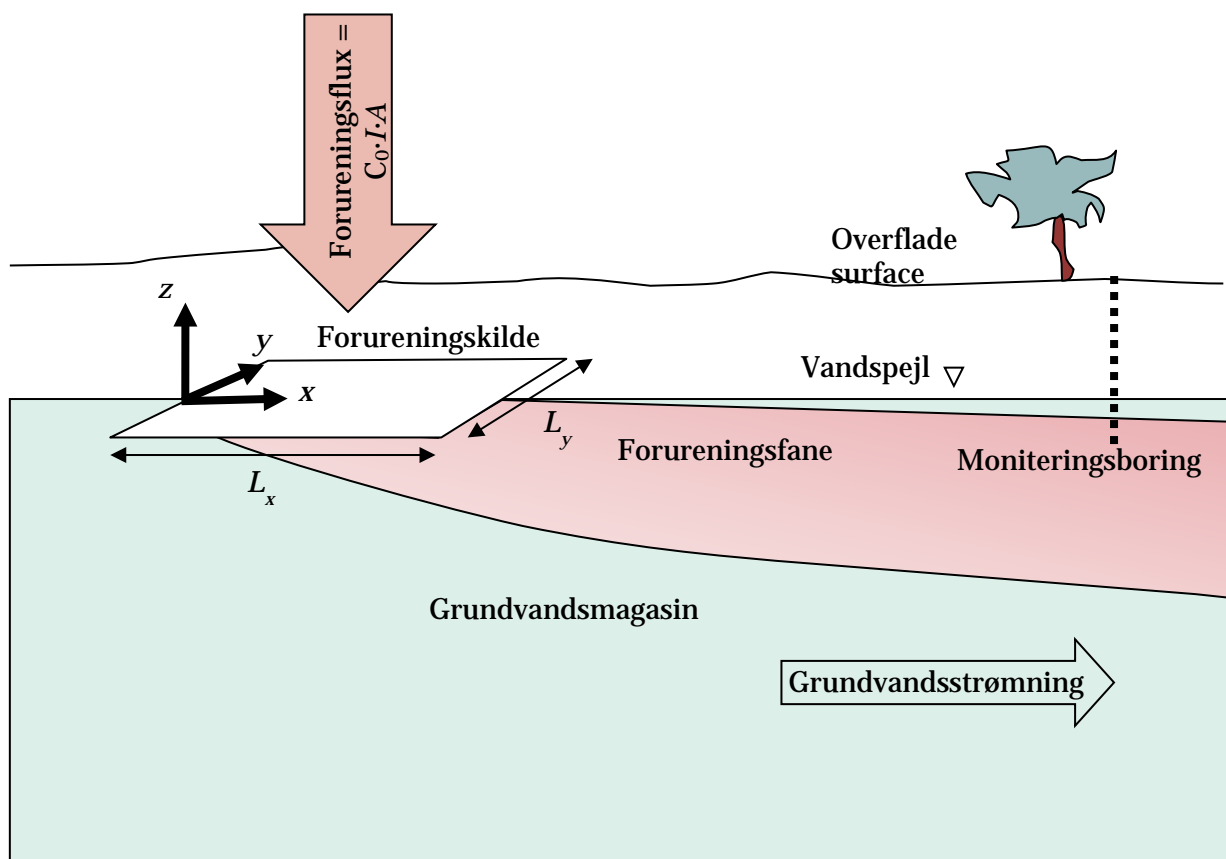
C: AZIZ ET AL. (2000)

D: FALTA ET AL. (2007)

3. Model til risikovurdering: GrundRisk

Ud fra specifikationskravene angivet i Afsnit 2.5 er der udviklet en ny risikovurderingsmodel, GrundRisk, som er en analytisk model til beskrivelse af stoftransport i grundvand.

Modellen beskriver en kontinuert punktkilde placeret over grundvandsmagasinet. Forureningen til grundvandet nedsiver som en forureningsflux gennem et horisontalt kildeareal, se Figur 4. I Grundvandet sker der en spredning af forureningsstoffet via dispersion i alle tre retninger (tredimensionel), hvilket gør det muligt at finde koncentrationen af forureningsstoffet i en specifik afstand og dybde.



FIGUR 4: KONCEPTUEL SKITSE AF DEN UDVIKLEDE GRUNDVANDSMODEL, DER BESKRIVER SPREDNING AF EN GRUNDVANDSFORURENING I 3 DIMENSIONER MED NEDBRYDNING OG SORPTION. MODELLEN SIMULERER EN FORURENINGSFLUX Gennem ET KILDEAREAL, DER LIGGER OVER GRUNDVANDSSPEJLET.

Modellen er som udgangspunkt ikke begrænset i dybden, og der bliver således ikke taget højde for tykkelsen af grundvandsmagasinet. I tilfælde, hvor tykkelsen af grundvandsmagasinet er lille (min-

dre end 2 m), bliver den resulterende koncentration fundet ved brug af en to dimensional model, der antager fuld opblanding over grundvandsmagasinet tykkelse.

3.1 Inkluderede processer

I modellen er følgende processer i grundvandet medtaget:

- **Dispersion i 3 dimensioner:** I modellen tages der højde for spredning af grundvandsforureningen i alle tre dimensioner. Således kan modellen benyttes til at beskrive koncentrationen af den simulerede forurening i et ønsket punkt, og over en ønsket filterlængde.
- **1. ordens nedbrydning:** Modellen kan simulere 1. ordens nedbrydning. Denne nedbrydning antages alene at ske i vandfasen. Når nedbrydningen medtages, antages det, at nedbrydningsraten er konstant i hele grundvandsmagasinet. Ved tilstedeværelse af flere enkeltstoffer antages det, at nedbrydningen af disse er uafhængige af hinanden.
- **Sekventiel 1. ordens nedbrydning:** Ud over 1. ordens nedbrydning af et stof, kan modellen også simulere sekventiel nedbrydning, der er relevant for bl.a. chlorerede opløsningsmidler. I tilfældet med sekventiel nedbrydning kan ingen af nedbrydningsraterne for stofferne være helt ens, da det er en forudsætning for den matematiske løsning. Er der nogle rater der er ens, sker der en ændring af den ene rate på 0,1 %. Dette antages at være en acceptabel ændring af nedbrydningsraten, da denne i forvejen er forbundet med en betydelig usikkerhed.
- **Lineær sorption:** I modellen medtages lineær sorption, og sorptionen antages at være reversibel. Da modellen er stationær påvirker retardationen ikke den resulterende stationære koncentration. Dette skyldes, at retardationen kun har betydning for, hvornår den transiente version af modellen opnår stationære forhold. Modellen tillader kun brugen af én sorptionskoefficient, hvilket betyder, at i tilfælde af sekventiel nedbrydning bliver hvert stof (moder- og datterprodukt(er)) tildelt den samme sorptionskoefficient. Sorptionen har ingen effekt på den stationære koncentration, men kun på hvor lang tid der går, før at modellen kan antages at være stationær, og derfor vurderes det, at det er acceptabelt med ens sorptionskoefficienter.
- **Infiltration:** Infiltrationen trykker fanen ned, når forureningen har forladt kildearealet, hvilket bliver simuleret i modellen. Der sker ingen nedtrykning i kildeområdet i modellen.

Antagelserne, der er foretaget for at opstille GrundRisk modellen, samt en uddybende matematisk beskrivelse af GrundRisk, er angivet i Bilag 2. I Bilag 3 ses en modelsammenligning mellem en numerisk model og GrundRisk. Denne viser, at GrundRisk modellen er opsat korrekt.

GrundRisk

Det ønskes at finde en løsning til at beskrive forureningsspredningen i et grundvandsmagasin afgrænset i toppen, men med et areal der er uendeligt i udstrækning. Forureningsmassen indtrænger fra en plan forureningskilde med arealet $A=L_x \cdot L_y$. Denne forureningskilde er placeret ved en impermeabel rand på toppen af grundvandsmagasinet, og er parallel med strømningens retning (se **Figur 4**). For forureningstransporten i grundvandet gælder ligning (1):

$$R \frac{\partial c}{\partial t} + u \frac{\partial c}{\partial x} - D_x \frac{\partial^2 c}{\partial x^2} - D_y \frac{\partial^2 c}{\partial y^2} - D_z \frac{\partial^2 c}{\partial z^2} + \lambda c = 0 \quad (1)$$

hvor

c	massen af forureningsstoffet per volumen vand [M/L ³]
D_x	dispersionskoefficient i x-retningen (longitudinal) [L ² /T]
D_y	dispersionskoefficient i y-retningen (transversal) [L ² /T]
D_z	dispersionskoefficient i z-retningen (vertikal) [L ² /T]
$R = 1 + \frac{\rho_b k_d}{n}$	Retardationskoefficienten [-]
u	grundvandshastigheden i x-retningen [L/T]
λ	1. ordens nedbrydningskonstanten [1/T]

Infiltration, I [L/T], er med i modellen for $x > L_x$, altså nedstrøms kildearealet.

I Bilag 2 ses udledningen af den stationære koncentration af forureningsstoffet nedstrøms forureningskilden. Denne er beskrevet i ligning (2):

$$c(x, y, z) = c_0 + \int_{-L_y/2}^{L_y/2} \int_0^{\min(x, L_x)} \frac{2\dot{M}}{A4\pi n R^* \sqrt{D_y D_z}} \exp\left(\frac{u(x-x')}{2D_x} - \frac{UR^*}{2D_x}\right) dx' dy' \quad (2)^{1*}$$

$$\text{hvor } U = u \left(1 + \frac{4D_x \lambda}{u^2}\right)^{1/2} \text{ and } R^{*2} = (x - x')^2 + \frac{D_x}{D_y} (y - y')^2 + \frac{D_x}{D_z} z^2.$$

hvor, \dot{M} er forureningsfluxen fra forureningskilden (masse/tid), $A=L_x \cdot L_y$ er det plane areal af forureningskilden, $D_y = \alpha_T \cdot u$ og $D_z = \alpha_V \cdot u$ er henholdsvis den horisontale og vertikale dispersionskoefficient, hvor α_T , α_V er henholdsvis den transversale og vertikale dispersivitet og u er grundvandshastigheden. Infiltration er inkluderet i den analytiske løsning ved at trykke forureningsfanen nedad med en vertikal hastighed på I/n (se Bilag 2).

3.2 Parameterliste/datakrav for model

De parametre der benyttes i GrundRisk ses i Tabel 3. Bemærk, at tykkelsen af grundvandsmagasinet blot benyttes til at vurdere, at centerlinjen af forureningen i den vertikale retning ikke når længere ned end den reelle tykkelse af grundvandsmagasinet. En nærmere beskrivelse af, hvordan parametrene for hver af de ni testlokaliteterne er udvalgt ses beskrevet i Afsnit 5.

¹ Formel 2 er rettet fra ældre udgave af GrundRisk – Beregningsmodel til risikovurdering af grundvandstruende forureninger (Miljøprojekt nr. 1865, juni 2016).

TABEL 3: PARAMETRE DER BENYTTES TIL GRUNDRISK MODELLEN.

Parameter	Symbol	Enhed
Infiltrationsrate	I	mm/år
Længde af kilde	L_x	m
Bredde af kilde	L_y	m
Kildekoncentrationen af forureningsstoffet	c_0	$\mu\text{g/L}$
Longitudinal dispersivitet	α_L	m
Transversal dispersivitet	α_T	m
Vertikal dispersivitet	α_v	m
Grundvandshastighed	U	m/år
Porøsitet	N	-
Tykkelse af grundvandsmagasin*	B	m
Bulk densitet	ρ_b	g/cm^3
Fraktion af organisk carbon	f_{oc}	-
Oktanøl-vand fordeling	$\log(K_{ow})$	-
Nedbrydningsrate	Λ	d^{-1}

* Benyttes kun hvis grundvandsmagasinet har en lille tykkelse.

4. Valg af testlokaliteter til afprøvning af GrundRisk

Der er udvalgt en række lokaliteter, der skal fungere som testlokaliteter i afprøvningen af den udviklede risikovurderingsmodel. Herunder præsenteres baggrunden for valg af lokaliteter.

4.1 Kriterier for valg af lokaliteter

De valgte lokaliteter skal opfylde en række fastsatte kriterier:

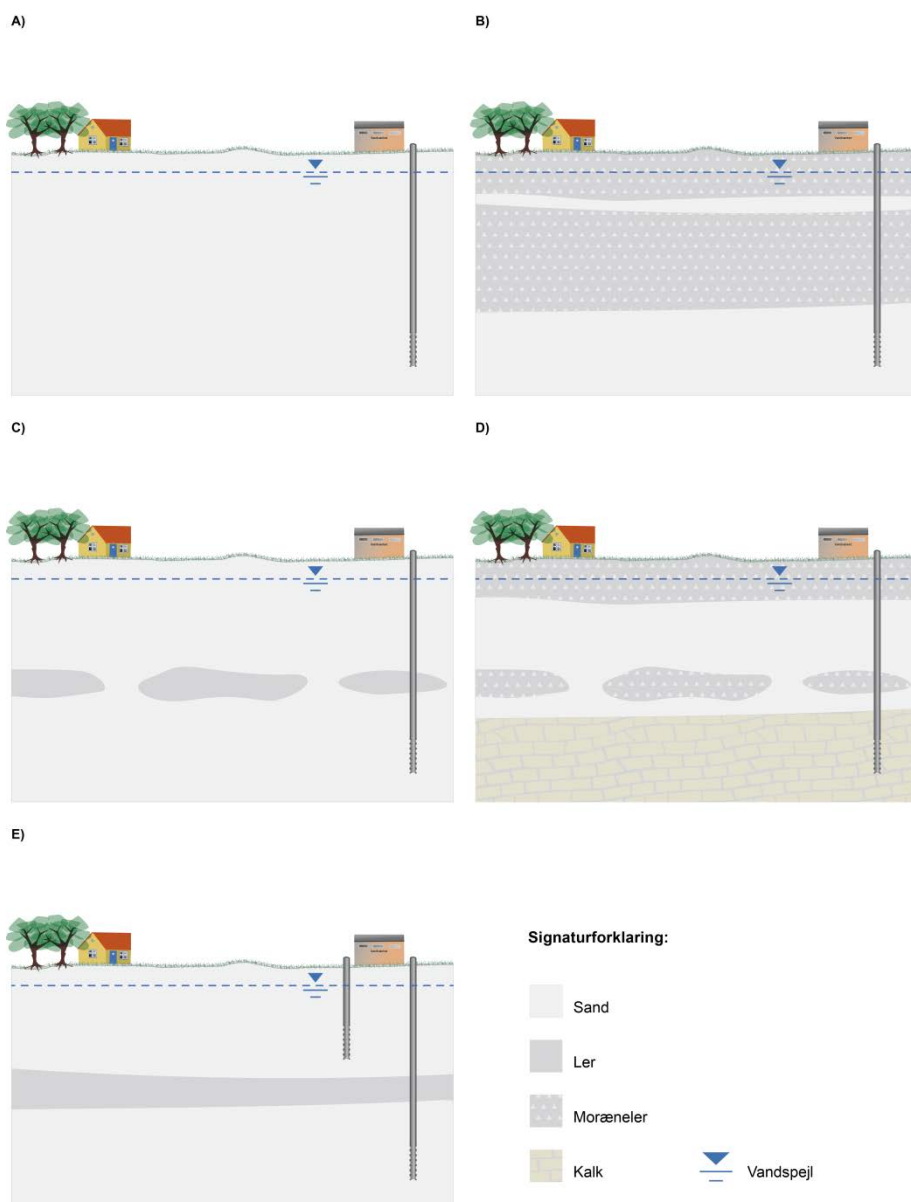
- De skal repræsentere de geologiske hovedtyper i Danmark
- De skal være beliggende indenfor OSD-områder eller indvindingsplande
- De skal repræsentere de oftest forekommende grundvandstruende forureninger i Danmark
- Alle 5 regioner skal være repræsenteret

Geologiske hovedtyper i Danmark

I Miljøprojektet "Fastlæggelse af oprensningskriterier for grundvandstruende forureninger" er der defineret 5 geologiske hovedtyper i Danmark (se Tabel 4). For at alle disse typer skal være repræsenteret skal der overordnet set være både sandmagasiner uden dæklag (type A), samt sand- og kalkmagasiner overlejret af opsprækket moræneler (type B og D) samt lokaliteter med sekundært og primært sandmagasin adskilt af et sammenhængende lerlag uden sprækker (type E), eller et uopsprækket lerlag med sandvinduer (type C). De forskellige geologiske hovedtyper er illustreret på Figur 5.

TABEL 4. GEOLOGISKE HOVEDTYPER I DANMARK SOM BESKREVET AF OVERHEU ET AL. (2011)

Kort beskrivelse	
Hovedtype A	Sandmagasin uden dæklag. Findes især i Jylland, vest for hovedopholdslinien samt lokalt andre steder
Hovedtype B	Kalk- eller sandmagasin overlejret af opsprækket moræneler. Denne type er meget udbredt og findes fx i det østlige og nordlige Jylland, på Fyn, samt på Nordøst- og Vestsjælland
Hovedtype C	Sekundært og primært sandmagasin adskilt af et lerlag uden sprækker men med sandvinduer. Findes fx i Midt- og Sønderjylland
Hovedtype D	Som B, men det sekundære magasin har større udbredelse, og der forekommer sandvinduer eller skråtstillede flager i moræneleren.
Hovedtype E	Som C, men med et gennemgående lerlag mellem det sekundære og primære magasin



FIGUR 5. GEOLOGISKE HOVEDTYPER I DANMARK (OVERHEU ET AL., 2011)

Forureningstyper

I Tabel 5 ses en oversigt over årsagen til V2 kortlægning fordelt på stofgrupper. Opgørelsen er baseret på regionernes indtastning i DK-Jord databasen, og det skal bemærkes, at denne indtastning ikke er konsistent. For eksempel er der mange forskellige måder at indtaste en olieforurening på. Oversigten viser, hvilke stofgrupper, der især findes på V2-kortlagte grunde. I denne forbindelse er vi kun interesserede i de grundvandstruende stoffer, hvormed stoffer der binder sig hårdt i jorden (polyaromatiske hydrocarboner (PAHer), visse metaller) fravælges. De stofgrupper, som ønskes repræsenteret af de udvalgte lokaliteter, er:

- Benzen, toluen, ethylbenzen og xylener (BTEX)
- Chlorerede opløsningsmidler
- Pesticider
- Methyl-tert-butylether (MTBE)

BTEX'er repræsenterer nedbrydningsegenskaber svarende til fyringsolie/dieselolie, som derfor ikke er medtaget. Herudover kan det overvejes om mobile metaller (fx arsen), cyanid, og phenoler

skal være repræsenteret, da disse også ofte er forekommende i grundvandet. Lossepladsparametre er også ofte forekommende, men disse fravælges her, da de ikke repræsenterer et specifikt stof, men en gruppe af stoffer, som findes i lossepladsperkolat. Lossepladser vil desuden ofte gennemgå en anderledes risikovurderingsprocedure end øvrige lokaliteter med jordforurening.

TABEL 5. OVERSIGT OVER ÅRSAGEN TIL V2 KORTLÆGNING PR. DECEMBER 2012 FORDELT PÅ STOFGRUPPER (ROOST, 2014). OPGØRELSEN ER BASERET PÅ REGIONERNES INDTASTNING I DK-JORD DATABASEN.

Stofgruppe	Antal lokaliteter
Olie- og benzinprodukter	7.442
BTEX'er og lignende	5.558
Metaller	4.492
PAH	3.295
Chlorerede opløsningsmidler	2.238
Lossepladsparameter	999
Pesticider	379
Andet	321
Phenoler	304
Cyanid	200
MTBE	113
Polære opløsningsmidler	90
Andre chlorholdige aromater	46
Phthalater	23
NSO-forbindelser	15
Overfladeaktivestoffer	4

Bemærk: MTBE er taget ud af stofgruppen polære opløsningsmidler og angivet i en separat gruppe.

4.2 Testlokaliteter

På baggrund af de nævnte kriterier i Afsnit 4.1 er der udvalgt ni lokaliteter, der er fordelt på alle fem regioner, og som ligger inden for indvindingsoplande eller OSD. Fire af testlokaliteterne repræsenterer en forurening med chlorerede opløsningsmidler, tre lokaliteter repræsenterer en forurening med pesticider, to lokaliteter repræsenterer en forurening med BTEX'er og en lokalitet repræsenterer en forurening med MTBE. Lokaliteterne repræsenterer forureningskilder med arealer i forskellige størrelser (100-1350 m²) samt forskellige grundvandshastigheder (7,6-126 m/s).

ALLE NI LOKALITETER ER VIST I

Tabel 6 og en nærmere beskrivelse af de enkelte lokaliteter ses i Bilag 4. Figur 6 viser den geografiske fordeling af de ni udvalgte lokaliteter.

TABEL 6: UDVALGTE TESTLOKALITETER INDELTE PÅ VEJNAVN, REGION, BRANCHE, PRIMÆR FORURENING OG GEOLOGITYPE.

	Vejnavn	Region	Primær forurening	Geologi
1	Fladhøjvej	Syddanmark	Chlorerede opløsningsmidler (PCE samt nedbrydningsprodukter)	Type E
2	Vesterågade	Midtjylland	BTEX	Type A
3	Møllemarksvej	Sjælland	BTEX og MTBE	Type E
4	MW Gjøesvej	Hovedstaden	Chlorerede opløsningsmidler (PCE samt nedbrydningsprodukter)	Type D
5	Rugårdsvej	Syddanmark	Chlorerede opløsningsmidler (TCE samt nedbrydningsprodukter)	Type B
6	Fælledvej	Nordjylland	Chlorerede opløsningsmidler (TCE samt nedbrydningsprodukter)	Type C
7	Oddesundvej	Nordjylland	Pesticider (MCP, 2,4-DP og bentazon)	Type B
8	Flintholmvej	Hovedstaden	Pesticider (MCP, glyphosat samt nedbrydningsprodukt)	Type D
9	Fløjstrupvej	Midtjylland	Pesticider (MCP, 2,4-DP, BAM og bentazon)	Type B



FIGUR 6: OVERSIGT OVER PLACEREN AF DE UDVALGTE TESTLOKALITETER.

5. Valg af parametre til modelsimulering

Til hver lokalitet er der benyttet data fra undersøgelsesrapporterne samt data fra JAGG 2.0 (Miljøstyrelsen, 2013). De parametre der er fundet fra JAGG er både geologiske og stofspecifikke. De stofspecifikke parametre i JAGG er senest blevet revideret af Andersen & Oberender (2007).

Parametrene er fundet ud fra listen over datakrav til modellen, som er vist i Afsnit 3.2. Dette afsnit beskriver, hvordan de forskellige parametre er blevet valgt. Alle parametre er valgt for det førstkommande betydende grundvandsmagasin som i JAGG (Miljøstyrelsen, 2013). Det førstkommande betydende grundvandsmagasin bliver vurderet for hver lokalitet, og er i Miljøstyrelsen (1998) defineret på følgende måde: *"I forhold til forureningsspredning og risikovurdering tillægges et sekundært magasin samme betydning som et primært magasin, hvis der kan ske en betydende forureningsspredning fra det sekundære til primære grundvandsmagasiner og/eller recipienter, eller hvis det sekundære magasin er eller kan være anvendeligt til vandforsyningsformål"*.

En opsummering af parametrene, der benyttes ved simuleringerne i GrundRisk, og hvor parametrene stammer fra, er vist i

Tabel 7. En beskrivelse af testlokaliteterne og de valgte parametre ses i Bilag 4.

5.1 Kildespecifikke parametre

De kildespecifikke parametre omfatter kildekonzentrationerne af forureningsstofferne, længden og bredden af den flade hvorigennem forureningen siver ned i grundvandet samt infiltrationen.

De benyttede kildekonzentrationer findes som de højest målte grundvandskonzentrationer i det kildenære grundvand. I tilfælde med sekventiel nedbrydning vælges moderproduktet efter den førømtalte procedure, og det dertilhørende datterprodukt vælges ved samme målepunkt og tidspunkt, så man herved får sammenhørende værdier i stofkæden.

Til bestemmelse af arealet af fladen, hvorigennem kildekonzentrationerne strømmer, benyttes der forskellige fremgangsmåder, alt efter hvilke data der er til rådighed. Hvis der findes vertikale fluxberegninger for lokaliteten benyttes det tilhørende areal som kildeareal. Hvis ikke dette forefindes, men der til gengæld findes jordkonzentrationer for lokaliteten benyttes de højeste koncentrationer til at bedømme kildearealet. I de tilfælde, hvor denne metode er benyttet, vil det blive beskrevet nærmere.

Infiltrationen bestemmes som den kommunespecifikke nettonedbør angivet i JAGG 2.0, og der bliver ikke taget højde for den eventuelle reduktion af infiltrationen ved befæstede arealer. Dette giver herved en konservativ bedømmelse af kildepåvirkningen. Der er desuden forskellige opfattelser i regionerne af, hvordan infiltrationen ved befæstede arealer skal håndteres, og for at få et konsekvent valg af parametre benyttes den kommunespecifikke nettonedbør.

5.2 Hydrogeologiske parametre og akviferegenskaber

De hydrogeologiske parametre og akviferegenskaber omfatter tykkelsen af grundvandsmagasinet, grundvandshastigheden, dispersivitet, porøsitet, rumvægt (bulk densitet) og fraktion af organisk kulstof.

Tykkelsen af grundvandsmagasinet findes ud fra geologiske tværsnit fra undersøgelsesrapporterne. Grundvandshastigheden findes ved brug af følgende ligning, hvor n er porøsiteten, K er hydraulisk konduktivitet og i er hydraulisk gradient:

$$u = i \cdot \frac{K}{n} \quad (3)$$

Hydraulisk gradient og konduktivitet findes fra undersøgelsesrapporterne så vidt muligt. Er disse ikke angivet, findes disse som de sandsynlige parametre for det specifikke akvifermateriale i JAGG.

Dispersiviteterne er fastsat til de samme værdier for alle lokaliteter og er fundet på baggrund af litteraturen jf. (Bjerg, 2013) og et litteraturstudie der er nærmere beskrevet i Bilag 5:

- Longitudinal dispersivitet = 1 m
- Transversal dispersivitet = 0,01 m
- Vertikal dispersivitet = 0,005 m

Porøsitet, bulk densitet og fraktion af organisk kulstof, findes for det specifikke akvifermateriale i JAGG, for at sikre et ens valg af parametre for alle lokaliteter.

5.3 Fysisk-kemiske parametre og nedbrydning

De fysisk-kemiske egenskaber omfatter oktanol-vand fordelingskoefficienten ($\text{Log}(K_{ow})$).

$\text{Log}(K_{ow})$ er i alle tilfælde fundet fra JAGG for de individuelle forureningsstoffer. I tilfælde af sekventiel nedbrydning benyttes den højeste værdi, der herved resulterer i den højeste retardationsfaktor, og dermed en højere totalmasse i systemet.

$\log(K_{ow})$ benyttes til at finde K_{oc} via Abdul's formel (Miljøstyrelsen, 1988), som videre bruges til at finde retardationskoefficienten (K_d), hvilket er samme fremgang som i JAGG. Med hensyn til pesticider opfører disse sig meget forskelligt med henblik på retardation, hvilket Andersen og Oberender (2007) også påpeger. Andersen og Oberender (2007) foreslår, at der ikke regnes på sorption af pesticider. I dette projekt antages det derfor, at der ikke sker nogen sorption af pesticider. Det skal bemærkes at stoffer som bl.a. glyphosat har en meget betydelig sorption, men dette ses der bort fra i de senere beregninger.

På baggrund af undersøgelsesrapporterne bliver det vurderet, hvorvidt nedbrydning skal medtages eller ej. Hvis der i undersøgelsesrapporten ikke er vurderet at ske nedbrydning på lokaliteten, tages der ikke højde for nedbrydning ved simuleringen af lokaliteten. I de tilfælde, hvor nedbrydning er vurderet til at finde sted, vælges nedbrydningsraten, som den laveste rate angivet i JAGG på baggrund af om forholdene er anaerobe eller aerobe. Hvis der ikke er beskrevet noget om nedbrydning i undersøgelsesrapporten, foretages der en vurdering af dette ud fra forureningsstof og redoxforhold i grundvandet. Vurderes det, at der foregår nedbrydning, vælges en anaerob eller aerob nedbrydningsrate fra JAGG.

TABEL 7: TABELLEN VISER, HVOR PARAMETRENE, DER BENYTTES I GRUNDRISK TIL SIMULERING AF DE NI TESTLOKALITETER, STAMMER FRA.

Parameter	Hvordan stammer parameteren fra?
Infiltrationsrate	Den kommunespecifikke nettonedbør fra Miljøstyrelsen, 1998.
Længde af kilde	Areal benyttet ved vertikal fluxberegning, eller arealet af den observerede jordforurening. Begge fås fra lokalitetens undersøgelsesrapport.
Bredde af kilde	Som længde af kilde
Kildekoncentrationen af forureningsstoffet	Højest målte grundvandskoncentration givet i undersøgelsesrapporten for lokaliteten.
Longitudinal, transversal og vertikal dispersivitet	Fastsat til henholdsvis 1 m, 0,01 m og 0,005 m fra Bjerg, 2013, samt Bilag 5.
Grundvandshastighed	Undersøgelsesrapport om muligt, ellers Miljøstyrelsen, 1998.
- Hydraulisk konduktivitet	
- Hydraulisk gradient	
Tykkelse af grundvandsmagasin	Undersøgelsesrapport
Porøsitet	Findes for den respektive type af grundvandsmagasin fra Miljøstyrelsen, 1998
Bulk densitet	
Fraktion af organisk carbon	
Oktanolvand fordeling	Stofspecifikke parametre givet i Miljøstyrelsen, 1998, samt senere opdateringer
Nedbrydningsrate	

6. GrundRisk: Koncepter og modelresultater

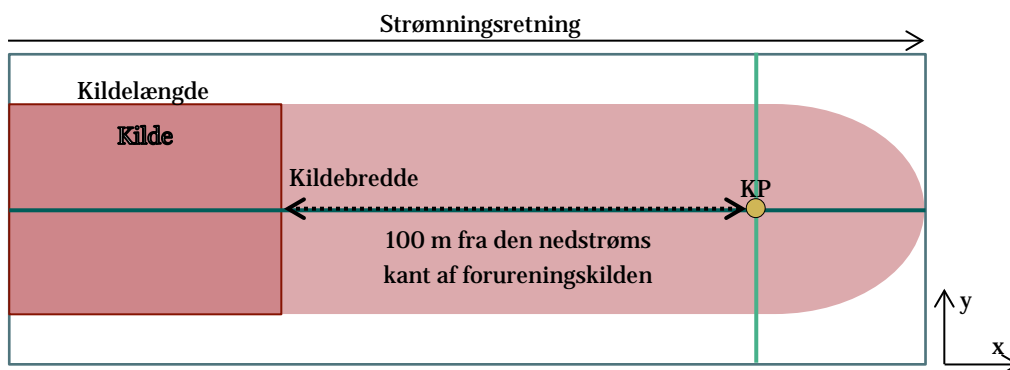
Dette afsnit beskriver resultaterne af simuleringer med GrundRisk. Der vil således blive fokuseret på infiltration, kildegeometri, dispersion og nedbrydning, både enkelt og sekventiel nedbrydning. Der vil ligeledes blive set på, om det er acceptabelt, at modellen antages at være stationær. Videre vil der også blive undersøgt, hvordan valg af kontrolpunkter kan påvirke resultatet.

Afsnittet har til formål at belyse, hvordan GrundRisk simulerer en række forskellige forhold og situationer. De valgte parametre og kontrolpunkter skal derfor ikke opfattes som principper for risikovurdering.

Resultaterne for hver af de ni testlokaliteter ses i Bilag 4.

6.1 Grafisk optegning af resultater

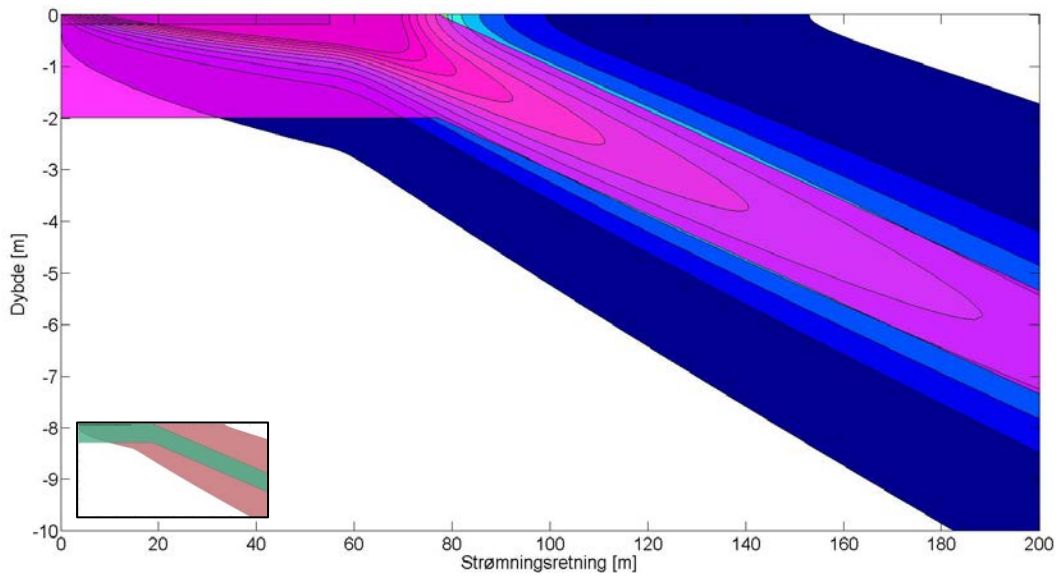
I dette kapitel vil resultaterne fra simuleringerne blive vist fra forskellige steder i forureningsfanen. Der vil i denne forbindelse blive refereret til figurerne i dette afsnit. Figur 7 viser en konceptuel model af forureningskilden, og spredningen af forureningen set oppe fra. Her ses et kontrolpunkt placeret 100 m fra den nedstrøms kant af forureningskilden, hvor der benyttes en filterlængde på 2 m (den gule prik) og koncentrationen langs og på tværs af strømningens retning (henholdsvis den blå og grønne linje), hvor der igen benyttes en filterlængde på 2 m. Disse tre metoder for resultatvisning samt en visning af koncentrationen over dybden i punktet 100 m fra den nedstrøms kant af forureningsfanen er nærmere beskrevet i Figur 8, Figur 9 og Figur 10.



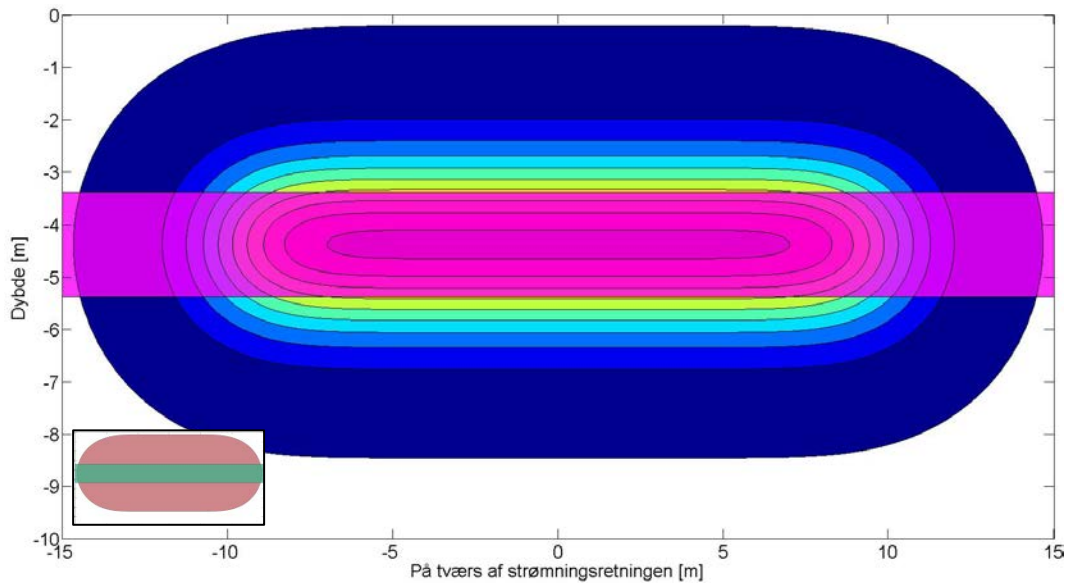
FIGUR 7: SKITSE AF FORURENINGSKILDE, FOURENINGSFANE OG GEOMETRI I PLANSNIT. DEN RØDE FLADE REPRÆSENTERER FORURENINGSKILDEN OG DET GULE PUNKT REPRÆSENTERER PLACERIN- GEN AF DET KONTROLPUNKT (KP) DER BENYTTES GENNEM KAPITEL 6.

Når koncentrationen findes langs strømningens retning som i Figur 8 benyttes først de øverste to meter af grundvandsmagasinet, indtil infiltrationen har trykket den maksimale koncentration mere end 1 m ned i grundvandsmagasinet. Dette gøres for hele tiden at få den højeste gennemsnitskoncentration over dybden i det udsøgt punkt. De 2 meter, der benyttes som filterlængde, er valgt ud fra en betragtning om, at det er en typisk filterlængde ved undersøgelser af forurenede grunde.

I de følgende afsnit, vil der for hver graf og tabel blive vist et ikon med en af de tre figurer (Figur 8 Figur 9 og Figur 10) for at orientere om, hvor i forureningsfanen det givne resultat er fundet.

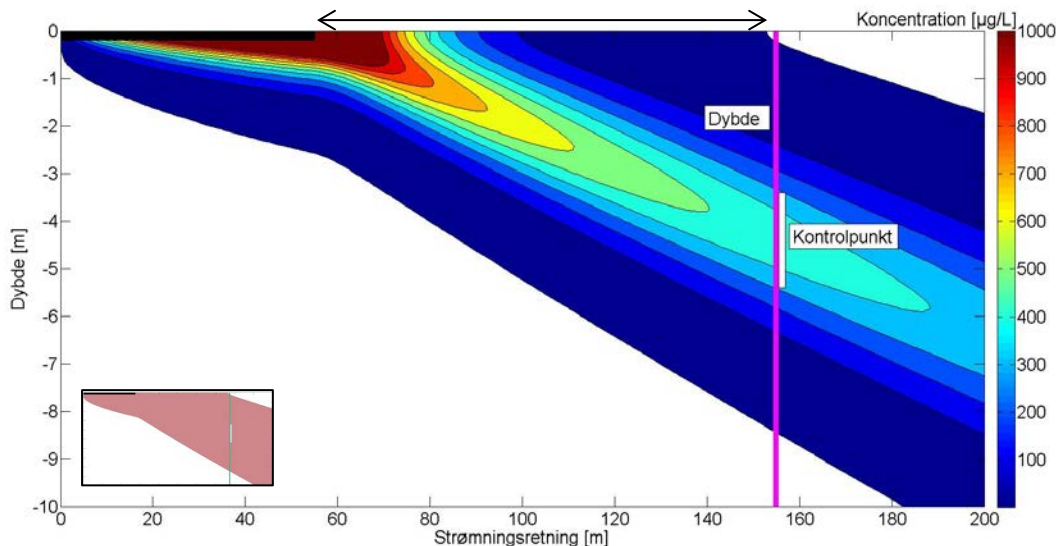


FIGUR 8: NÅR DER REFERERES TIL KONCENTRATIONEN LANGS DEN NEDSTRØMS RETNING AF FORURENINGSFANEN, SKAL DET FORSTÅS SOM KONCENTRATIONEN OVER DET LYSERØDE BÅND. DETTE BÅND ER 2 M BREDT, HVILKET SVARER TIL AT DER BENYTTES ET 2 M LANGT FILTER LANGS STRØMNINGSRETNINGEN. TVÆRSNITTET ER LAGT I CENTERLINJEN AF FORURENINGSFANEN, OG REFERERER SÅLEDES TIL DEN BLÅ LINJE I FIGUR 7.



FIGUR 9: NÅR DER REFERERES TIL KONCENTRATIONEN PÅ TVÆRS AF DEN NEDSTRØMS RETNING AF FORURENINGSFANEN, SKAL DET FORSTÅS SOM KONCENTRATIONEN OVER DET LYSERØDE BÅND. TVÆRSNITTET ER ANGIVET 100 M FRA DEN NEDSTRØMS KANT AF FORURENINGSFANEN SVARENDE TIL DEN GRØNNE LINJE I FIGUR 7. DETTE BÅND ER 2 M BREDT, HVILKET SVARER TIL, AT DER BENYTTES ET 2 M LANGT FILTER PÅ TVÆRS AF STRØMNINGSRETNINGEN.

100 m



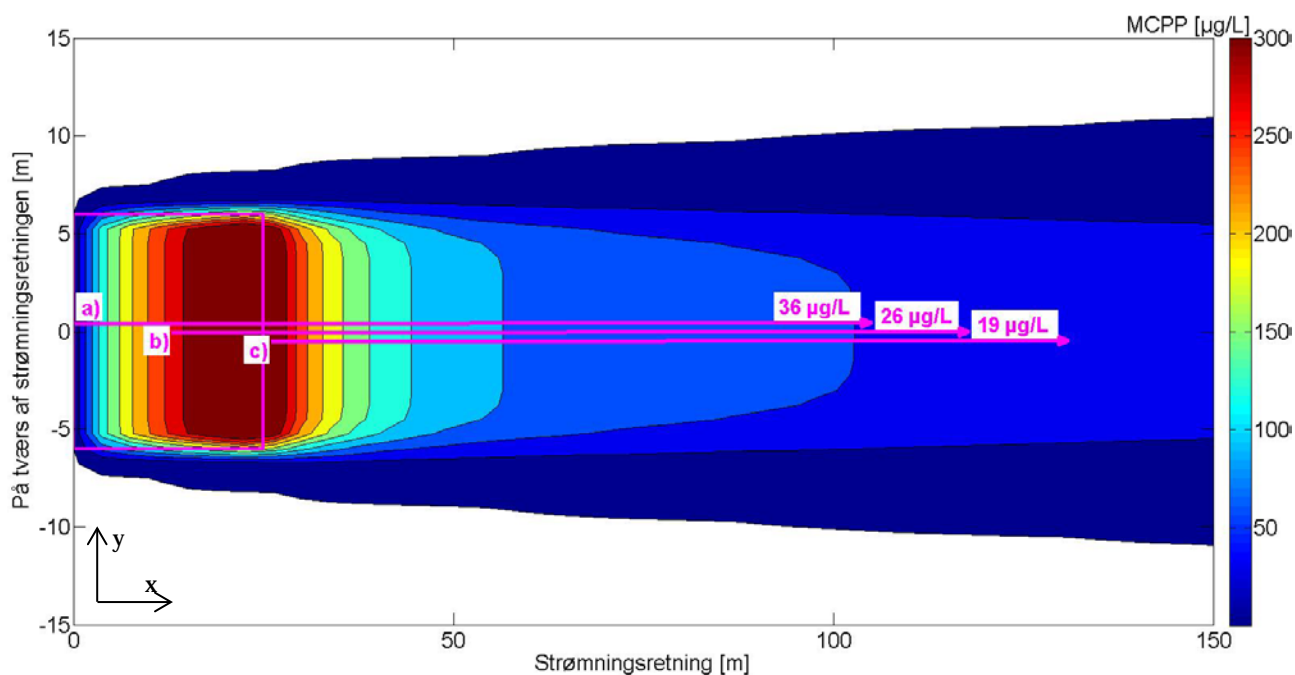
FIGUR 10: NÅR DER REFERERES TIL KONCENTRATIONEN OVER DYBDEN I PUNKTET 100 M FRA DEN NEDSTRØMS KANT AF FORURENINGSFANEN (KP I FIGUR 7), SKAL DET FORSTÅS SOM KONCENTRATIONEN OVER DEN LYSERØDE STREG, MÅRKET MED TEKSTEN "DYBDE". NÅR DER REFERERES TIL EN KONCENTRATION 100 M FRA DEN NEDSTRØMS KANT AF FORURENINGSFANEN ER DET KONCENTRATIONEN FUNDET OVER DEN HVIDE STREG, MÅRKET MED TEKSTEN "KONTROLPUNKT". DER BENYTTES EN FILTERLÆNGDE PÅ 2 M.

6.2 Valg af begyndelsespunkt for udmåling af afstanden til kontrolpunktet

Da der i modellen er tale om en punktkilde med et areal, vil begyndelsespunktet, hvorfra afstanden til kontrolpunktet måles fra være relevant at se nærmere på. Dette er gjort for lokaliteten Flintholmvej, der kort er beskrevet i Lokalitetsboks 6. For en nærmere beskrivelse se da Bilag 4. Der fokuseres her på koncentrationen af MCP, og koncentrationerne, der bliver angivet, er fundet for de øverste 2 m 100 m fra følgende målepunkter:

- Opstrøms kanten af forureningskilden (se punkt a) i Figur 11)
- Midten af forureningskilden (se punkt b) i Figur 11)
- Nedstrøms kanten af forureningskilden (se punkt c) i Figur 11)

Måles der fra opstrøms kanten af forureningskilden fås der en koncentration på 36 µg/L. Ses der på den resulterende grundvandskoncentration, hvis der måles fra midten af forureningskilden er koncentrationen 26 µg/L. Måles der fra den nedstrøms kant af forureningskilden fås en grundvandskoncentration på 19 µg/L altså godt halvdelen af koncentration med et begyndelsespunkt i a). At koncentrationen stiger inden for forureningskilden, som det ses af Figur 11, skyldes, at der over hele arealet af forureningskilden er en konstant forureningsflux. Den konstante forureningsflux gør, at der sker en akkumulering af forureningsmassen indtil forureningskildens nedstrøms kant.



FIGUR 11: VALGET AF FORSKELLIGE MÅLEPUNKTER HAR INDFLYDELSE PÅ RISIKOVURDERINGEN AF EN FORURENING. HER SES PLANSNITTET FOR LOKALITETEN FLINTHOLMVEJ. KONCENTRATIONERNE ER FUNDET OVER EN DYBDE PÅ 2 M, OG AFSTANDEN FRA BEGYNDELSESPUNKTERNE (A, B OG C) ER I ALLE TILFÆLDE 100 M. DER SKER EN KONSTANT TILFØRSEL AF FORURENING OVER HELE FORURENINGSKILDEN (PINK FIRKANT), HVILKET FORÅRSAGER EN AKKUMULERING AF FORURENINGSSTOFFET INDEN FOR FORURENINGSKILDEN.

Specielt når det kommer til forureningskilder med store kildelængder, som ved Fælledvej, vil valget af begyndelsepunktet for udmåling af afstanden til kontrolpunktet have en stor betydning. Længden af forureningskilden på Fælledvej er 55 m, mens grundvandshastigheden er 40 m/år. Hvis der således vælges et kontrolpunkt 100 m fra den opstrøms kant af forureningskilden, vil kontrolpunktet ligge 45 m fra den nedstrøms kant af forureningskilden.

Som det foregående har vist, har placeringen af udgangspunkt for kontrolpunkt en betydende effekt for risikovurderingen. For at få en entydig fremgangsmåde for placeringen af begyndelsepunktet er der kigget på den praksis, andre risikovurderingsværktøjer har, herunder administrative og praktiske forhold:

- *Vejledningen fra 1998 og nuværende praksis:* Det er i vejledningen ikke eksplicit beskrevet, at kontrolpunktet måles fra den nedstrøms kant af forureningskilden. Udregningen i Trin 1 (se Afsnit 2.1), for at finde koncentrationen lige under forureningskilden, er baseret på en massebalance, der medtager længden af forureningskilden. Dette betyder, at næste koncentration (Trin 2) findes fra en given afstand fra den nedstrøms kant af forureningskilden. Videre ses der også i Figur 1, at udgangspunktet for kontrolpunktet er anført ved den nedstrøms kant af hot spot området.
- *Andre risikovurderingsværktøjer:* I den anvendte risikomodel til vurdering af et deponeringsanlæg (Miljøstyrelsen, 2002) er udgangspunktet for kontrolpunktet placeret ved den nedstrøms kant af deponeringsanlægget. I risikovurderingsværktøjet til vurdering af forurenede grundbesidningens påvirkning af overfladevand er afstanden angivet fra den nedstrøms kant af det kortlagte areal (Miljøstyrelsen, 2014a).
- *Praktiske forhold:* Der er ved indledende risikovurderinger ikke kendskab til placeringen af hot spots. Videre vil det ikke give fysisk mening for nogle polygonformer at placere udgangspunktet for kontrolpunktet i midten af forureningskilden.

Valg af begyndelsespunkt for udmåling af kontrolpunktet

- Vælges begyndelsespunktet for kontrolpunktet til at være den opstrøms kant af forureningskilden, kan der ved lange forureningskilder være risiko for, at kontrolpunktet er beliggende inden for arealet af selve forureningskilden.
- Valget af begyndelsespunkt for kontrolpunkt kan påvirke risikovurderingen af den forurenede lokalitet
- Det foreslås, at det benyttede begyndelsespunkt for udmåling af kontrolpunkt er den nedstrøms kant af forureningskilden.

På baggrund af disse tre forhold, vil begyndelsespunktet for kontrolpunktet herfra i rapporten være den nedstrøms kant af forureningskilden.

6.3 Valg af kontrolpunkt

I dette afsnit vil forskellige kontrolpunkter blive undersøgt. Dette er gjort for at se, hvilken virkning valget af kontrolpunktet har på koncentrationerne. Ved undersøgelsen af kontrolpunktet er der benyttet nedbrydning, hvis det er vurderet til at finde sted ved lokaliteterne. Der er undersøgt kontrolpunkter ved to afstande og tre filterlængder i centerlinjen af forureningsfanen:

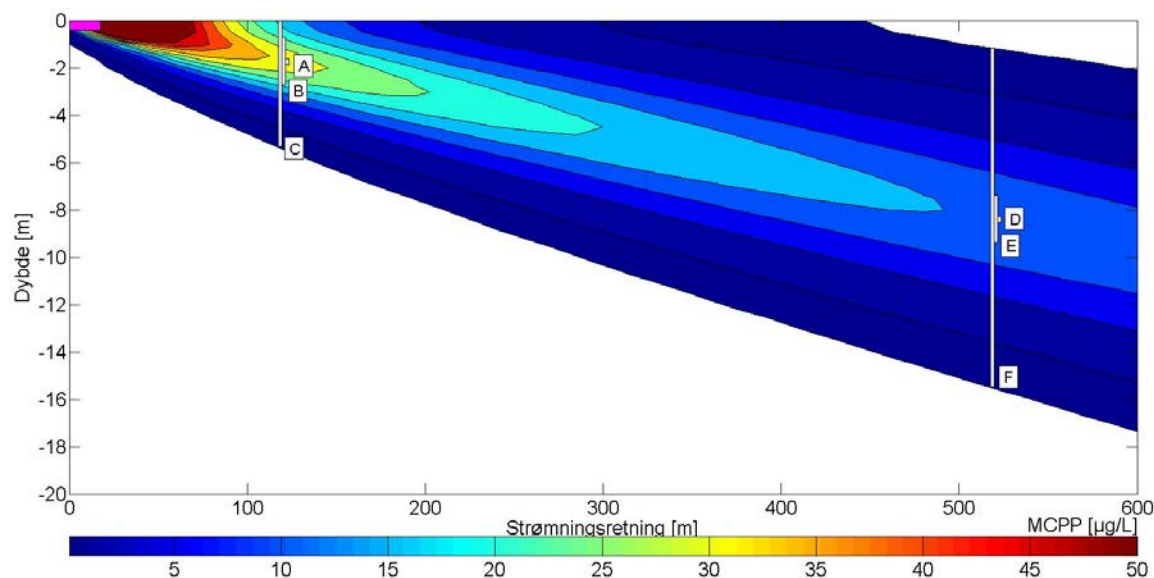
Afstande:

- 100 m fra den nedstrøms kanten af forureningskilden (benyttet til punkt A, B og C i Figur 12)
- 500 m fra den nedstrøms kanten af forureningskilden (benyttet til punkt D, E og F i Figur 12)

Filterlængder:

- 0,25 m (benyttet til punkt A og D i Figur 12)
- 2 m (benyttet til punkt B og E i Figur 12)
- En opblandingsdybde svarende til den dybde hvor grundvandskvalitetskriteriet for det respektive stof ikke er overholdt (benyttet til punkt C og F i Figur 12).

Dette betyder således, at der er undersøgt seks forskellige kontrolpunkter, som vist for Oddesundvej i Figur 12. Af figuren ses det, at forureningsfanen bliver trykket ned grundet infiltrationen.



FIGUR 12: KONCENTRATIONSSPREDNING AF MCPP VED ODDESUNDVEJ (LOKALITETSBOKS 7). KONCENTRATIONSFORDELINGEN ER VIST LANGS STRØMNINGSRETNINGEN OG DYBDEN. HER ER DER VIST DE SEKS FORSKELLIGE MÅLEPUNKTER.

Effekten af at rykke kontrolpunkterne ses at være forskellig, når det kommer til sekventiel nedbrydning. Dette er vist for Fælledvej (Lokalitetsboks 1) i Figur 13, hvor der øverst ses spredningen af TCE og nederst af VC. For hvert af stofferne er de seks forskellige kontrolpunkter angivet. Af graferne ses det, at koncentrationen ikke falder væsentligt, når filterlængden øges fra 0,25 m til 2 m. Det skal bemærkes, at effekten afhænger af kildens geometri og, at effekten bliver større des mindre forureningskilden bliver. Videre benyttes der til forureningsundersøgelser på lokaliteterne ofte en filterlængde på 2 m, og et valg af en filterlængde på 2 m ved kontrolpunktet, vil derfor være i god overensstemmelse med undersøgelsesmetoderne.

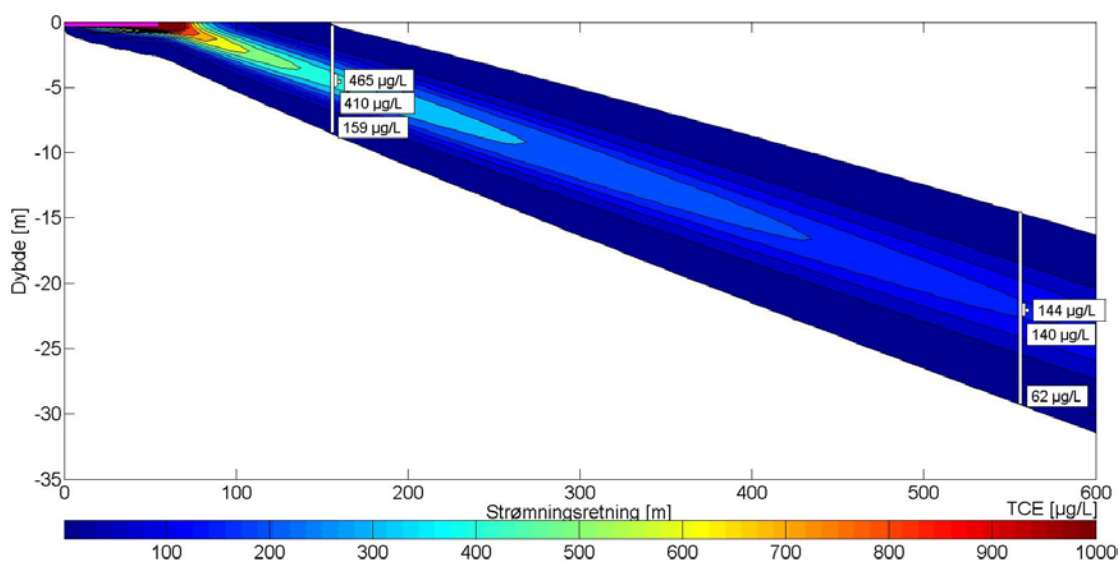
Ses der på TCE, falder koncentrationen med en øget filterlængde og en øget afstand fra den nedstrøms kant af forureningskilden. Dette sker, da TCE ved denne lokalitet er moderproduktet, og der

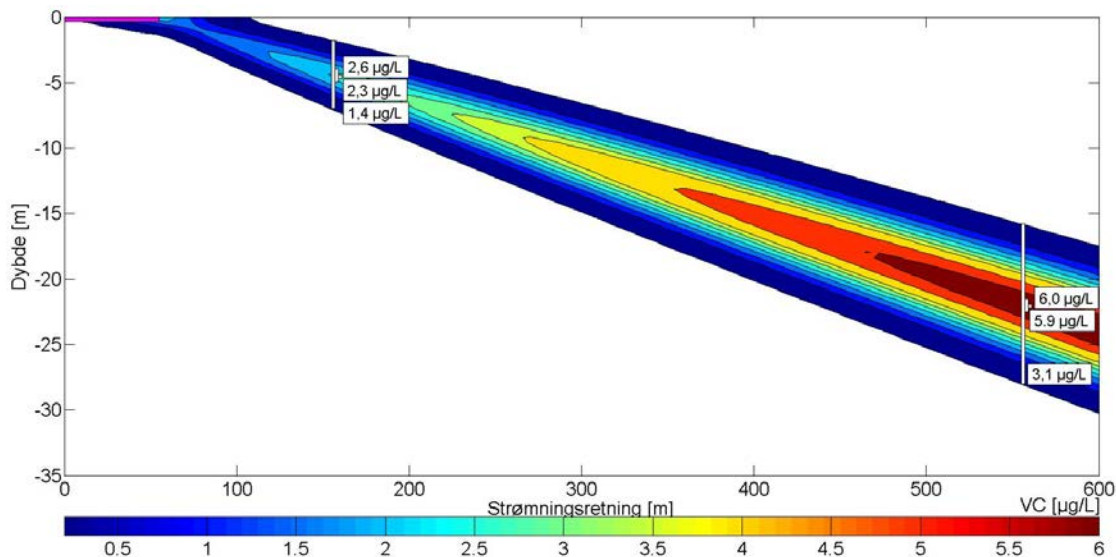
herved kun sker en nedbrydning af stoffet og ingen dannelse. Ses der derimod på koncentrationerne af VC i de forskellige kontrolpunkter, ses det, at koncentrationerne falder med en stigende filterlængde, men stiger med en øget afstand fra den nedstrøms kant af forureningskilden. Denne stigning sker, da TCE bliver nedbrudt til DCE, der bliver nedbrudt til VC, og der sker således ikke kun en nedbrydning af VC men også en dannelse af VC. Her ses det således, at det kontrolpunkt, der giver den højeste koncentration, ikke er entydigt, når det kommer til nedbrydningsprodukterne fra sekventiel nedbrydning.

Lokalitetsboks 1: Fælledvej

På Fælledvej er der sket en forurening med TCE, hvortil der er sket en nedbrydning til DCE og VC. Infiltrationen er 438 mm/år, kildelængden er 55 m og kildebredden er 20 m. Grundvandshastigheden er 40 m/år, porøsiteten på 0,25 og halveringstiden for TCE og DCE er ca. 19 år og for VC ca. 5 år. Forureningsfluxen gennem forureningskilden er 294 g/år, 11 g/år og 0,13 g/år for henholdsvis TCE, DCE og VC.

Ved afstanden 500 m fra den nedstrøms kant af forureningskilden er nogle af modelantagelserne muligvis ikke opfyldt. Det antages, at grundvandsmagasinet er homogent over hele det simulerede område. Geologien i grundvandsmagasinet kan over 500 m ændre sig meget, og antagelsen om homogene forhold i grundvandsmagasinet kan være tvivlsom. Videre antages det også, at der i grundvandsmagasinet er en konstant grundvandshastighed. Over de 500 m fra den nedstrøms kant af forureningskilden kan grundvandshastigheden stige grundet infiltrationen. Ud over infiltrationen, kan der også være andre forhold i området omkring lokaliteten, der ændrer på grundvandshastigheden.





FIGUR 13: BRUG AF FORSKELLIGE KONTROLPUNKTER FOR LOKALITETEN FÆLLEDVEJ (LOKALITETSBOKS 1) FOR MODERPRODUKTET TCE (ØVERST) OG DET SIDSTE STOF I DEN SEKVENTIELLE NEDBRYDNING, VC (NEDERST). KONCENTRATIONSFORDELINGEN ER VIST LANGS STRØMNINGSRETNINGEN OG DYBDEN. DE HVIDE REKTANGLER VISER DE BENYTTETE FILTRE, SOM OGSÅ SES I FIGUR 12.

Valg af kontrolpunkt

- At vælge en filterlængde på 2 m har ingen betydelig effekt på koncentrationen af forureninger med typiske arealer i forhold til, hvis der benyttes en filterlængde på 0,25 m.
- Når længden til kontrolpunktet samt filterlængden forøges falder den resulterende koncentration af moderprodukterne.
- Det er observeret, at alle koncentrationerne af nedbrydningsprodukterne stiger, når længden til kontrolpunktet forøges.

6.4 Infiltration

For at undersøge, hvilken effekt infiltrationen har på forureningsfanen, er der opsat tre scenarier ved brug af GrundRisk modellen. De tre scenarier beskriver tilfælde, hvor der henholdsvis sker infiltration over hele forureningsfanen, ingen infiltration over forureningsfanen og en reduceret infiltration over forureningsfanen. I alle tre scenarier er forureningsfluxen og forureningskildearealet den samme, hvilket betyder, at forureningsmassen i grundvandsmagasinet er ens i alle tre scenarier. Således er det kun infiltrationen nedstrøms forureningsfanen, der reduceres eller negligeres. Scenarierne er således eksempler på betydningen af befæstning eller dæklags gennemtrængelighed for den underliggende forureningsfane. Sammenligningen er for testlokaliteten, Vesterågade i Kolind, som er nærmere beskrevet i Lokaltetsboks 2, se Bilag 4.

Lokaltetsboks 2: Vesterågade

På Vesterågade i Kolind er der fundet forurening med BTEX'er. Infiltrationen er 313 mm/år, kildelængden er 10 m og kildebredden er 20 m. Forureningsfluxen gennem forureningskilden er 188 g/år, 645 g/år og 582 g/år for henholdsvis benzen, toluen og xylener og grundvandshastigheden er 63 m/år og porøsiteten på 0,25. I simuleringerne er der antaget nedbrydning af alle tre

stoffer. Halveringstiden for benzen er ca. 2 år, for toluen 70 dage og for xylener er den 1 år.

Resultaterne af sammenligningen er vist i Figur 14, hvor koncentrationen er plottet mod dybden af grundvandsmagasinet i midterlinjen af forureningskilden 100 m fra den nedstrøms kant af forureningskilden (KP på Figur 7). Det ses, at fanen, der er påvirket af infiltration, bliver trykket ned i forhold til den fane, hvor infiltration ikke forekommer. Nedenfor ses de observerede maksimale koncentrationer og opblandingsdybder for modellerne med, uden og med reduceret infiltration. Opblandingsdybderne er her defineret som den dybde, hvor grundvandskvalitetskriteriet ikke overholdes.

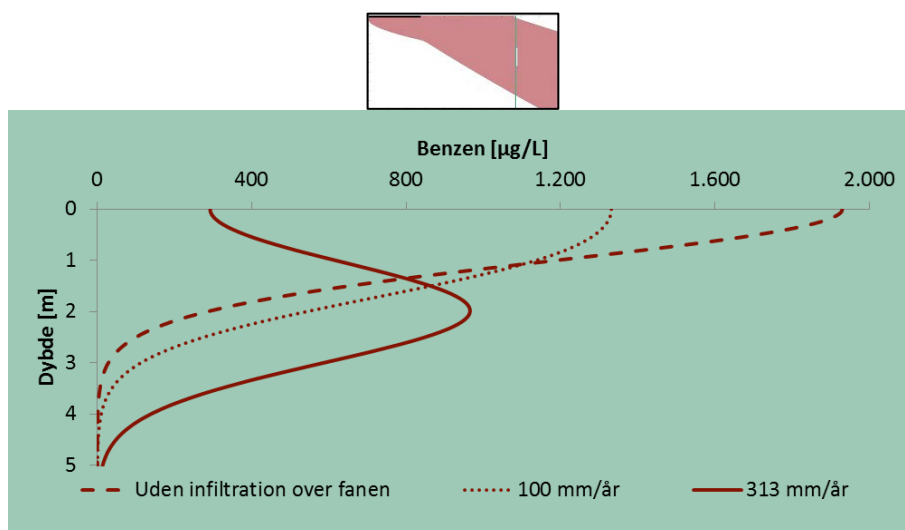
Maksimal koncentration:

- Uden infiltration: 1929 $\mu\text{g/L}$
- Infiltration på 100 mm/år: 1331 $\mu\text{g/L}$
- Infiltration på 313 mm/år: 965 $\mu\text{g/L}$

Opblandingsdybde:

- Uden infiltration: 4,1 m
- Infiltration på 100 mm/år: 4,75 m
- Infiltration på 313 mm/år: 5,9 m

Der er en stor forskel mellem den maksimale koncentration for modellen uden infiltration og den med infiltration, idet koncentrationen bliver godt halveret når den fulde infiltration medtages. Ved at have en mindre infiltration på 100 mm/år falder den maksimale koncentration 1/3 i forhold til, hvis der ikke tages højde for infiltration over forureningsfanen. Opblandingsdybden vokser med 0,65 m når en reduceret infiltration medtages og 1,8 m når infiltration medtages i forhold til når infiltration ikke medtages. At forureningsfanen trykkes ned grundet infiltration stemmer overens med feltobservationer (Bjerg et al., 2011b og Prommer et al., 2006), hvor der ligeledes sker en ned-synkning af forureningsfanen, hvis der er infiltration gennem overfladen.



FIGUR 14: SAMMENLIGNING MELLEM GRUNDRISK MODELLEN, HVOR DER BENYTTES INFILTRATION SOM ANGIVET I UNDERSØGELSESRAPPORTERNE PÅ 313 MM/ÅR, 100 MM/ÅR OG INGEN INFILTRATION OVER FORURENINGSFANEN. FORURENINGSFLUXEN ER DEN SAMME I ALLE TRE SCENARIER. DENNE SAMMENLIGNING ER FORETAGET FOR VESTERÅGADE (LOKALITETSBOKS 2), KONCENTRATIONEN ER VIST SOM FUNKTION AF DYBDEN I GRUNDVANDSMAGASINET 100 M FRA DEN NEDSTRØMS KANT AF FORURENINGSKILDEN (KP I FIGUR 7).

Infiltrationen der er benyttet i simuleringerne, er valgt som værende lig med den kommunespecifikke nettonedbør angivet i JAGG. Det forventes ikke, at al nedbør trænger ned til grundvandsma-

gasinet, og derfor anses brugen af nettonedbøren at være en overestimering af infiltrationen. Denne overestimering leder til en lavere koncentration i kontrolpunktet og en forureningsfane der trykkes længere ned, end hvis der benyttes en mindre infiltration. Der er i GrundRisk delprojekt 1 igangsat en undersøgelse af brugen af den estimerede infiltration der kan fås fra DK-modellen, og denne vil med stor sandsynlighed give et mere retvisende billede af infiltrationen end, hvad nettonedbøren gør. Videre er der i simuleringerne ikke taget højde for den konkrete befæstelsesgrad på lokaliteterne.

Infiltration

- Modellen kan håndtere lokaliteter, hvor der ikke sker infiltration over forureningsfanen.
- Den maksimale koncentration falder og opblandingsdybden stiger, når infiltrationen medtages.
- Infiltrationen har en væsentlig påvirkning på forureningstransporten og forureningsfanens vertikale placering og bør derfor medtages i risikovurderingen.

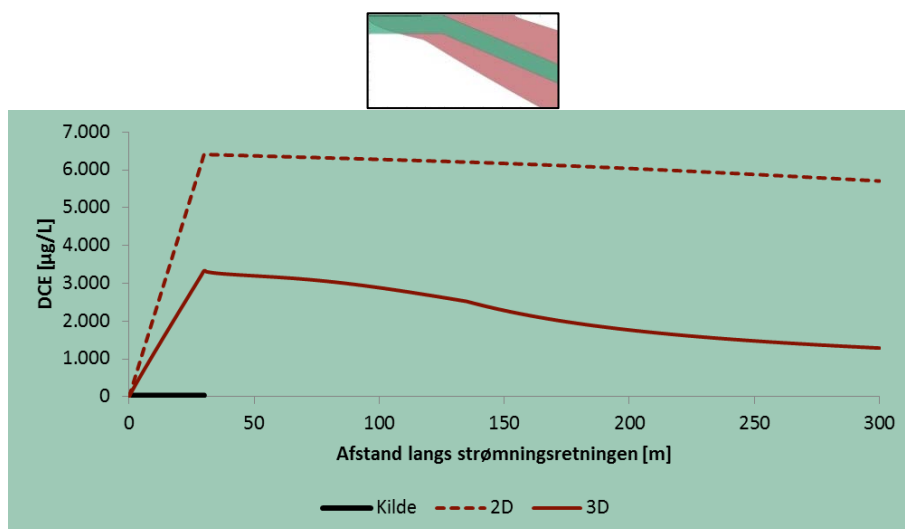
6.5 Grundvandsmagasiner med begrænset vertikal udstrækning

Da infiltrationen trykker fanen ned ad nedstrøms forureningskilden, vil der for tynde grundvandsmagasiner være tilfælde, hvor dybden hvortil fanen trykkes ned overstiger den reelle tykkelse af grundvandsmagasinet. For lokaliteten Rugårdsvej (Lokalitetsboks 3) er dette tilfældet, hvor det øvre grundvandsmagasin har en tykkelse på 1 m.

For at undersøge, hvad forskellen er ved at benytte grundvandsmagasinet tykkelse som afgrænsning for forureningens vertikale spredning ved tynde grundvandsmagasiner, er den tre dimensionale model blevet sammenlignet med den to dimensionale model. Dette er gjort for Rugårdsvej, og resultaterne ses i Figur 15. Her ses det, at den maksimale koncentration fordobles, når den to dimensionale model, der antager fuldstændig vertikal opblanding, benyttes i stedet for den tre dimensionale model. Videre ses det også, at koncentrationen falder hurtigere i den tre dimensionale model, hvilket skyldes, at der sker spredning i alle tre retninger, samt fortynding via infiltrationens opblanding fra oven.

Lokalitetsboks 3: Rugårdsvej

På Rugårdsvej i Odense er der fundet forurening med DCE og VC. Infiltrationen er 300 mm/år, forureningskilden har en længde på 30 m og en bredde på 10 m. Forureningsfluxen gennem forureningskilden er 1,98 kg/år og 423 g/år for henholdsvis DCE og VC og grundvandshastigheden er 126 m/år og porøsiteten på 0,25. I simuleringerne er der benyttet nedbrydning af begge stoffer. Halveringstiden for DCE er ca. 19 år og ca. 5 år for VC.



FIGUR 15: KONCENTRATIONEN AF DCE OVER EN FILTERLÆNGDE PÅ 2 M LANGS STRØMNINGSRETNINGEN FOR LOKALITETEN RUGÅRDSVEJ (LOKALITETSBOKS 3). DEN FULDT OPTRUKKEDE LINJE VISER KONCENTRATIONEN AF DCE, NÅR GRUNDRISK MODELLEN I 3D BENYTTES, OG DER SÅLEDES IKKE TAGES HØJDE FOR GRUNDEVANDSMAGASINETS TYKKELSE. DEN STIPLEDE LINJE VISER KONCENTRATIONEN AF DCE, NÅR DER TAGES HØJDE FOR TYKKELSEN AF GRUNDEVANDSMAGASINETS TYKKELSE, OG FORURENINGEN SÅLEDES ER SIMULERET I 2D MED ANTAGELSEN, OM AT FORURENINGEN ER FULDT OPBLANDET.

Kurven fra den tre dimensionale model (den røde fuldt optrukne linje) laver et lille knæk omkring 150 m nedstrøms den opstrøms kant af forureningskilden. Det er netop ved denne afstand, hvor fanen trykkes mere end en meter ned i grundvandsmagasinet. Dette kan således sammenlignes med det punkt, hvor det lyserøde bånd i Figur 8 laver et buk nedad. Her beregnes koncentrationen ikke længere over de øverste 2 meter, men over en filterlængde på 2 meter, hvor midten af filteret er placeret ved den dybde forureningsfanen er trykket ned. Her sker der en fortynding i begge retninger, hvilket forårsager det lille knæk. Det pludselige dyk ses også i andre tilfælde gennem dette afsnit. I denne forbindelse skal det huskes, at der ikke sker nogen infiltration over arealet af forureningskilden.

Grundvandsmagasiner med begrænset vertikal udstrækning

- Ved tynde grundvandsmagasiner er det en mulighed at benytte en to dimensional model, der antager, at forureningen er fuldt opblandet i den vertikale retning.
- 2D modellen antager en fuld vertikal opblanding og kan benyttes til grundvandsmagasiner med lille tykkelse. Denne model vil resultere i en højere grundvandskoncentration, end hvis den tre dimensionale model benyttes.

6.6 Geometri af forureningskilden

Kilden i modellen er repræsenteret som en punktkilde med et areal, hvor igennem en forurening nedsviver til grundvandet. Forureningsfluxen bliver herved påvirket af arealets størrelse. Dette betyder også, at den samlede forureningsmasse i grundvandsmagasinet bliver påvirket. I dette afsnit beskrives koncentrationsændringerne som funktion af dimensionerne af forureningskildens areal.

Der er ikke gjort brug af en specifik lokalitet, men i stedet for nogle generelle betragtninger om betydningen af kildens geometri. En generel beskrivelse for den fiktive lokalitet ses i Lokalitetsboks 4. Forureningsfluxen er givet som i ligning (4). Det ses, at når effekten af arealet på koncentrationen ønskes undersøgt, vil arealet (A) skulle ændres. Dette betyder, at minimum en af faktorerne; infiltrationen (I), kildekonzentrationen (C_0) eller forureningsfluxen (J) ligeså skal ændres. Da infiltrationen findes ud fra regionale nedbørsforhold og ikke er forbundet med lokale usikkerheder holdes infiltrationen konstant. Herved er det enten kildekonzentrationen eller forureningsfluxen, der skal ændres, når arealet ændres.

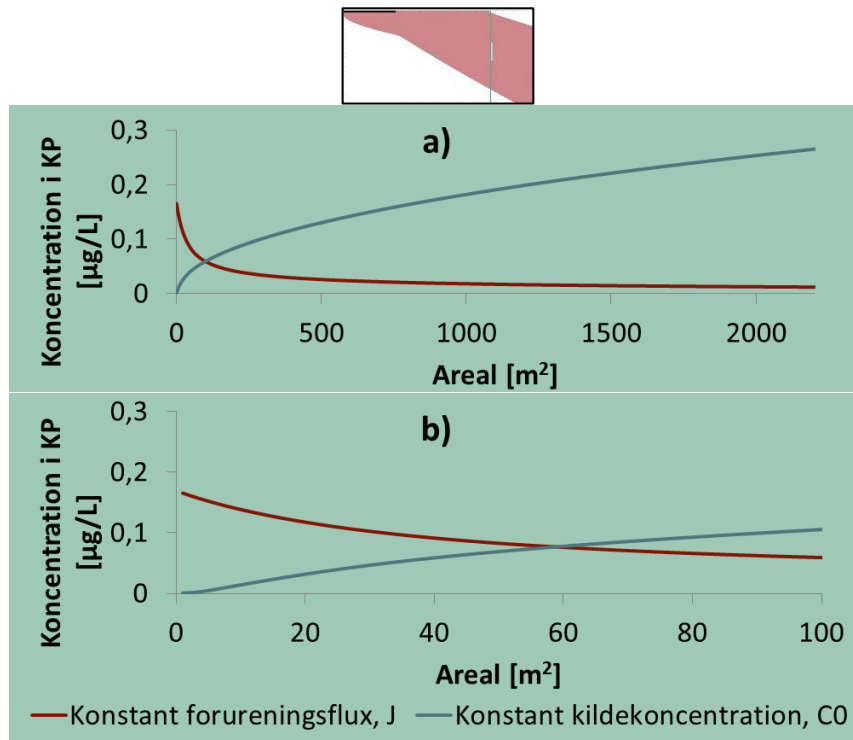
$$J = C_0 \cdot A \cdot I \quad (4)$$

For hver af de efterfølgende analyser er koncentrationen først holdt konstant, hvilket betyder, at forureningsfluxen ændrer sig i takt med, at arealet ændrer sig. Ligeså er forureningsfluxen holdt konstant, så koncentrationen ændres.

Lokalitetsboks 4: Fiktiv lokalitet

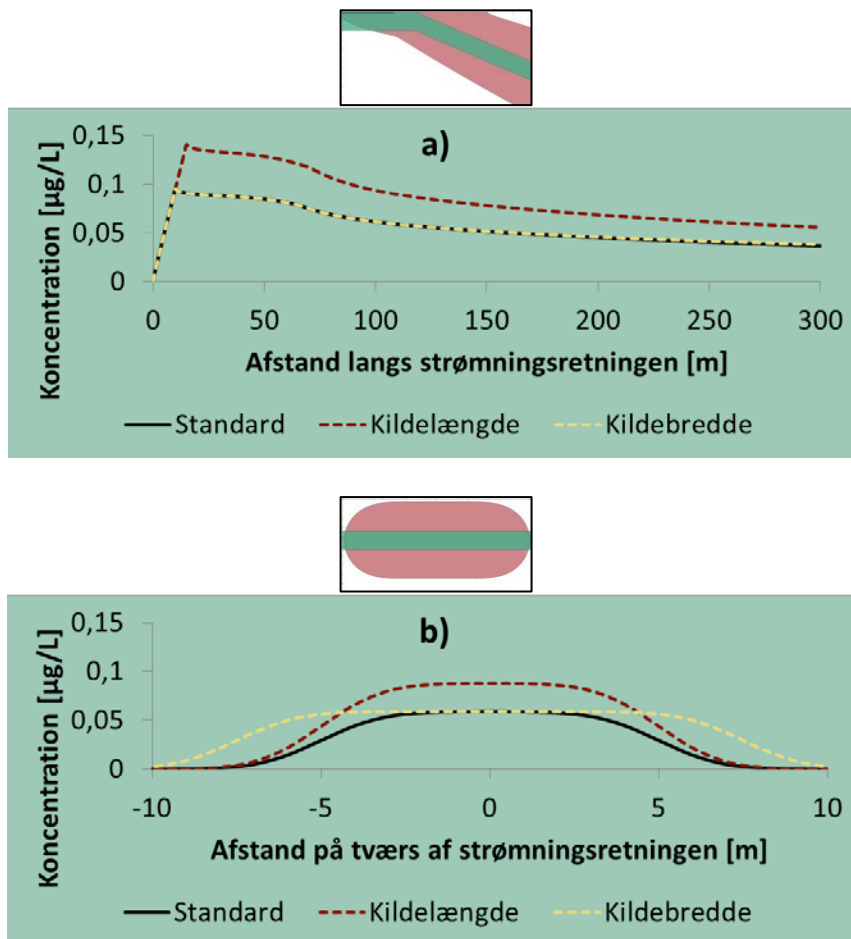
Infiltrationen ved lokaliteten er sat til 540 mm/år, kildelængden er 10 m og kildebredden er 10 m. Dette giver et areal på 100 m², hvilket er lidt større end standardarealet for en mellem forurening for V1-kortlagte lokaliteter (79 m²). Grundvandshastigheden er 126 m/år, porøsiteten er 0,25 og nedbrydning er ikke medtaget i beregningerne. Der er benyttet standard dispersiviteter som angivet i Afsnit 5.2. Kildekoncentrationen er 1 µg/L, hvilket giver en forureningsflux gennem forureningskilden på 54 µg/år.

Figur 16a viser, hvordan koncentrationen i kontrolpunktet ændres som funktion af arealet 100 m fra den nedstrøms kant af forureningskilden. Længde og bredde af forureningsarealet holdes ens. Den blå linje beskriver koncentrationsændringen som funktion af arealet, hvor koncentrationen er holdt konstant. Her ses det, at koncentrationen i kontrolpunktet stiger som funktion af arealet. Dog skal det huskes, at forureningsmassen i grundvandsmagasinet stiger med det stigende areal, hvilket forårsager en forøgelse af koncentrationen i grundvandet. Hertil kommer der også, at der kun er en lille fortynding langs centerlinjen. Den røde linje beskriver ligeså koncentrationsændringen i kontrolpunktet som funktion af arealet, hvor forureningsfluxen er holdt konstant, hvilket betyder, at forureningsmassen i grundvandsmagasinet er konstant. Det ses af grafen, at koncentrationen falder som funktion af arealet, da koncentrationen over kildearealet bliver mindre når arealet forøges. I begge tilfælde ses det, at ændringerne er større ved de mindre arealer, hvilket også ses i Figur 16b. Her er der vist arealstørrelser, der svarer til små til mellem forureninger for V1-kortlagte lokaliteter.



FIGUR 16: ÆNDRINGEN AF GRUNDVANDSKONCENTRATIONEN SOM FUNKTION AF AREALET. A) VISER DET FOR ALLE UNDERSØGTE AREALER, HVORIMOD B) HAR FOKUS PÅ SMÅ TIL MELLEMLØSE FORURENINGSAREALER. DETTE ER GJORT FOR EN FIKTIV LOKALITETE, BESKREVET I LOKALITETSBOKS 4. FOR HVER AF TILFÆLDENE ER DET BLEVET UNDERSØGT, HVILKEN EFFEKT DET HAR, HVIS FORURENINGSFLUXEN ELLER KONCENTRATIONEN HOLDES KONSTANT, HENHOLDSVIS RØD OG BLÅ.

I Figur 17a ses koncentrationen langs strømningensretningen (den blå linje i Figur 7), hvor den sorte graf repræsenterer modellen, hvor der ikke er ændret på parametrene. Den røde stiplede linje viser koncentrationen, når kildelængden er forøget med 50 % og den gule stiplede linje viser koncentrationen, når kildebredden er forøget med 50 %. Det ses, at forøgelsen af kildelængden forøger koncentrationerne generelt ned langs strømningensretningen. Ved forøgelse af kildebredden ses det, at koncentrationen stort set er uændret, hvilket skyldes at koncentrationen er vist midt i den tværgående retning, og forøgelsen af kildebredden påvirker derfor ikke koncentrationen. Figur 17b viser koncentrationen på tværs af strømningensretningen 100 m fra den nedstrøms kant af forureningskilden. Her ses som i Figur 17a, at koncentrationen stiger ved en forøgelse af kildelængden. Dog ses effekten af forøgelsen af kildens bredde mere klart i denne figur, hvor kildens bredde ikke forøger koncentrationen i midten af forureningsfanen, men forstørrer bredden af forureningsfanen.



FIGUR 17: KONCENTRATIONEN SOM FUNKTION AF AFSTANDEN LANGS STRØMNINGSRETNINGEN (A) OG PÅ TVÆRS AF STRØMNINGSRETNINGEN 100 M FRA DEN NEDSTRØMS KANT AF FORURENINGSKILDEN (B). DETTE ER GJORT FOR DEN FIKTIVE LOKALITET BESKREVET I LOKALITETSBOKS 4. A) ER EVALUERET LANGS DEN BLÅ LINJE I FIGUR 7 OG B) ER EVALUERET LANGS DEN GRØNNE LINJE I FIGUR 7. DE STIPLEDE LINJER ANIGVER AT DER ER SKET EN FORØGELSE I KILDELÆNGDEN OG KILDEBREDDEN PÅ 50 %. DEN SORTE GRAF VISER NÅR DER IKKE ER ÆNDRET VED NOGLE AF PARAMETRENE.

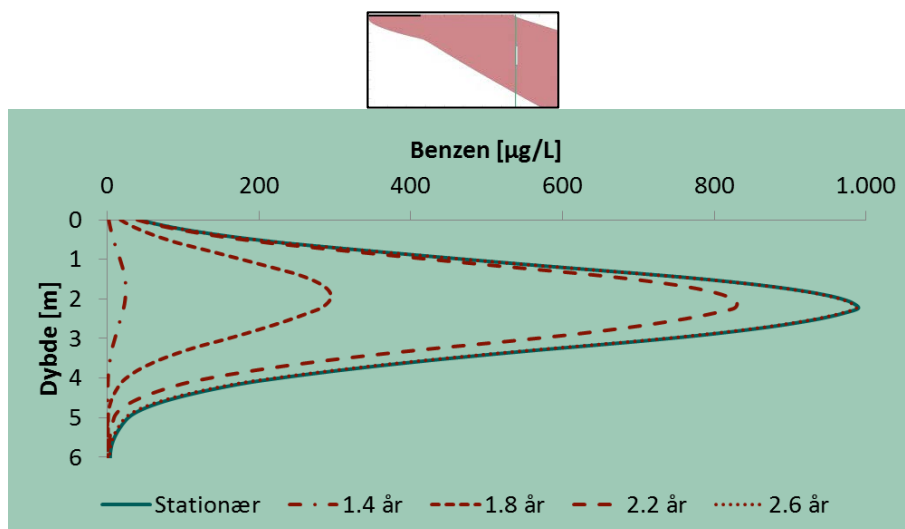
Kildegeometri

- En forøgelse af arealet fører enten til en forøgelse eller fald af koncentrationen afhængigt af, om henholdsvis koncentrationen eller forureningsfluxen holdes konstant.
- En forøgelse af længden af forureningskilden på 50 % fører til en højere maksimal koncentration, hvorimod en forøgelse på 50 % af forureningskildens bredde ikke fører til en forøgelse af den maksimale koncentration. Derimod fører denne forøgelse til en bredere forureningsfane.

6.7 Hvornår er en forurening stationær?

GrundRisk er en stationær model. For at undersøge, hvor lang tid der går, inden modellen bliver stationær i kontrolpunktet (KP i Figur 7), er der opstillet en tilsvarende transient model i COMSOL Multiphysics. Dette er gjort for benzenforureningen på lokaliteten Vesterågade (se Lokalitetsboks 2). Det skal bemærkes, at der ikke er taget højde for den transporttid der har været gennem dæklaget over grundvandsmagasinet. Vurderingen af stationaritet baseres altså udelukkende på transporttiden i grundvandet.

Figur 18 viser koncentrationen af benzen ned gennem dybden i punktet 100 m fra den nedstrøms kant af forureningskilden, KP i Figur 7. Figuren viser koncentrationen for forskellige tidspunkter fra forureningsspildet opstår, samt koncentrationen fra den stationære model. Her ses det, at der på lidt mere end et halvt år sker en stor forøgelse af koncentrationen af benzen, mellem år 1,4 og 2,6. Videre ses det, at den transiente model efter ca. 2,5 års forurening, når de stationære forhold.



FIGUR 18: FIGUREN VISER KONCENTRATIONEN AF BENZEN NED LANGS DYBDEN I PUNKTET 100 M FRA DEN NEDSTRØMS KANT AF FORURENINGSKILDEN (KP FIGUR 7) PÅ FORSKELLIGE TIDSPUNKTER FRA KILDENS START SAMT FOR DEN STATIONÆRE MODEL. DETTE ER GJORT FOR BENZENFORURENINGEN PÅ LOKALITETEN VESTERÅGADE (LOKALITETSBOKS 2).

Tiden det tager for den transiente model at opnå den halve stationære koncentration ($C_{1/2}$) i et specifikt punkt kan estimeres ved brug af ligning (5):

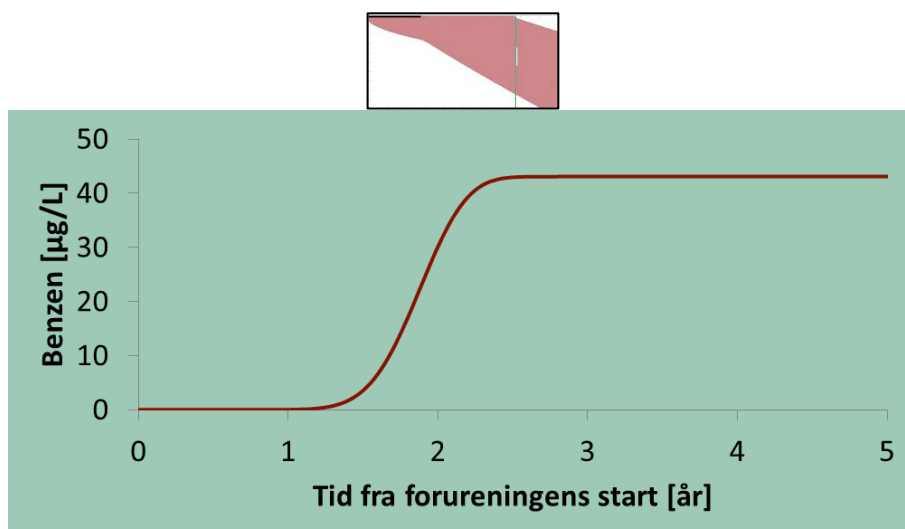
$$t(C_{1/2}(x)) = \frac{x \cdot R}{u} \quad (5)$$

hvor x er afstanden til det punkt, hvor $C_{1/2}$ ønskes fundet (her regnes der fra forureningskildens nedstrøms kant), R er retardationskoefficienten og u er grundvandshastigheden. For Vesterågade er $C_{1/2}$ således givet ved ligning (6):

$$t(C_{1/2}) = \frac{100 \text{ m} \cdot 1,17}{63 \text{ m/år}} = 1,86 \text{ år} \quad (6)$$

I Figur 19 ses gennembrudskurven for benzenforureningen på Vesterågade ved punktet 100 m fra den nedstrøms kant af forureningskilden. Her ses det, at gennembruddet af benzen sker indenfor godt 2 år. Dette hurtige gennembrud skyldes en lav retardationskoefficient på 1,17. Som beskrevet i ligning (6) viser gennembrudskurven, at den halve stationære koncentration er opnået efter 1,86 år.

Figur 20 viser et plansnit af benzenforureningen på Vesterågade. Disse plansnit er taget fra den transiente model og viser forureningsspredningen for fire forskellige tidspunkter efter spildet: 0 dage, 146 dage, 365 dage og 949 dage (ved opnået stationære forhold). Forureningsfanen er afgrænset ved brug af grundvandskvalitetskriteriet for benzen på $1 \mu\text{g/L}$. Det ses, at fanen efter et år har passeret den røde linje, der repræsenterer afstanden på 100 m fra den nedstrøms kant.

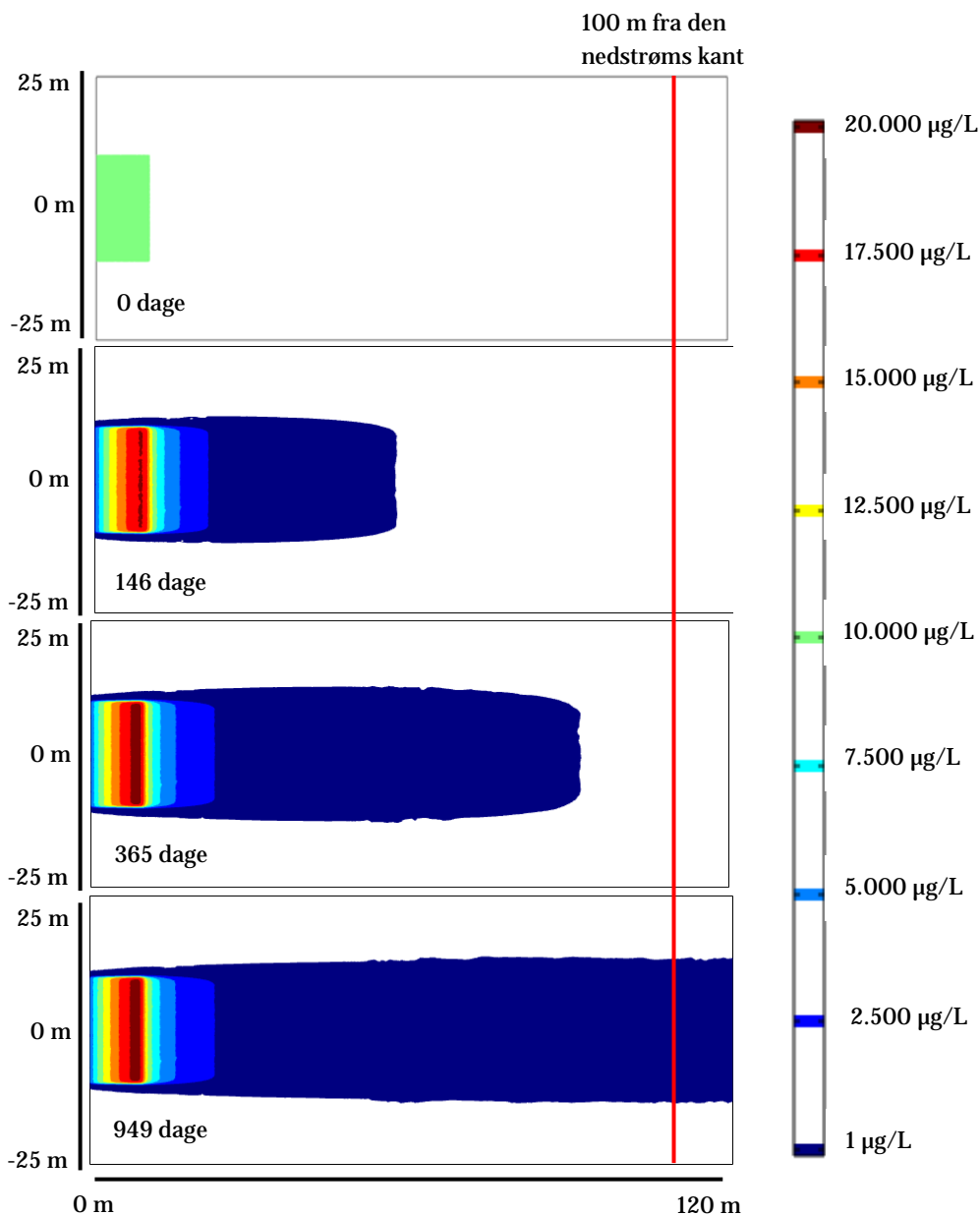


FIGUR 19: GENNEMBRUDSKURVE FOR BENZEN VED VESTERÅGADE (LOKALITETSBOKS 2) VED PUNKTET 100 M FRA DEN NEDSTRØMS KANT AF FORURENINGSKILDEN.

I Bilag 6 ses $C_{1/2}$ udregnet for alle ni lokaliteter. Disse udregninger viser, at den korteste tid det tager før den halve stationære koncentration er opnået for pesticidforureningen på Oddesundvej er lige under et år. Dette skyldes, at retardationskoefficienten er 1, grundvandshastigheden er 120 m og forureningskilden er 17,6 m lang (se Lokalitetsboks 7). Den langsomme grundvandshastighed på 7,6 m/år ved Møllemarksvej (se Lokalitetsboks 5) resulterer i et langsomt gennembrud ved kontrolpunktet 100 m fra den nedstrøms kant af forureningskilden. Det tager således toluenforureningen 31 år, at opnå $C_{1/2}$. For benzen- og xyleneforureningen på Møllemarksvej tager det henholdsvis 21 og 18 år. Intervallet for opnåelse af $C_{1/2}$ for lokaliteterne er fra 0,98-7,3 år, hvis der ses bort fra Møllemarksvej.

At forureningen på Vesterågade bliver stationær i punktet 100 m fra den nedstrøms kant af forureningsfanen efter godt 2,5 år viser, at det er acceptabelt at simulere forureningen stationært. Dette er tilfældet, da de fleste forureninger først opdages og undersøges mange år efter forureningen er opstået. Ligeledes viser udregningen af $C_{1/2}$, at de andre lokaliteter opnår stationære koncentrationer efter relativ kort tid.

I en stationær model uden nedbrydning vil sorption ikke have nogen indvirkning, bortset fra den tid det vil tage at opnå stationære forhold (som vist i ligning (5)). Dette ses også i Bilag 7.



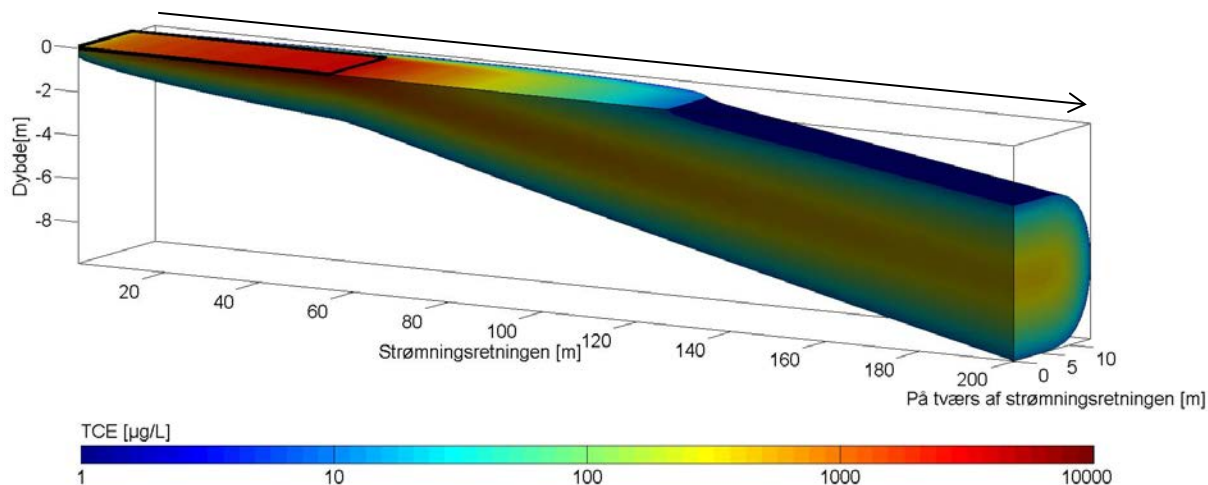
FIGUR 20: PLANSNIT AF DEN TRANSIENTE MODEL FOR FIRE FORSKELLIGE SIMULEREDE TIDSPUNKTER FRA STARTEN AF FORURENINGEN (DAG 0), OG TIL DEN TRANSIENTE MODEL BLIVER STATIONÆR I PUNKTET 100 M FRA DEN NEDSTRØMS KANT AF FORURENINGSKILDEN. DETTE ER GJORT FOR BENZENFORURENINGEN VED VESTERÅGADE (LOKALITETSBOKS 2).

Hvornår er en forurening stationær?

- Benzen forureningen ved Vesterågade bliver i punktet 100 m fra den nedstrøms kant stationær efter godt 2,5 år.
- Gennembruddet er hurtigt for benzenforureningen på Vesterågade, da retardationskoefficienten er lav (1,17).
- Det er vurderet, at forureningerne på de ni testlokaliteter kan betragtes som værende stationære på baggrund af udregningen af, hvor lang tid det tager, før den halve stationære koncentration er opnået.
- Sorptionen betyder noget for, hvor lang tid det tager, før den transiente model bliver stationær, men har ingen betydning for den stationære koncentration.

6.8 Dispersion

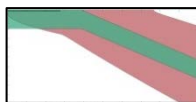
Modellen medtager dispersion i tre dimensioner. Til at illustrere dette er grafen i Figur 21 lavet, som viser forureningen med TCE fundet på lokaliteten Fælledvej. Her er der kun vist grundvandskoncentrationer, der overskrider grundvandskvalitetskriteriet for TCE på $1 \mu\text{g/L}$. På figuren ses forureningskilden markeret som det sorte rektangel. Videre ses spredningen af forureningen i alle tre dimensioner. En kort beskrivelse af lokaliteten ses i Lokalitetsboks 1, en mere detaljeret beskrivelse ses i Bilag 4.

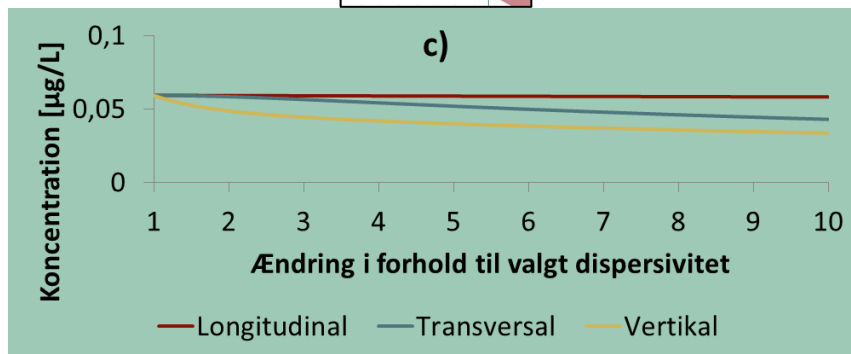
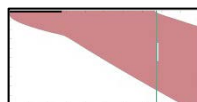
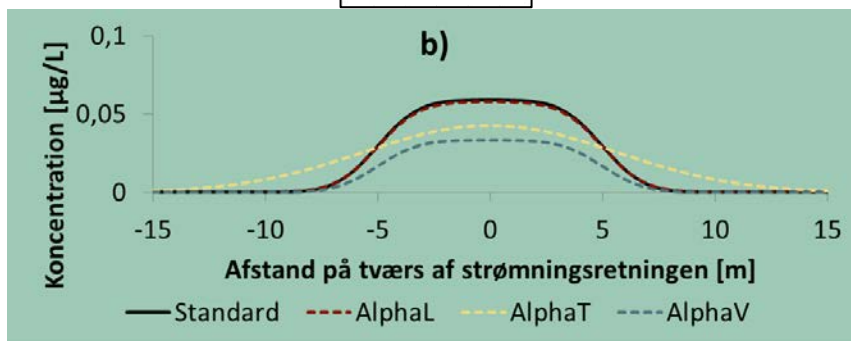
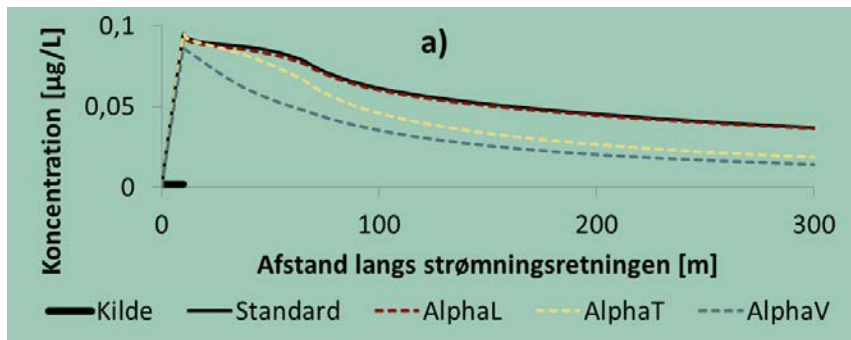


FIGUR 21: KONCENTRATION AF TCE OVER GRUNDAVANDSKVALITETSKRITERIET PÅ $1 \mu\text{g/L}$ VED FÆLLEDVEJ (LOKALITETSBOKS 1). DEN SORTE BOKS INDIKERER KILDEN. HER SES HVILKEN PÅVIRKNING, DEN TRE DIMENSIONELLE DISPERSION HAR.

Dispersiviteterne er valgt på baggrund af et litteraturstudie, og er forbundet med en del usikkerhed, da der især for de vertikale og transversale dispersiviteter er ganske få litteraturværdier. Derfor er det undersøgt, hvordan koncentrationerne ændres, når dispersiviteterne forstørres med en faktor ti. Dette er gjort ligesom i Afsnit 6.2 for en fiktiv lokalitet (Lokalitetsboks 4). Resultaterne ses i Figur 22a og b, henholdsvis langs strømningensretningen (den blå linje i Figur 7) og på tværs af strømningensretningen 100 m fra den nedstrøms kant af forureningskilden (den grønne linje i Figur 7). Det ses af figuren, at der er en ubetydelig koncentrationsændring, når den longitudinale dispersivitet ændres. Koncentrationsændringen skyldes ifølge Binning (2000) de anvendte randbetingelser og har ingen betydning i praksis. Koncentrationsændringen bliver mere markant, når den transversale dispersivitet ændres. Mest markant er ændringen i koncentrationen, når den vertikale dispersivitet forøges, og den spredning over dybden herved forøges.

Figur 22c viser, hvordan modellen påvirkes af større ændringer af de tre dispersiviteter over en filterlængde på 2 m i punktet 100 m fra den nedstrøms kant af forureningskilden, KP i Figur 7. Igen ses det, at den longitudinale dispersivitet ikke forårsager en væsentlig ændring i den stationære koncentration, men at ændringerne i både den transversale og vertikale dispersivitet har en påvirkning på koncentrationerne. Øges de to dispersiviteter, øges spredningen også, og fortyndingen af stoffet bliver herved større. Den mest markante ændring sker, når den vertikale dispersivitet ændres. I alle tilfælde er effekten af ændringen i dispersiviteterne større for mindre forureningskilder.





FIGUR 22: GRAFERNE VISER, HVAD DER SKER, NÅR DE TRE FORSKELLIGE DISPERSIVITETER BLIVER ÆNDRET PÅ DEN FIKTIVE LOKALITET BESKREVET I LOKALITETSBOKS 4. A) OG B) VISER DET HENHOLDSVIS PÅ LANGS OG TVÆRS AF STRØMNINGSRETNINGEN, HVOR DE TRE VARIABLE ER FORØGET MED EN FAKTOR 10. C) VISER HVORDAN MODELLEN REAGERER PÅ STØRRE ÆNDRINGER AF DISPERSIVITETERNE I DET, DER SVARER TIL KP I FIGUR 7, HVOR DER ER BENYTTET EN FILTERLÆNGDE PÅ 2 M. X-AKSEN I C) VISER, HVAD DISPERSIVITETERNE ÆNDRES MED GÅENDE FRA EN FAKTOR 1-10, HVOR 1 ER UDGANGSPUNKTET FOR DEN FIKTIVE LOKALITET.

Dispersion

- Modellen beskriver spredningen af forureningsstoffer i tre dimensioner.
- Forøgelsen af den vertikale dispersivitet med en faktor 10 har en større effekt på koncentrationen i kontrolpunktet, end hvad der er observeret for en forøgelse af den transversale dispersivitet med en faktor 10. Betydningen af ændret dispersivitet er afhængig af den faktiske kildegeometri/størrelse.
- Ændringen af den longitudinale dispersivitet har en ubetydelig effekt på koncentrationen i kontrolpunktet.

6.9 Nedbrydning

Det er for hver lokalitet blevet vurderet, om der foregår nedbrydning. For alle de tilfælde, hvor nedbrydning er vurderet til at finde sted, er der foretaget simuleringer både med og uden nedbrydning for at undersøge nedbrydningens effekt. Dette er sket for tre ud af de fire forureningsgrupper, da der ved den lokalitet, hvor der er fundet MTBE, er vurderet ikke at ske nedbrydning af stoffet, og sammenligningen mellem med og uden nedbrydning er ikke sket. De tre andre forureningsgrupper ses beskrevet i de følgende afsnit.

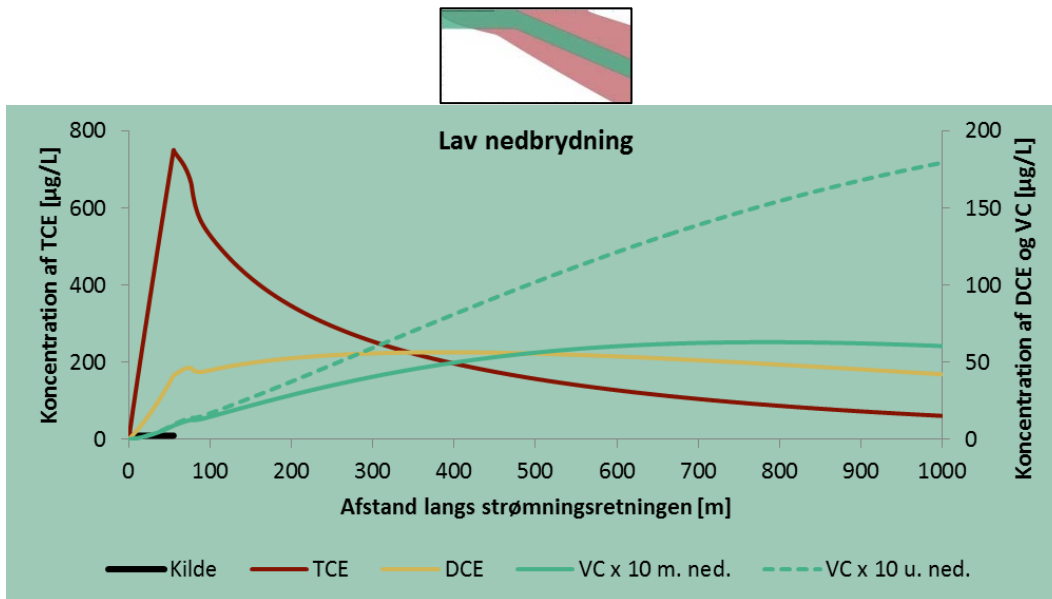
Det punkt hvori koncentrationerne med og uden brug af nedbrydning bliver sammenlignet er 100 m fra den nedstrøms kant af forureningskilden, og over en filterlængde på 2 m (KP i Figur 7). Ved at benytte en fastsat afstand fra den nedstrøms kant af forureningen, er transporttiden forskellig imellem de forurenede lokaliteter. Det er i modellen ikke muligt at udtage sammenlignelige data for et punkt med den samme opholdstid i grundvandet nedstrøms forureningskilden. Dette skyldes, at modellen også tager højde for nedbrydning under forureningskilden, og opholdstiden er således afhængig af forureningskildens længde.

6.9.1 Nedbrydning af chlorerede opløsningsmidler

Ved fire af de ni undersøgte lokaliteter er der sket forurening med chlorerede opløsningsmidler. Ikke alle fire chlorerede opløsningsmidler er repræsenteret ved de fire lokaliteter. På Fælledvej starter kæden fra TCE og på Rugårdsvej starter kæden med DCE.

Der vil blive taget udgangspunkt i Fælledvej, når det drejer sig om sekventiel nedbrydning. Resultater fra de andre lokaliteter ses i Bilag 4. Information om Fælledvej kan findes i Lokalitetsboks 1 og Bilag 4.

I Figur 23 ses resultaterne for simuleringen af Fælledvej. Her er der både taget højde for, at der sker og ikke sker nedbrydning af VC. Alle valgte rater svarer til de laveste værdier angivet i JAGG. Plottet viser gennemsnitskoncentrationen for de øverste to meter (svarende til en filterlængde på 2 m) for alle tre stoffer langs strømningsretningen (den blå linje i Figur 7). Når koncentrationen af TCE falder, stiger koncentrationen af DCE, og videre stiger koncentrationen af VC også. Det ses også af grafen, at når der ikke medtages nedbrydning af VC, resulterer dette i en ophobning af VC i forhold til, hvis der medtages nedbrydning af VC.



FIGUR 23: NEDBRYDNING AF TCE PÅ FÆLLEDVEJ (LOKALITETSBOKS 1). KONCENTRATIONERNE AF DE TRE STOFFER ER VIST LANGS STRØMNINGSRETNINGEN OVER EN FILTERLÆNGDE PÅ 2 METER. HER ER DER BENYTTET LAVE NEDBRYDNINGSRATER OG SET PÅ MULIGHEDEN FOR, AT NEDBRYDNINGEN SKER FULDSTÆNDIGT (FULDT OPTRUKKET GRØN LINJE) ELLER STOPPER VED VC (STIPLET GRØN LINJE).

Tabel 8 viser resultaterne for de tre forskellige scenarier af nedbrydning, beskrevet tidligere i afsnittet. Disse er fundet for punktet 100 m fra den nedstrøms kant af forureningskilden, svarende til KP i Figur 7, og med en filterlængde på 2 m. For TCE findes den højeste koncentration når der ikke medtages nedbrydning, hvilket ikke er tilfældet for de to nedbrydningsprodukter. For DCE findes den højeste koncentration, når der benyttes høje nedbrydningsrater af TCE. Den høje nedbrydningsrate af TCE forårsager en større dannelse af DCE end ved brug af lave nedbrydningsrater. Det samme ses for VC, hvor den højeste koncentration er fundet, når der benyttes høje nedbrydningsrater, og nedbrydningen stopper ved VC. Igen ses det også, at de høje nedbrydningsrater forårsager en større dannelse af VC end ved brug af lave nedbrydningsrater. Ingen af de tre stoffer overholder de respektive grundvandskvalitetskriterier (1 µg/L for TCE og DCE og 0,2 µg/L for VC) ved nogle af de tre scenarier. Dog ses det, at scenariet uden nedbrydning (1) fører til en koncentration af VC på mindre end 1 µg/L. I overfladevandsværktøjet (Miljøstyrelsen, 2014a) bliver alt PCE, TCE og DCE transformeret til VC for at udføre en konservativ risikovurdering. Gøres dette for Fælledvej, fås en koncentration af VC på 977 µg/L, hvilket er godt tre gange større end den højest simulerede koncentration af VC på 335 µg/L. Det scenarie, der forårsager den højeste koncentration af VC, ville altså svare til en fuldstændig omdannelse til VC. Grundvandskvalitetskriteriet for PCE (1 µg/L) er blot 5 gange højere end det for VC (0,2 µg/L), hvorimod kvalitetskriteriet for overfladevand for PCE (10 µg/L) er 200 gange højere end det for VC (0,05 µg/L), og det er derfor meget vigtigere i overfladevandsværktøjet at beskytte overfladevandet fra VC end fra PCE. I grundvandet er det vigtigt også at fokusere på moderprodukterne. Herved vil det ikke give mening at omdanne alle chlorerede opløsningsmidler til VC.

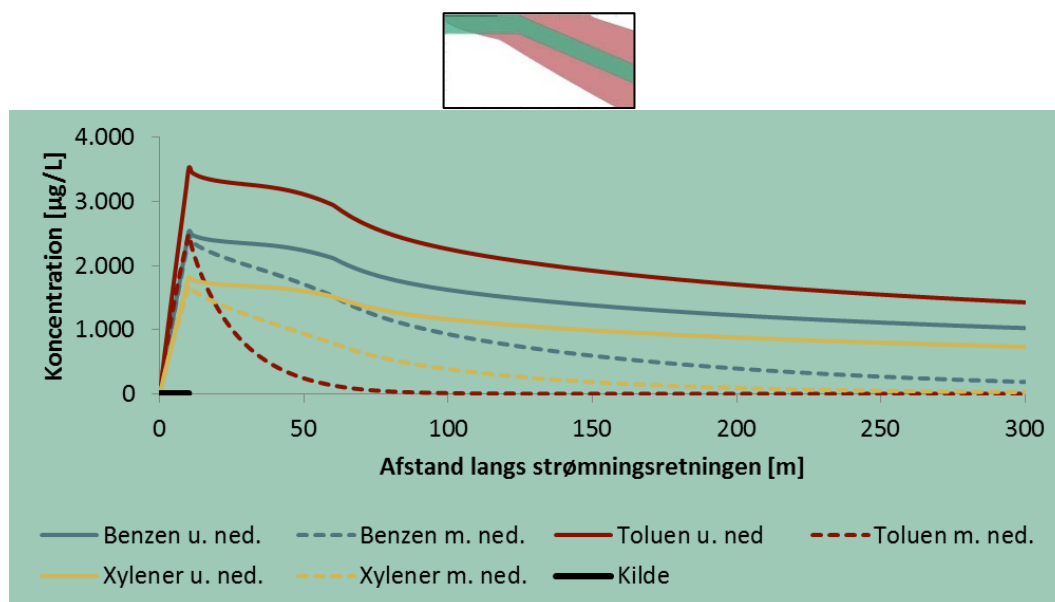
Ses der på det valg der giver den højeste koncentration af VC i grundvandet er det scenariet, hvor der sker en nedbrydning af moderprodukterne, og dermed dannelse af nedbrydningsprodukterne. Det ses af resultaterne, at alle valg af rater ender med at give høje koncentrationer for mindst et af de tre stoffer.

TABEL 8: RESULTATERNE FOR SIMULERINGERNE FOR LOKALITETEN FÆLLEDVEJ (SE LOKALITETS-
BOKS 1). RESULTATERNE ER VIST FOR DE OVENFOR BESKREVNE SCENARIER.

	1. Uden ned- brydning	2. Med lav nedbryd- ning		3. Høj rate for TCE og DCE	
		a) Fuld	b) Til VC	a) Lav rate VC	b) Til VC
TCE	462 µg/L	411 µg/L		0,12 µg/L	
DCE	17 µg/L	50 µg/L		49 µg/L	
VC	0,20 µg/L	2,3 µg/L	2,8 µg/L	151 µg/L	199 µg/L

6.9.2 Nedbrydning af BTEX'er

Effekten af nedbrydning af BTEX'er er illustreret i Figur 24 for lokaliteten Vesterågade, beskrevet i Lokalitetsboks 2 og Bilag 4. Her er vist koncentrationen over en filterlængde på 2 meter langs strømningens retning (blå linje i Figur 7). Af grafen ses det, at den største effekt af nedbrydning er for toluen (den røde), hvor det ses, at koncentrationen ved den nedstrøms kant af forureningskilden (den maksimale koncentration) er godt 30 % lavere med nedbrydning sammenlignet med hvis der ikke sker nedbrydning.



FIGUR 24: KONCENTRATIONER AF BENZEN, TOLUEN OG XYLENER PÅ VESTERÅGADE (LOKALITETSBOKS 2) LANGS STRØMNINGSRETNINGEN. KONCENTRATIONEN ER ANGIVET SOM GEN-
NEMSNITTET OVER EN FILTERLÆNGDE PÅ 2 METER. DE STIPLEDE GRAFER ER KONCENTRATIONERNE
NÅR NEDBRYDNING ER MEDTAGET, OG DE FULDTOPTRUKNE LINJER VISER KONCENTRATIONERNE
NÅR DER IKKE ER BENYTTET NEDBRYDNING.


Tabel 9 viser resultaterne med og uden nedbrydning ved den nedstrøms kant af forureningskilden (maks-koncentrationen) og 100 m fra den nedstrøms kant af forureningskilden for BTEX'er ved de to lokaliteter Vesterågade (Lokalitetsboks 2) og Møllemarksvej (Lokalitetsboks 5). Videre er reduktionen af koncentrationen 100 m fra den nedstrøms kant af forureningskilden i forhold til maks-koncentrationen givet. Det ses, at der for alle stofferne ved de to lokaliteter sker en reduktion af koncentrationen på 38 % 100 m fra den nedstrøms kant af forureningskilden, når nedbrydning ikke medtages. For benzen sker der en reduktion på henholdsvis 65 og 99 %, når nedbrydning bliver medtaget, som overgås af toluen, hvor reduktionen ligger på henholdsvis 99 og 100 %. For xylener ses en reduktion på 80 %. Disse resultater skyldes den markant højere nedbrydningsrate af toluen på 0,01 d⁻¹ i forhold til benzen og xylener, hvilke er henholdsvis 0,001 d⁻¹ og 0,002 d⁻¹. Den høje

reduktion af benzen og toluen ved Møllemarksvej skyldes, at grundvandshastigheden er lav (7,6 m/år), og nedbrydningen derfor har foregået over længere tid, end hvad der er tilfældet for Vesterågade. Kun toluen ved Møllemarksvej overholder grundvandskvalitetskriteriet på 5 µg/L.

Lokalitetsboks 5: Møllemarksvej

På Møllemarksvej er der fundet forurening med BTEX'er og MTBE. Infiltrationen er 275 mm/år, kildelængden er 35 m og kildebredden er 15 m. Forureningsfluxen gennem forureningskilden er 2,7 kg/år, 16 kg/år og 9,8 kg/år for henholdsvis benzen, toluen og MTBE og grundvandshastigheden er 7,6 m/år og porøsiteten er 0,25. I simuleringerne er der benyttet nedbrydning af benzen og toluen, men ikke for MTBE. Halveringstiden for benzen er godt 2 år og for toluen er den 70 dage.

TABEL 9: DE RESULTERENDE KONCENTRATIONER I KONTROLPUNKTET AF BTEX MED OG UDEN NEDBRYDNING VED LOKALITETERNE KOLIND OG MØLLEMARNSVEJ. LIGELEDES SES OGSÅ DEN PROCENTVISE REDUKTION FRA INGEN NEDBRYDNING TIL MED NEDBRYDNING. MAKS BETYDER DEN MAKISMALE KONCENTRATION AF FORURENINGSSTOFFET. DENNE FINDES VED DEN NEDSTRØMSKANT AF FORURENINGSKILDEN.

	Stof	Uden nedbrydning			Med nedbrydning		
		Maks	100 m	Reduktion	Maks	100 m	Reduktion
		[µg/L]	[µg/L]	[%]	[µg/L]	[µg/L]	[%]
Vesterågade	Benzen	2.534	1.561	38	2.438	846	65
	Toluen	3.526	2.172	38	2.479	7,6	99
	Xylener	1.818	1.120	38	1.684	332	80
Møllemarksvej	Benzen	51.100	31.506	38	23.725	152	99
	Toluen	295.840	182.410	38	16.147	0	100

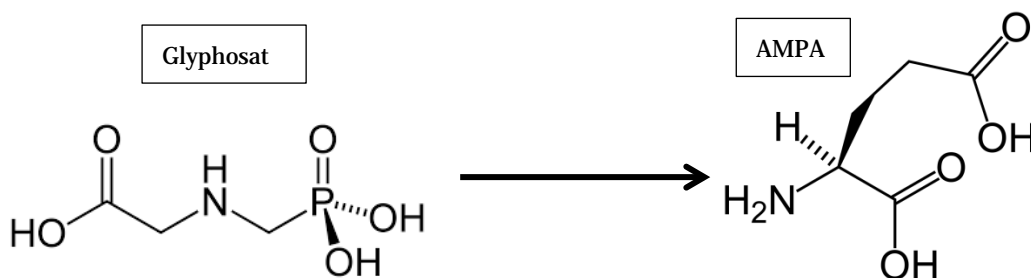
6.9.3 Nedbrydning af pesticider

Der er fundet forurening med pesticider på tre af de ni undersøgte lokaliteter. For de fundne pesticider spænder nedbrydningsraterne fra 0,00006-0,03 d⁻¹, og effekten af nedbrydning er herved meget forskellig fra de enkelte pesticider og lokaliteter.

På Flintholmvej (se Lokalitetsboks 6, for mere information se Bilag 4) er der fundet pesticidet glyphosat og dets nedbrydningsprodukt AMPA. Denne nedbrydning ses illustreret i Figur 25. Nedbrydningen sker både under anaerobe og aerobe forhold, og foregår begge to hurtigt (0,014-0,03 d⁻¹ for glyphosat og 0,002-0,0028 d⁻¹ for AMPA) i forhold til pesticider som MCPP og bentazon (0,00006-0,00007 d⁻¹).

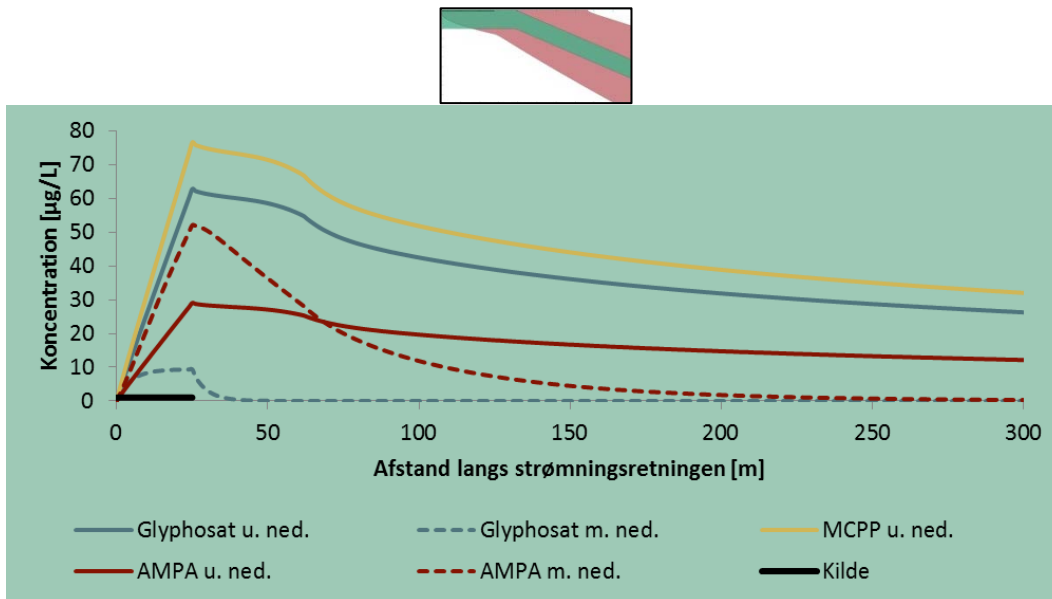
Lokalitetsboks 6: Flintholmvej

På Flintholmvej er der fundet forurening med pesticiderne MCPP, glyphosat og dets nedbrydningsprodukt AMPA. Infiltrationen er 300 mm/år, kidelængden er 25 m og kildebredden er 25 m. Forureningsfluxen gennem forureningskilden er 16 g/år, 7,2 g/år og 19 g/år for henholdsvis glyphosat, AMPA og MCPP. Grundvandshastigheden er 44 m/år og porøsiteten er 0,25. I simuleringerne er der benyttet sekventiel nedbrydning af glyphosat og AMPA, men ingen nedbrydning af MCPP. Halveringstiden for glyphosat er 23 dage og for AMPA ca. 1 år.



FIGUR 25: SEKVENTIEL NEDBRYDNING AF GLYPHOSAT TIL AMPA. DENNE NEDBRYDNING FINDER STED VED FLINTHOLMVEJ, BESKREVET I LOKALITETSBOKS 6.

I Figur 26 ses gennemsnitskoncentrationen over en filterlængde på to meter i centerlinjen langs strømningens retning (den blå linje i Figur 7) for de tre pesticider fundet ved Flintholmvej. For glyphosat og AMPA er der både vist resultater med og uden nedbrydning. Det ses, at den maksimale koncentration af glyphosat bliver seks gange højere, når der ikke medtages nedbrydning. Som følge af nedbrydningen af glyphosat sker der en dannelse af AMPA, hvilket forårsager, at den maksimale koncentration af AMPA bliver dobbelt så høj, når nedbrydningen medtages i forhold til, når den ikke gør.




FIGUR 26: KONCENTRATIONERNE AF MCPP, GLYPHOSAT OG DETS NEDBRYDNINGSPRODUKT AMPA FUNDET PÅ LOKALITETEN FLINTHOLMVEJ (LOKALITETSBOKS 6). DER ER BÅDE VIST TILFÆLDET, HVOR DER INKLUDERES NEDBRYDNING AF GLYPHOSAT OG AMPA, OG HVOR DEN SEKVENTIELLE NEDBRYDNING IKKE FINDER STED, HENHOLDSVIS SOM DE STIPLEDE GRAFER OG FULDTOPTRUKNE GRAFER.

I Tabel 10 ses resultaterne for pesticider med og uden nedbrydning ved den nedstrøms kant af forureningskilden (maks-koncentrationen) og 100 m fra den nedstrøms kant af forureningskilden for to af de tre lokaliteter Flintholmvej (Lokalitetsboks 6) og Oddesundvej (Lokalitetsboks 7). Koncentrationerne er fundet ved en filterlængde på 2 m, 100 m fra den nedstrøms kant af forureningsfanen (KP i Figur 7). Videre er reduktionen af koncentrationen 100 m fra den nedstrøms kant af forureningskilden i forhold til maks-koncentrationen også vist i Tabel 10. Det ses, at koncentrationsreduktionen for alle pesticiderne ved de to lokaliteter uden nedbrydning er mellem 36-39 %. Når nedbrydning medtages varierer koncentrationsreduktionen meget stofferne imellem, hvilket er grundet nedbrydningsraterne, der for MCPP, bentazon og 2,4-DP er lave (0,00006-0,0005 d⁻¹). Det ses også, at alt glyphosat omdannes til AMPA, når der nedbrydning medtages, hvilket giver meget stor fjernelse af glyphosat og en forøgelse af koncentrationen af AMPA. Lige disse to stoffer har høje nedbrydningsrater på 0,03 d⁻¹ og 0,002 d⁻¹ for henholdsvis glyphosat og AMPA. I dette tilfælde sker der en tilstrækkelig omdannelse af glyphosat til, at det respektive grundvandskvalitetskriterie på 0,1 µg/L overholdes, når der benyttes nedbrydning. Ingen af de andre stoffer overholder grundvandskvalitetskriteriet.

Lokalitetsboks 7: Oddesundvej

På Oddesundvej er der fundet forurening med pesticiderne MCPP, 2,4-DP og bentazon. Infiltrationen er 500 mm/år, kildelængden og kildebredden er 17,6 m. Forureningsfluxen er 48 g/år, 140 g/år og 45 g/år for henholdsvis MCPP, 2,4-DP og bentazon. Grundvandshastigheden er 120 m/år og porøsiteten er 0,25. I simuleringerne er der benyttet nedbrydning af alle tre pesticider. Halveringstiden for stofferne er ca. 32 år for MCPP, ca. 4 år for 2,4-DP og ca. 28 år for bentazon.

TABEL 10: DE RESULTERENDE KONCENTRATIONER I KONTROLPUNKTET AF PESTICIDER MED OG UDEN NEDBRYDNING VED LOKALITETERNE ODDESUNDVEJ, FLINTHOLMVEJ OG FLØJSTRUPVEJ. LIGELEDSES SES OGSÅ DEN PROCENTVISE REDUKTION FRA UDEN NEDBRYDNING TIL MED NEDBRYDNING. MAKS BETYDER DEN MAKISMALE KONCENTRATION AF FORURENINGSSTOFFET. DENNE FINDES VED DEN NEDSTRØMSKANT AF FORURENINGSKILDEN.

	Stof	Uden nedbrydning			Med nedbrydning		
		Maks	100 m	Reduktion	Maks	100 m	Reduktion
		[µg/L]	[µg/L]	[%]	[µg/L]	[µg/L]	[%]
Oddesundvej	MCPP	49	31	37	49	31	37
	2,4-DP	143	91	36	141	77	45
	Bentazon	46	29	37	46	29	37
Flintholmvej	Glyphosat	63	39	38	9,4	0	100
	AMPA	29	18	38	52	7,2	86
	MCPP	77	47	39	-	-	-

Som vist af simuleringerne i dette afsnit, har nedbrydningsraterne en stor påvirkning på resultaterne og herved en stor påvirkning på risikovurderingen. Nedbrydningsraterne, der er benyttet ved simuleringerne, er de rater, som benyttes til den nuværende risikovurdering i JAGG 2.0. Det bør vurderes, om en opdatering af disse rater er relevant, da de er baseret på et litteraturstudie, som er foretaget for en del år siden (Miljøstyrelsen, 1998 og Andersen & Oberender, 2007). Det skal også understreges, at GrundRisk og JAGG 2.0 antager nedbrydning i henholdsvis den vandige fase og både den vandige og faste fase i grundvandsmagasinet (se Boks 2). Effekten af dette er meget begrænset for stoffer med en begrænset sorption, men bør absolut belyses nærmere ved et eventuelt litteraturstudium omkring nedbrydningsrater. Der kunne også være behov for en guideline om hvilke forhold, der skal være opfyldt for at medtage af nedbrydning i risikovurderingen.

Nedbrydning

- Modellen muliggør simulering af sekventiel nedbrydning. Ved brug af sekventiel nedbrydning er det for alle fire lokaliteter med chlorerede opløsningsmidler fundet, at der sker en stigning af koncentrationerne af nedbrydningsprodukterne i kontrolpunktet i forhold til når den sekventielle nedbrydning ikke medtages.
- De to testlokaliteter med BTEX forurening har vist, at koncentrationerne af både benzen, toluen og xylener bliver væsentligt påvirket, når nedbrydning medtages i forhold til, når nedbrydning ikke medtages.
- De undersøgte pesticider har meget forskellige nedbrydningsrater. Dette forårsager, at koncentrationerne for stoffer som MCPP og bentazon ikke bliver påvirket væsentligt, når nedbrydning medtages i modsætning til, når nedbrydning ikke medtages. Til gengæld er der fundet, at nedbrydning af fx glyphosat har en stor reducerende effekt på koncentrationen i forhold til, når nedbrydningen ikke medtages.

6.10 Sammenligning af resultaterne fra JAGG 2.0 og GrundRisk

Den nuværende risikomodel for forurenede grunde, JAGG (se beskrivelse i Afsnit 2), og GrundRisk er ikke sammenlignelige matematisk set. Der er grundlæggende forskelle i den konceptuelle opsætning, og der indgår derfor heller ikke de samme parametre i modellerne. Det betyder, at simuleringerne for de to modeller ikke er direkte sammenlignelige, så der kun kan foretages en grov sammenstilling af resultaterne for de to modeller.

I JAGG benyttes kun den longitudinale dispersivitet, hvorimod der i GrundRisk medtages dispersi- on i alle tre retninger. Den longitudinale dispersivitet er i JAGG sat alt efter kontrolpunktets place- ring. I JAGG findes koncentrationen i kontrolpunktet der refereres til over en opblandingsdybde (maksimalt 1,78 m) i den afstand der svarer til 1 års grundvandstransport (dog maksimalt 100 m) nedstrøms forureningskilden. Denne opblandingsdybde bliver mindre jo kortere afstanden fra foru- reningskilden til kontrolpunktet. I GrundRisk er filterlængden sat til 2 meter og den maksimale koncentration bestemmes omkring fanens midte 100 m fra den nedstrøms kant af forureningskil- den.

I Tabel 11 ses resultaterne for de tre lokaliteter Fælledvej (Lokalitetsboks 1), Vesterågade (Lokalitetsboks 2) og Oddesundvej (Lokalitetsboks 7). Disse tre lokaliteter repræsenterer således lokaliteter med forurening med chlorerede opløsningsmidler, BTEX og pesticider. Af tabellen ses det, at hvis der ikke regnes med nedbrydning, så er alle koncentrationer fundet ved brug af JAGG mindst dobbelt så høje som dem fundet ved brug af GrundRisk.

Anvendes derimod nedbrydning er det for Vesterågade og Oddesundvej (BTEX og pesticider) stadig GrundRisk, der resulterer i lavere koncentrationer end dem fra JAGG. For chlorerede opløsnings- midler, ses det, at koncentrationerne fra GrundRisk er højere end dem fra JAGG. Dette ses for VC i Tabel 11a) og er grundet den sekventielle nedbrydning i GrundRisk, hvor TCE bliver til DCE som i sidste ende bliver til VC. Derfor sker der ikke kun en nedbrydning af VC men også en dannelse af VC, hvilket medfører, at koncentrationen af VC i GrundRisk er højere end den i JAGG.

I tabellen ses også afstanden fra den nedstrøms kant af forureningskilden til kontrolpunktet. Af disse ses det, at der ved Fælledvej er næsten en faktor tre til forskel i afstand mellem de to risiko- vurderingsmodeller. Dette betyder således også, at fortyndingen i GrundRisk er større end den i JAGG. Det betyder også, at når nedbrydningen medtages, har denne en påvirkning næsten tre gan- ge så længe i GrundRisk i forhold til JAGG. Ved Oddesundvej er afstanden til kontrolpunktet ens, og der ses stadig en stor forskel i de resulterende grundvandskoncentrationer de to modeller imel- lem.

Videre skal det nævnes, at nedbrydning i JAGG sker både i vand- og den faste fase, hvorimod den i GrundRisk kun sker i vandfasen. Dette betyder, at selvom der er benyttet samme nedbrydningsrater i de to modeller, så er den reelle nedbrydning større i JAGG end i GrundRisk. Dog gælder denne forskel blot, når sorption medtages, så når retardationsfaktoren er 1 (for bl.a. alle pesticider) vil den reelle nedbrydning i begge modeller være den samme.

TABEL 11: KONCENTRATIONEN AF A) CHLOREREDE OPLØSNINGSMIDLER, B) BTEX OG C) UDVALGTE PESTICIDER FUNDET VED AT BENYTTET JAGG OG GRUNDRISK. I BEGGE MODELLER ER KONCENTRATIONERNE FUNDET BÅDE MED OG UDEN BRUG AF NEDBRYDNING. FOR HVER AF DE TO MODELLER ER DET ANGIVET, HVAD AFSTANDEN TIL KONTROLPUNKTET ER FOR DEN RESPEKTIVE MODEL.

a) Fælledvej	Uden nedbrydning		Med nedbrydning	
	JAGG	GrundRisk	JAGG	GrundRisk
Afstand til kontrolpunktet [m]	40	100	40	100
TCE [µg/L]	1.805	462	1.740	411
DCE [µg/L]	65	17	63	50
VC [µg/L]	0,8	0,2	0,7	2,3

b) Vesterågade	Uden nedbrydning		Med nedbrydning	
	JAGG	GrundRisk	JAGG	GrundRisk
Afstand til kontrolpunktet [m]	63	100	63	100
Benzen [µg/L]	3.537	1.561	2.455	846
Toluen [µg/L]	4.921	936	124	2,7
Xylener [µg/L]	2.538	1.120	1.205	332

c) Oddesundvej	Uden nedbrydning		Med nedbrydning	
	JAGG	GrundRisk	JAGG	GrundRisk
Afstand til kontrolpunktet [m]	100	100	100	100
MCPP [µg/L]	350	31	343	31
2,4-DP [µg/L]	1.014	91	870	77
Bentazon [µg/L]	327	29	321	29

Sammenligning af resultaterne fra JAGG 2.0 og GrundRisk

- Der kan kun gennemføres en grov sammenstilling mellem JAGG og GrundRisk, da de grundlæggende modelprincipper er forskellige.
- Både med og uden nedbrydning giver GrundRisk en lavere koncentration end JAGG, dog med undtagelse af de chlorerede opløsningsmidler, da der ved brug af nedbrydning sker en dannelse af nedbrydningsprodukterne, hvilket ikke sker i JAGG.

7. Opsumming af modelafprøvningen

Dette kapitel har til formål at opsummere de undersøgte koncepter, processer og resultater af GrundRisk modellen, der blev redegjort for i kapitel 6.

Det er ud fra undersøgelser af modelresultater samt nuværende praksis fundet, at begyndelsepunktet for udmåling af kontrolpunktet med fordel foretages fra den nedstrøms kant af forureningskilden.

Afstanden fra begyndelsepunktet til kontrolpunktet er i denne rapport sat til 100 m, og der benyttes en filterlængde på 2 m. Filterlængden svarer til den filterlængde, som typisk benyttes ved undersøgelser af forurenede grunde i Danmark. Afstanden er bl.a. diskuteret på en workshop med deltagere fra danske regioner, hvor det blev diskuteret, hvorvidt afstanden til kontrolpunktet skulle være 1 års grundvandstransport eller 100 m. Modelresultaterne viste, at der ikke ses en stor forskel på de fundne koncentrationer, når der benyttes en filterlængde på 0.25 m i forhold til 2 m ved typiske kildegeometrier. Modelresultaterne viste desuden, at den maksimale koncentration af nedbrydningsprodukterne, når sekventiel nedbrydning benyttes, kan findes længere nedstrøms forureningskilden end 100 m.

Modellen er i stand til både at inkludere eller se bort fra infiltration over forureningsfanen. Infiltrationen er vist til at have en stor betydning både for den resulterende koncentration og opblandingsdybde af forureningsfanen. Derfor bør infiltrationen medtages i risikovurderingen i tilfælde, hvor det synes rimeligt. Når infiltrationen medtages, i et grundvandsmagasin der har en lille tykkelse, kan modellen beregne koncentrationen under antagelse om fuld opblanding over grundvandsmagasinet dybde. Modelresultater har vist, at koncentrationen i dette tilfælde bliver højere i modellen med fuld opblanding end i den tredimensionale model.

Modelresultaterne har vist, at de kildespecifikke parametre har stor betydning for den resulterende koncentration i kontrolpunktet. Er man i tvivl om arealet af forureningskilden og kildekonzentrationen, men sikker på forureningsfluxen, vil et stigende areal betyde, at den resulterende koncentration i kontrolpunktet falder. Er man usikker på arealet af forureningskilden og forureningsfluxen men sikker på koncentrationen i forureningskilden, vil den resulterende koncentration i kontrolpunktet stige, såfremt arealet af forureningskilden forøges.

GrundRisk er en stationær model, og det er derfor blevet undersøgt, om det er realistisk, at forureningerne på de ni testlokaliteter kan antages at have opnået stationaritet, altså at der ikke sker yderligere stigninger i koncentrationen i kontrolpunktet. Resultaterne viste, at grundvandsforureningen kan antages at have opnået stationære forhold inden for 100 meters afstand fra forureningskilden. Generelt er denne antagelse primært sårbar ved lokaliteter med meget lave grundvandshastigheder eller nyere forureninger. Der er i vurderingen ikke medtaget transporttiden for den vertikale transport fra forureningskilden til grundvandet under kilden.

Modellen kan beskrive spredning af grundvandsforurening i tre dimensioner. Modelresultaterne har vist, at en forøgelse af den vertikale dispersivitet har den største effekt på den resulterende koncentration og spredningen af grundvandsforureningen.

Nedbrydning kan medtages i GrundRisk, og dette kan ske både for et enkelt stof og for en sekventiel nedbrydning. I rapporten er der benyttet de samme nedbrydningsrater, som der er anvendt i den nuværende JAGG model. Nedbrydningen har en stor reducerende effekt på koncentrationen for BTEX og nogle pesticidforureninger. Denne effekt afhænger meget af nedbrydningsraterne, der for nogle af pesticiderne er lave, og således ikke giver nogen betydelig forskel i koncentrationen i kontrolpunktet. Ses der derimod på nedbrydningsprodukterne ved sekventiel nedbrydning for de klorede opløsningsmidler stiger koncentrationen af disse i forhold til, hvis nedbrydning ikke medtages. Dette skyldes, at der både sker en nedbrydning og dannelse af nedbrydningsprodukterne.

Det er ikke muligt at foretage en direkte sammenligning med den nuværende risikovurderingsmodel, JAGG, da den grundlæggende matematiske beskrivelse, opsætningen af modellerne og de indgående parametre er forskellige. Derfor er der foretaget en grov sammenstilling af resultaterne mellem JAGG og GrundRisk. Denne viser, at GrundRisk giver en lavere koncentration i kontrolpunktet, både når der ikke benyttes nedbrydning, og når der benyttes nedbrydning af enkeltstoffer. Når sekventiel nedbrydning medtages i GrundRisk, bliver koncentrationen af nedbrydningsprodukterne højere i GrundRisk end i JAGG.

For at implementere GrundRisk som risikovurderingsværktøj, skal der først opstilles principper for, hvordan de lokalitetsspecifikke parametre skal udvælges. Det foreslås også, at der foretages et nyt litteraturstudie omkring hvilke nedbrydningsrater, der bør benyttes i GrundRisk. Videre skal der også foretages en vurdering af, hvilken infiltration der skal benyttes i modellen.

Opsummering af modelafprøvning

Der er udviklet en model, der er afprøvet både på en syntetisk lokalitet og ni testlokaliteter. Forureningen i GrundRisk indtrænger som en forureningsflux gennem et areal af forureningen. I grundvandsmagasinet er modellen i stand til at simulere grundvandsforurening, der spredes i alle tre retninger, og medtage nedbrydning. Videre er det også muligt at tage højde for sekventiel nedbrydning, hvilket er meget relevant for bl.a. chlorerede opløsningsmidler. I GrundRisk kan medtage infiltrationens påvirkning af forureningsfanen. GrundRisk kan beregne en koncentration i et givent punkt og over en ønsket filterlængde.

Referencer

- Andersen L. & Oberender A. (2007), Opgradering af JAGG, Revision af fugacitetsberegninger, håndtering af fri fase og blandingsforureninger.
- Anonymous (2011). RISC5. Risk-Integrated Software for Clean-ups. Version 5. User's Guide. April 2011
- Aziz, C.E., Newell, C.J., Gonzales, J.R. (2000). BIOCHLOR – Natural Attenuation Decision Support System. User's Manual Version 1.0. US Environmental Protection Agency. US Environmental Protection Agency.
- Bauer, P., Attinger, S., Kinzelbach, W. (2001). Transport of a decay chain in homogenous porous media; analytical solutions. *Journal of Contaminant Hydrology* 49 (2001) 217-239.
- Binning P. (2000). Discussion of Paper "On the Misuse of the Simplest Transport Model" by Ernesto Baca, *Ground Water* vol. 38, nr. 1, 4-5.
- Bjerg P. L. (2013), Lecture note: Dispersion in aquifers, Version 1.2, DTU Environment. Online [26-05-2016] http://www.sara.env.dtu.dk/-/media/Sites/Sara/Rapporter/Risikovurdering/dispersivity_in_aquifers-1_1.ashx
- Bjerg P. L., Broholm M. M., Lange I. V., Troldborg M., Janniche G. S., Lemming G., Santos M. & Binning P. J. (2011). Forekomst af fri fase og kvantificering af forureningsflux for chlorerede opløsningsmidler, Region Hovedstaden & DTU Miljø, Denmark.
- Bjerg P. L., Tuxen N., Reitzel L. A., Albrechtesen H. J. & Kjeldsen P. (2011). Natural Attenuation Processes in Landfill Leachate Plumes at Three Danish Sites. *Ground Water*, vol. 49, nr. 5, 688-705.
- Einarson M. D. & Mackay D. M. (2001). Predicting Impacts of Groundwater Contamination. *Environmental Science and Technology*, Vol. 35, nr. 3, 66A-73A.
- Falta, R.W., Stacy, M.B., Ahsanuzzaman, N.M., Wang, M., Earle, R.C. (2007). REMChlor. Remediation Evaluation Model for Chlorinated Solvents. User's Manual. Version 1.0. U.S. Environmental Protection Agency.
- Galya D. P. (1987). A Horizontal Plane Source Model for Ground-Water Transport. *Ground Water*, vol. 25, nr. 6, 733-739.
- Hunt, B. (1978). Dispersive Sources in Uniform Ground-Water Flow. *Journal of the Hydraulics Division*. January 1978, 75-85.
- JAGG 2.0
- Miljøstyrelsen (1998). Oprydning på forurenede lokaliteter, hovedbind og appendiks. Vejledning fra Miljøstyrelsen nr. 6 og 7, 1998.
- Miljøstyrelsen (2002). Vejledning om overgangsplaner. Udarbejdelse af overgangsplaner for bestående Deponeringsanlæg. Vejledning fra Miljøstyrelsen Nr. 5 2002.
- Miljøstyrelsen (2013), Manual for program til risikovurdering – JAGG 2.0. Miljøprojekt nr. 1508, 2013
- Miljøstyrelsen, (2014a). Screeningsprincip for jordforureninger, der kan true overfladevand. Online [13-11-2015] http://mst.dk/media/mst/9439131/screeningsprincip_for_jordforurening.pdf
- Miljøstyrelsen (2014b). Liste over kvalitetskriterier i relation til forurenede jord og kvalitetskriterier for drikkevand. Opdateret maj 2014. Miljøministeriet, Miljøstyrelsen.
- Newell C. J., Shahla F. K., Adamson D. T. & Looney B. B. (2011). Contaminant Plume Classification System Based on Mass Discharge. *Ground Water*, vol. 49, nr. 6, side 914-919.
- Overheu N.D., Tuxen, N., Thomsen, N.I., Binning, J.B., Bjerg, P.L., Schou, H. (2011). Fastlæggelse af oprensingskriterier for grundvandsstruende forureninger. Miljøprojekt nr. 137 2011. Miljøstyrelsen. Miljøministeriet.

- Overheu, N.D., Tuxen, N., Flyvbjerg, J., Binning, J.B., & Bjerg, P.L. (2013). Håndbog for risikobaseret prioritering af grundvandstruende punktkilder Miljøprojekt nr. 1439, 2012. Teknologiprogrammet for jord- og grundvandsforurening.
- Prommer H., Tuxen N. & Bjerg P. L. (2006). Fringe-controlled natural attenuation of phenoxy acids in a landfill plum: Intergration of field-scale processes by reactive transport modeling. *Environmental Science and Technology*, vol. 40, nr. 15, side 4732-4738.
- Scheutz, C., Durant, N.D., Dennis, P., Hansen, M.H., Jørgensen, T., Jakobsen, R., Cox, E.E. & Bjerg, P.L. (2008). Concurrent Ethene Generation and Growth of *Dehalococcoides* Containing Vinyl Chloride Reductive Dehalogenase Genes During an Enhanced Reductive Dechlorination Field Demonstration. *Environmental Science & Technology* 42 (24), 9302-9309.
- Simpson, M.J., Ellery, A.J. (2014) Exact series solutions of reactive transport models with generic initial conditions. *Journal of Hydrology* 513, 7-12.
- Spence, L.R., Walden, T. (2001). Risk-integrated software for clean-ups. RISC4. User's Manual.
- Srinivasan, V., Clement, T.P. (2008a). Analytical solutions for sequentially coupled one-dimensional reactive transport problems. Part I: Mathematical derivations. *Adv. Water Resour.* 31, 219–232.
- Srinivasan, V., Clement, T.P. (2008b). Analytical solutions for sequentially coupled one-dimensional reactive transport problems. Part II: Special cases, implementation and testing. *Adv. Water Resour.* 31, 203–218.
- Sudicky E. A., Hwang H- T., Illman W. A., Wu Y. S., Kool J. B. & Huyakorn P. (2013). A semi-analytical solution for simulating contaminant transport subject to chain-decay reactions. *Journal of Contaminant Hydrology*, 144, 20-45.
- Sun, Y; Petersen, JN; Clement, TP. (1999). Analytical solutions for multiple species reactive transport in multiple dimensions , *JOURNAL OF CONTAMINANT HYDROLOGY* Volume: 35 Issue: 4 Pages: 429-440 Published: JAN 15 1999
- Troldborg M., Lemming G., Binning P. J., Tuxen N. & Bjerg P. L. (2008). Risk assessment and prioritisation of contaminated sites on the catchment scale. *Journal of Contaminant Hydrology*, 101, 14-28.
- Troldborg M. (2010). Risk assessment models and uncertainty estimation of groundwater contamination from point sources. PhD afhandling ved Danmarks Tekniske Universitet.
- Verreydt G., An Keer I., Bronders J., Diels L. & Vanderauwera P. (2012). Flux-based risk management strategy of groundwater pollutions: the CMF approach. *Environmental Geochemistry and Health*, vol. 34, nr. 6, 725-736.
- Wexler, E.L. (1992). Analytical Solutions for one-,two- and three-dimensional solute transport in ground-water systems with uniform flow. Chapter B7 in *Techniques of Water-Resources Investigations of the United States Geological Survey. Book 3 Applications of Hydraulics*. U.S. Department of the interior. U.S. Geological Survey. United States Government Printing Office, 1992.

Bilag 1 Opsummering af workshops og teknikermøder

Notat

Oktober 2014

Workshop om risikovurderingsprincipper – opsamling og konklusioner

Den 2. oktober 2014 afholdt Miljøstyrelsen og DTU en workshop med deltagelse af 1-3 repræsentanter fra hver af de 5 regioner samt 2 repræsentanter fra Videnscenter for Jordforurening. Formålet med workshoppen var at diskutere principperne for risikovurdering af grundvands-truende forureninger. Skal vi vedblive at vurdere risikoen på baggrund af en beregnet koncentration i et nedstrøms punkt i grundvandet svarende til et års grundvandstransport? Hvilke processer og betingelser skal denne beregning kunne inddrage? Skal vi skifte til en forureningsflux-baseret tilgang? Og hvilket risikovurderingsprincip skal vi i så fald styre ud fra? Dette var nogle af de spørgsmål, der blev diskuteret på workshoppen.

Formål med dette notat

I dette notat gives en gennemgang af de seks forskellige risikovurderingsprincipper, som blev præsenteret og diskuteret på workshoppen. Derudover samler notatet op på de udmeldinger, der kom fra de 3 grupper på baggrund af dagens diskussioner. Til sidst opsummeres de konklusioner, som projektgruppen arbejder videre med.

Baggrund

I Danmark og i udlandet har der været tradition for, at risikovurdering af punktkildeforureninger på lokalskala sker på baggrund af beregnede stofkoncentrationer i et nedstrøms kontrolpunkt i grundvandet (Troldborg, 2010), som sammenlignes med et fastsat kvalitetskriterium. Denne fremgangsmåde er administrativ håndterbar og anvendes mange steder i verden. En svaghed ved metoden er, at den estimerede forureningskoncentrationer ikke nødvendigvis siger noget om, hvor meget forureningsmasse, der over tid siver ud i grundvandet og dermed hvor meget den enkelte punktkilde belaster grundvandet (Einarson & Mackay, 2001). Som supplement eller alternativ til denne fremgangsmåde, har det, nationalt og internationalt, derfor været foreslået at anvende forureningsfluxestimer i forbindelse med risikovurdering, dvs estimer af den forureningsmasse, der siver ud i grundvandet over tid (Troldborg et al. 2008, Overheu et al. 2013, Newell et al. 2011, Verreydt et al. 2012).

Overordnet set kan det altså siges, at der findes to tilgange til risikovurdering af grundvandstruende forureninger, dels en vurdering baseret på *grundvandskoncentrationer* og dels en vurdering baseret på *forureningsfluxestimer*. I det følgende præsenteres de seks tilgange til risikovurdering som blev diskuteret på orkshoppen. Der er tale om tre koncentrations-baserede principper og tre forureningsflux-baserede principper.

Risikovurdering baseret på koncentration

Det overordnede princip for risikovurdering baseret på koncentration er at grundvandskvalitetskriteriet skal være overholdt i et nedstrøms kontrolpunkt (Point of Compliance, POC). Man kunne forestille sig forskellige tilgange, hvis man ønsker at fastholde denne type risikovurdering. Herunder findes dels en kort beskrivelse af den nuværende vejledning og dels to forslag til en forbedret risikovurdering baseret på koncentration:

- 1) **Eksisterende vejledning (Miljøstyrelsen, 1998):** I følge Miljøstyrelsens eksisterende vejledning er kontrolpunktet placeret i en afstand svarende til 1 års grundvandstransport (maksimalt 100 m). Koncentrationen i dette POC beregnes vha. et simplificeret udtryk for opblandingsdybden, der kan kritiseres på flere punkter, bl.a. for de dispersivitetsværdier, der indgår i udtrykket. Den nuværende risikovurdering vurderes at give meget konservative resultater bl.a. i forhold til beregning af udspredning (dispersion) af forureningen. Som hovedregel ses der desuden ved risikovurderingen bort fra nedbrydning, fordi det kræver vidtgående dokumentation, før det tillades at inddrage nedbrydning.
- 2) **Forbedret analytisk beregningsmetode:** Forureningstransport i grundvandet sker i 3 dimensioner og er under indflydelse af forskellige processer, hvoraf udspredning grundet dispersion er en af de vigtige processer når koncentrationen skal estimeres nedstrøms i grundvandet. En forbedret analytisk løsning til forureningens transportligning vil kunne tage højde for denne udspredning i 3 dimensioner under antagelse af forskellige kildegeometrier, infiltration, nedbrydning mv. Hermed fås en mere velfunderet beregning af koncentrationen i det valgte POC.
- 3) **Numerisk model:** Som alternativ til den analytiske model kan en numerisk model anvendes. En numerisk model vil give en god beskrivelse af forureningstransporten, men vil kræve brug af avancerede modelværktøjer og vil ikke kunne indbygges i fx et regnearksværktøj. I stedet kan en numerisk model bruges til en række standardkørsler, hvorudfra der kan findes stofspecifikke fortyndingsfaktorer for det valgte POC under forskellige givne betingelser.

Risikovurdering baseret på forureningsflux

Som forudsætning for at tale om risikovurdering baseret på forureningsflux skal der fastsættes en vejledning til hvorledes forureningsfluxe skal estimeres. På baggrund af den estimerede forureningsflux kan man forestille sig forskellige fremgangsmåder til risikovurdering. Tre forskellige fremgangsmåder præsenteres herunder:

- 1) **Forureningsflux set i forhold til et kriterium for et forurennet grundvandsvolumen:** Det overordnede princip for denne risikovurdering er, at en forurennet grund kun må påvirke et grundvandsvolumen af en vis størrelse nedstrøms forureningskilden. Der fastsættes således et volumenkriterium, der angiver det volumen af grundvand, om det er acceptabelt at påvirke. Ved påvirkning menes, at koncentrationerne er høje end kvalitetskriterierne.
- 2) **Forureningsflux set i forhold til et kvalitetskriterium i indvundet grundvand:** Det overordnede princip for denne risikovurdering er, at kvalitetskriteriet skal være overholdt i indvundet grundvand. Dvs. hvis forureningsfluxen (masse/år) blandes op i det indvundne grundvandsvolumen på en kildeplads (volumen/år), så skal koncentrationen være under kvalitetskriteriet. Dette princip kan enten referere til eksisterende vandindvindinger eller det kan referere til en valgt fiktiv indvinding placeret relativt tæt på kilden.
- 3) **Forureningsflux set i forhold til et fluxkriterium:** I denne type risikovurdering opstilles et kriterium for, hvad forureningsfluxen fra en forurennet grund maksimalt må være. Dette er inspireret af Newell et al. (2011), der har lavet en 10-trins klassificeringsskala for forureningsfaner ud fra deres forureningsflux.

Gruppernes rangering af risikovurderingsprincipperne

Deltagerne blev inddelt i 3 blandede grupper (se Tabel 12) og fik indledningsvis til opgave at rangere de seks risikovurderingsprincipper beskrevet ovenfor fra 1-6, hvor 1 blev givet til det princip de mest foretrak og 6 blev givet til det princip de mindst foretrak. Gruppernes rangeringer ses af Tabel 12.

TABEL 12. INDELINGEN AF DELTAGERNE I 3 GRUPPER

Gruppe 1	Gruppe 2	Gruppe 3
Morten Sørensen (VJ)	Ida H. Olesen (Reg. Syd)	Peter Tüchsen (Reg. H)
Arne Rokkjær (Reg. H)	Henrik Nordtorp (Reg. Nord)	Trine Korsgaard (Reg. Syd)
Katrine Sadowski (Reg. Sj.)	Carsten B. Jensen (Reg. H)	John Ryan Pedersen (Reg. Midt)
Jes Pedersen (Reg. Midt)	Ruth Bjerregaard (Reg. Sj.)	Kurt Møller (VJ)
Jakob Weber (Reg. Syd)	Jørn Pedersen (Reg. Syd)	

TABEL 13. GRUPPERNES PRIORITERINGER AF DE 6 RISIKOVURDERINGSPRINCIPPER. 1 GIVES TIL DET MEST FORETRUKNE PRINCIP OG 6 TIL DET MINDST FORETRUKNE. BEMÆRK, AT GRUPPE 3 KUN HAR VURDERET DERES 1., 2., OG 3. PRIORITET

	Gruppe 1	Gruppe 2	Gruppe 3
A) Koncentrationsbaseret risikovurdering			
A1 Eksisterende vejledning	5	6	
A2 Forbedret analytisk beregningsmetode	1	4	1
A3 Numerisk model	6	3	
B) Forureningsfluxbaseret risikovurdering			
B1 Volumenkriterium	2	2	2
B2 Kriterium for indvundet drikkevand	3	1	
B3 Fluxkriterium	4	5	3

Kommentarer knyttet til prioriteringen

Efter at have rangeret risikovurderingsprincipperne skulle grupperne diskutere fordele og udfordringer ved de 3 højst prioriterede principper. Nedenfor er nogle af de kommentarer som grupperne gav i forbindelse med præsentationen af deres resultater opsummeret. De udfyldte under gruppearbejdet desuden tre skemaer, som ses i Appendiks A.

Gruppe 1: Har taget udgangspunkt i V2 vidensniveau, dvs. der ikke er lavet videregående undersøgelser. På dette indledende trin vurderer gruppen, at det er bedst at regne på koncentrationer, da dette kræver færre data end en fluxbaseret vurdering. Gruppen rangerer derfor princip A2 (koncentrationsbaseret risikovurdering med forbedrede analytiske udtryk) højst. På anden- og tredjepladsen har gruppen valgt den fluxbaserede risikovurdering henholdsvis i forhold til et volumenkriterium (B1) og i forhold til et kriterium for det indvundne drikkevand (B2). Gruppen mener, at fordelene ved en fluxtilgang er, at den giver et mere reelt billede af belastningen og har relevans i forhold til den videre prioriteringsproces. For begge disse fluxtilgange noterer gruppen, at kriteriet maksimalt må medføre en påvirkning af 1/10 af indvindingen. Som problemstillinger i forhold til at beregne fluxen har gruppen anført datatilgængelighed og usikkerhed på fluxestimatet.

Gruppe 2: Når vi taler om lokaliteter med videregående undersøgelser foretrækker Gruppe 2 en forureningsflux-baseret risikovurdering, da forureningsflux siger mere om belastningen end koncentrationen gør. På et tidligt trin er gruppen dog usikker på, om usikkerheden ved forureningsfluxestimerne er så store, at det alligevel er bedre at regne på koncentration. Gruppen foreslår en analyse af de usikkerheder, der indgår i risikovurdering baseret på henholdsvis koncentrations- og fluxbaserede undersøgelser på det indledende niveau og henviser til Mølleåprojektet, som Orbicon har udført. Her var der stor usikkerhed på arealforudsætningerne. Gruppen har prioriteret et kriterium for det indvundne grundvand (B2) højest efterfulgt af et volumenbaseret kriterium (B1). Grunden til at B2 prioriteres højere end B3, er at et koncentrationsbaseret kriterium er lettere at forholde sig til og kommunikere end et volumenkriterium. På tredjepladsen har gruppen placeret den numeriske model (A3), da den er enkel at bruge.

Gruppe 3: Ligesom Gruppe 1, foretrækker denne gruppe en koncentrationsbaseret tilgang med forbedrede analytiske beregningsmetoder (A2). Dette vil minde om JAGG, som folk er vant til at bruge og kan tilfredsstille ønsker, om at kunne inddrage sprækketransport og forbedret fortyndningsberegning. Derudover kan de gældende grænseværdier anvendes. På andenpladsen og tredjepladsen ligger hhv. den fluxbaserede tilgang med volumenkriterium (B1) og fluxkriterium (B3). B3 vurderes at være nem at kommunikere og det foreslås at fastsætte stofs specifikke fluxkriterier. B2 kritiseres for ikke at tage hensyn til at beskytte ressourcen.

Gruppernes øvrige ønsker til risikovurderingsmetoden

Herunder samles op på gruppernes øvrige kommentarer til risikovurderingsmetoden.

Gruppe 1: Risikovurderingen kunne også være en kombination af en koncentrations- og en forureningsfluxbaseret fremgangsmåde. I forhold til at inkludere naturlig nedbrydning i risikovurderingen foreslår gruppen, at i stedet for at stille krav om dokumentation af denne nedbrydning, kunne der opstilles en række forudsætninger, som skulle være opfyldt for at nedbrydning kan inddrages i beregningen.

Gruppe 2: En grundlæggende udfordring for at kunne vurdere den enkelte forurenings bidrag til den samlede belastning af grundvandsmagasinet, er at kende den samlede belastning af grundvandsmagasinet samt "tålegrænsen" for magasinet. På det indledende trin kan risikovurderingen være stationær, mens den gerne må være dynamisk på det videregående trin.

Gruppe 3: Gruppen foreslår, at benytte differentierede afstandskriterier for POC i forhold til sårbarheden af det område man befinder sig i. Desuden må der gerne være mulighed for at lave dynamiske beregninger, så man kan vurdere om man er på "forsiden" eller "bagsiden" af pulsen. Dynamisk risikovurdering er dog vanskelig på et tidligt stadium. Værktøjet må desuden gerne indeholde en række typologier (typer af konceptuelle modeller), som der kan vælges imellem.

Herudover kommenterer flere grupper/deltagere på, at det er vigtigt at komme hurtigt i gang med at anvende den nye risikovurderingsmetode på nogle konkrete lokaliteter med forskellige geologier, vidensniveau osv., for at vurdere konsekvensen i forhold til den nuværende risikovurdering.

Opsummering af gruppernes udmeldinger

Grupperne er enige om, at en koncentrationsbaseret risikovurdering er bedst på det tidlige trin, hvor et lille datagrundlag haves. To af grupperne foretrækker et værktøj baseret på analytiske beregninger, som det nuværende JAGG, men hvor de anvendte beregningsudtryk forbedres. En gruppe mener, at en numerisk model vil være at foretrække, da dette vil være let at anvende, da man blot skal finde en fortyndingsfaktor i et opslagsværk.

Grupperne er desuden enige om, at en fluxbaseret risikovurdering giver et bedre billede af belastningen fra den enkelte kilde, hvilket er vigtigt for den efterfølgende prioritering af indsatsen. En af grupperne foretrækker princippet, der bygger på at kvalitetskriterierne skal være opfyldt i indvundet grundvand (B2), mens de to øvrige synes bedre om et risikovurderingsprincip, der går på et volumenkriterium for det kildenære grundvand (B1). Den ene af disse grupper nævnte dog, at de synes, at disse to principper var meget ækvivalente. Gruppe 3 foretrak et volumenkriterium, da de ikke mente, at et koncentrationskriterium for indvundet grundvand beskyttede ressourcen. Som andre grupper nævnte, vil dette dog godt kunne tages højde for, idet indvindingen kan antages at være fiktiv og placeret i en nedstrøms afstand tæt ved kilden.

Videre arbejde med udvikling af risikovurderingsmetode

På baggrund af workshoppen har vi valgt at arbejde videre med følgende:

- Udvikling af forbedrede analytiske beregningsmetoder til koncentrations-baseret risikovurdering
- Forureningsflux-baseret risikovurdering baseret på enten et volumenkriterium eller koncentrationen i en fiktiv kildenær indvindingsboring

Som noget nyt, er der altså tale om, at risikovurderingen kan bestå af to forskellige principper, der komplementerer hinanden, nemlig dels en koncentrations-baseret og dels en forureningsflux-baseret risikovurdering.

På workshoppen blev en række forhold omkring risikovurderingsmetoden desuden diskuteret. På baggrund heraf har vi herunder opsummeret, hvorledes følgende punkter tænkes behandlet i det videre arbejde. De fleste af disse punkter har betydning både for koncentrations- og fluxbaseret risikovurdering. Dispersion og infiltration har dog kun betydning for koncentrationsbaseret risikovurdering, da disse processer blot udspreder forureningen uden at fjerne den:

- **Nedbrydning:** De forbedrede analytiske løsninger skal kunne tage højde for nedbrydning. Der kan evt. opstilles nogle forudsætninger, som skal være opfyldt for at nedbrydning kan inddrages i den enkelte risikovurdering, som foreslået på workshoppen. Litteraturværdier for nedbrydningsrater i grundvand kan sammenstilles.
- **Dispersion:** Der arbejdes med forbedrede modelbeskrivelser af dispersion (udspredning) samt anbefalinger til størrelsen af de anvendte dispersiviteter
- **Placering af point of compliance (POC):** Deltagernes holdning til placering af POC var ikke helt entydig ud fra workshoppen. En enkelt gruppe foreslog, at POC kunne være afhængig af sårbarheden af det enkelte grundvandsmagasin. Som udgangspunkt vil vi gerne gøre op med, at placeringen af POC skal afhænge af grundvandshastigheden (1 års transporttid), da dette overestimerer risikoen i magasiner med langsom grundvandshastighed i forhold til magasiner med høj grundvandshastighed, da POC i førstnævnte tilfælde bliver placeret meget tæt på kilden. I stedet påtænker vi at arbejde med faste afstande, eksempelvis 100 m.
- **Stationær/dynamisk risikovurdering:** Som udgangspunkt arbejdes med en stationær risikovurdering, der evt. kan udbygges til en dynamisk risikovurdering for velundersøgte forureninger. I JAGG 2.0 arbejdes med dynamiske modeller for den umættede zone, samt modeller, der udspreder kilden. Det opdaterede grundvandsmagasin skal kunne "tale sammen" med dette input fra den umættede zone.
- **Infiltration:** Risikovurderingsmodellen skal kunne tage højde for infiltration til forureningsfanen, hvilket især har betydning i frie magasiner, hvor det vil medføre at forureningsfanen trykkes længere ned i magasinet.
- **Kildetyper/geologi:** Risikovurderingsmetoden skal kunne håndtere forskellige kildetyper og forskellige geologier, herunder tilstedeværelsen af sprækker.

- **Areal:** For at bestemme fluxen skal der fastsættes et tværsnitsareal af forureningsfanen. I JAGG indgår også arealer som input. Her er der dog tale om horisontale arealer for kildeområdet. Usikkerheden på arealfastsættelse blev af grupperne nævnt som en væsentlig problematik, som der vil blive kigget nærmere på.

Afprøvning af risikovurdering på en række forurenede grunde

På et tidligt trin i processen ønskes det at afprøve de forbedrede risikovurderingsberegninger på en række forurenede grunde. DTU udvælger en række lokaliteter (5- 10 stk.) fordelt over de 5 regioner. Som udgangspunkt vælges lokaliteter som vi allerede har kendskab til, eller som har været brugt i anden sammenhæng (f.eks. i Miljøstyrelsens miljøprojekter) for at minimere arbejdet med dataindsamling.

Referencer

- Einarson, M.D., Mackay, D.M., 2001. Predicting impacts of groundwater contamination. *Environmental Science and Technology* 35[3], 66A-73A.ACS.
- Miljøstyrelsen (1998). Oprydning på forurenede lokaliteter, hovedbind og appendiks. Vejledning fra Miljøstyrelsen nr. 6 og 7, 1998.
- Newell, C. J., Farhat, S. K., Adamson, D. T., & Looney, B.B. (2011). Contaminant Plume Classification System Based on Mass Discharge. *Ground Water* (49) 6, 914-919
- Overheu, N.D., Tuxen, N., Flyvbjerg, J., Binning, J.B., & Bjerg, P.L. (2013). Håndbog for risikobaseret prioritering af grundvandstruende punktkilder Miljøprojekt nr. 1439, 2012. Teknologiprogrammet for jord- og grundvandsforurening.
- Troldborg, M., Lemming, G., Binning, P.J., Tuxen, N., & Bjerg, P.L. (2008). Risk assessment and prioritisation of contaminated sites on the catchment scale. *Journal of Contaminant Hydrology* 101, (1-4) 14-28.
- Troldborg, M. (2010). Risk assessment models and uncertainty estimation of groundwater contamination from point sources. PhD Thesis, DTU Miljø.
- Verreydt, G., Van Keer, I., Bronckers, J., Diels, L., & Vanderauwera, P. (2012) Flux-based risk management strategy of groundwater pollutions: the CMF approach. *Environ Geochem Health* 34, 725–736

**APPENDIKS A. SVARARK FRA GRUPPEARBEJDET
GRUPPE 1**

A) Risikovurdering baseret på koncentration				
Kort beskrivelse	Range-ring (1-6)	Fordele	Udfordringer	
			Tekniske	Administrative/Juridiske
1) Eksisterende vejledning	5			
2) Forbedret analytisk beregningsmetode	1	Simpel, standard data. Alle lokaliteter Begrænset data-mængde	Dispersions forståelse. Brug af naturlig nedbrydning. Lossepladser	DUT – revurdering. Revurdering og deraf ændret status
3) Numerisk model	6			

B) Risikovurdering baseret på forureningsflux				
Kort beskrivelse	Range-ring (1-6)	Fordele	Udfordringer	
			Tekniske	Administrative/Juridiske
1) Forureningsflux set i forhold til et kriterium for forurenede grundvandsvolumen	2	Giver et mere reelt billede af belastningen. Fordel i forbindelse med den videre prioritering	Flere kilder i samme område. Er data til rådighed. Usikkerhed på flux estimat. Dog max 1/10 af indvindingen	DUT – revurdering. Revurdering og deraf ændret status
2) Forureningsflux set i forhold til et koncentrationskriterium i indvundet grundvand	3	Giver et mere reelt billede af belastningen. Fordel i forbindelse med den videre prioritering. Tager mere hensyn til de lokale indvindingsforhold, ved små indvindinger, modsat ved store.	Flere kilder i samme område. Er data til rådighed. Usikkerhed på flux estimat. Dog max 1/10 af indvindingen	
3) Forureningsflux set i forhold til et fluxkriterium	4			

--	--	--	--	--

Øvrige overvejelser	
Andre principper for risikovurdering?	Kombination
Ønsker til risikovurderingsmetodens kunnen/funktion/resultatberegninger?	

**APPENDIKS A. SVARARK FRA GRUPPEARBEJDET
GRUPPE 2**

A) Risikovurdering baseret på koncentration				
Kort beskrivelse	Range-ring (1-6)	Fordele	Udfordringer	
			Tekniske	Administrative/Juridiske
1) Eksisterende vejledning	6			
2) Forbedret analytisk beregningsmetode	4			
3) Numerisk model	3	Enkel at bruge, vi er vant til at arbejde med koncentrationer.	Mindre sigende end flux for den reelle grundvandsbelastning	

B) Risikovurdering baseret på forureningsflux				
Kort beskrivelse	Range-ring (1-6)	Fordele	Udfordringer	
			Tekniske	Administrative/Juridiske
1) Forureningsflux set i forhold til et kriterium for forurenede grundvandsvolumen	2 (stort set samme som princip 1)	Flux er mere sigende for den reelle grundvandsrisiko end koncentration. Understøtter prioriteringsprocessen	Se herunder	
2) Forureningsflux set i forhold til et koncentrationkriterium i indvundet grundvand	1	Lettere end 1 at relatere til et kvalitetskriterie i det indvundne vand. Nem at kommunikere. Flus er mere sigende fra den reelle grundvandsrisiko end koncentration. Understøtter prioriteringsprocessen	Usikkerhedshåndtering på indledende vidensniveau (begrænset datagrundlag)	
3) Forureningsflux set i forhold til et fluxkriterium	5			

Øvrige overvejelser	
Andre principper for risikovurdering?	
Ønsker til risikovurderingsmetodens kunnen/funktion/resultatberegninger?	
Grundlæggende udfordring	<p>For at kunne vurdere hvorvidt det enkelte forureningsbidrag til den samlede belastning af grundvandsmagasinet er problematisk, er vi grundlæggende nødt til at kende den samlede belastning af grundvandsmagasinet samt "tålegrænsen" for magasinet.</p> <p>I ovenstående besvarelse er antaget situationen hvor vi skal vurdere grundvandsrisikoen uden at have mulighed for at danne et samlet overblik over belastningen af magasinet. (Eksempelvis udstedelse af &8-tilladelse eller vurdering efter en indledende undersøgelse).</p> <p>Forureningsflux siger mere end koncentration om den konkrete risiko ved den enkelte grund.</p> <p>Vi er usikre på, hvorvidt usikkerhederne ved fluxbestemmelse på et indledende niveau er så store, at det alligevel – på trods af ulemperne – er bedre at bruge koncentration. På et videregående niveau er vi enige om, at en fluxbetragtning vil være et mere præcist mål for risikoen end koncentrationen.</p> <p>Vi er enige om, at et fluxestimat vil danne bedre grundlag for lokalitetens videre gang gennem fødekæden end en koncentration.</p> <p>Flux: Vi skal udvikle balancen mellem usikkerheder og dataindsamling (hvor mange data skal vi have for at kunne gennemføre en meningsfuld risikovurdering)</p> <p>Første skridt på vej mod beslutningen om koncentration/flux skal være en analyse af de usikkerheder der indgår i risikovurderinger på hhv. koncentrations- og fluxgrundlag på et indledende niveau jf. Orbicons Mølleåprojekt (stor usikkerhed på arealforudsætninger).</p>

**APPENDIKS A. SVARARK FRA GRUPPEARBEJDET
GRUPPE 3**

A) Risikovurdering baseret på koncentration				
Kort beskrivelse	Range-ring (1-6)	Fordele	Udfordringer	
			Tekniske	Administrative/Juridiske
1) Eksisterende vejledning		Alle er fortrolige med metoden		
2) Forbedret analytisk beregningsmetode	1	<p>Regner mindre konservativ end JAGG 1.5.</p> <p>Minder om JAGG – bygger oven på noget kendt.</p> <p>Tilfredsstillende ønsket om sprækker og fortynding.</p> <p>Kan sammenholdes med gældende grænseværdier og lovgivning.</p>	<p>Arbejder stadig i koncentrationer og masser.</p> <p>Mangler dokumentation ift. Nedbrydning.</p> <p>Grundvandsdannelse er svær at bestemme</p>	
3) Numerisk model				

B) Risikovurdering baseret på forureningsflux				
Kort beskrivelse	Range-ring (1-6)	Fordele	Udfordringer	
			Tekniske	Administrative/Juridiske
1) Forureningsflux set i forhold til et kriterium for forurenede grundvandsvolumen	2	<p>Definere smertegrænse på volumen.</p> <p>Mulighed for at differentiere kritiskvolumen afhængig af overordnet ressourcestørrelse og politiske målsætninger</p>	<p>Svært at bestemme fluxen.</p> <p>Koncentrationerne ligger ikke i JAR</p>	
2) Forureningsflux set i forhold til et koncentrationskriterium i indvundet grundvand				<p>Udfordring ift. Flere kilder i samme opland.</p> <p>Oplande lapper ofte over hinanden.</p>

				<p>Svært at finde Q.</p> <p>Tager ikke hensyn til generelt beskyttelsen af ressourcen.</p> <p>Mange parametre man kan stille på.</p>
3) Forureningsflux set i forhold til et fluxkriterium	3	<p>Nemt at kategorisere forureningens størrelse.</p> <p>Nemt kommunikerbart.</p>	<p>Svært at bestemme fluxen.</p> <p>Kender fx ikke areal, afgrænsning, max – min koncentrationer</p>	<p>Mangler kriterier.</p> <p>Kategorierne skal måske målrettes danske forhold</p> <p>Bør måske være stofs specifikt</p>

Øvrige overvejelser	
Andre principper for risikovurdering?	Max koncentration – sensitivitetsanalyse – evaluering – uafhængige datasæt – sammenligning med nuværende risikovurderinger/kategorisering
Ønsker til risikovurderingsmetodens kunnen/funktion/resultatberegninger?	<p>A2: Mulighed for differentieret afstandskriterier ift. Følsomhed</p> <p>Mulighed for at få indbygget tidsperspektiv – dynamisk. Svært at bestemme om man er på forsiden eller bagsiden af pulsen.</p> <p>Typologier – ”modelatlas”</p> <p>Risikovillighed - robusthed</p>

Notat

GrundRisk workshop 4, maj 2015 – opsamling og konklusioner

Den 4. maj 2015 afholdt Miljøstyrelsen og DTU en workshop med deltagelse af 2-3 repræsentanter fra hver af de 5 regioner samt 3 repræsentanter fra Videnscenter for Miljø og Ressourcer.

Formålet med workshoppen var:

- At præsentere de nye grundvandsmodeller til risikovurdering udviklet af DTU Miljø. Dels en model der inkluderer 1. ordens nedbrydning og dels en model, der inkluderer sekventiel 1. ordens nedbrydning
- At præsentere eksempler på afprøvninger af modellerne på 2 udvalgte testlokaliteter
- At diskutere spørgsmål relevante for risikovurdering med deltagerne:
 - Skal vi fastholde det nuværende kontrolpunkt (1 års grundvandstransport eller max. 100 m nedstrøms forureningen)? Eller skal vi tænke i alternative kontrolpunkter?
 - Skal det være muligt at inkludere nedbrydning i risikovurdering af V2-kortlagte lokaliteter? Hvilke forhold skal være opfyldt for at nedbrydning kan medtages?
- At præsentere en skitse til opbygning af et værktøj til risikoscreening af alle V1 og V2 kortlagte lokaliteter.
- At præsentere resultater fra et bearbejdet dataudstræk fra DK-Jord, hvor der er beregnet stoffluxe vha. metodikken fra MSTs screeningsværktøj for overfladevands. Resultaterne viste, at disse stoffluxer var relativt høje og medførte overskridelser af kvalitetskriterierne for en stor andel af lokaliteterne, når fluxen opblandedes i en indvindingsstørrelse på 10.000 m³/år.

Formål med dette notat

I dette notat gives en kort opsummering af de input som deltagerne bidrog med på workshoppen. Disse input blev dels givet gennem et anonymt spørgeskema, dels gennem løbende feedback og kommentarer på mødet samt gennem gruppearbejdet, hvor deltagerne i tre grupper diskuterede deres holdning til placering af kontrolpunkt og nedbrydning.

Resultat af indledende spørgeskemaundersøgelse

Indledningsvis blev deltagerne stillet 4 spørgsmål, som de skulle forholde sig til. Spørgsmålene. Fordelingen af svar samt uddybende besvarelser er gengivet herunder. Bemærk at nogle deltagere har sat flere krydser ud for samme spørgsmål, eller har undladt at svare. Derfor er antallet af besvarelser ikke det samme for alle fire spørgsmål.

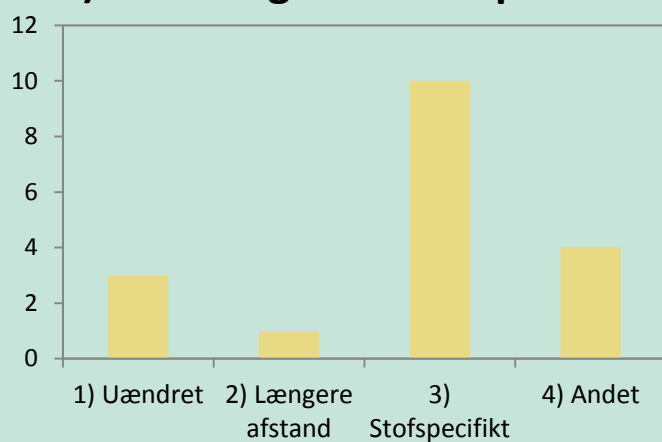
Spørgsmål A

Hvad er din holdning til det nuværende kontrolpunkt i grundvandet beliggende 1 års transporttid (max 100 m) nedstrøms kilden?

- 1) Bør fortsætte uændret
- 2) Det skal være længere væk
- 3) Det skal være stofs specifikt
- 4) Andet, skriv _____

Besvarelse

A) Placering af kontrolpunkt



Uddybende besvarelser/kommentarer

1 år giver ikke mening fx ved meget "langsomt" grundvand

Uddybende svar for 4) "Andet":

- Oplandsafhængig POC
- POC afhængig af lokalspecifikke forhold
- > 100 m med mindre aktuelle indvindinger er truet

Afhænger af hvordan resultatet skal bruges videre frem. I nogle situationer vil det være hensigtsmæssigt at kunne sammenligne alle stoffer i samme afstand (fx 100 m) I andre tilfælde vil det være bedst at det er stofs specifikt

Spørgsmål B

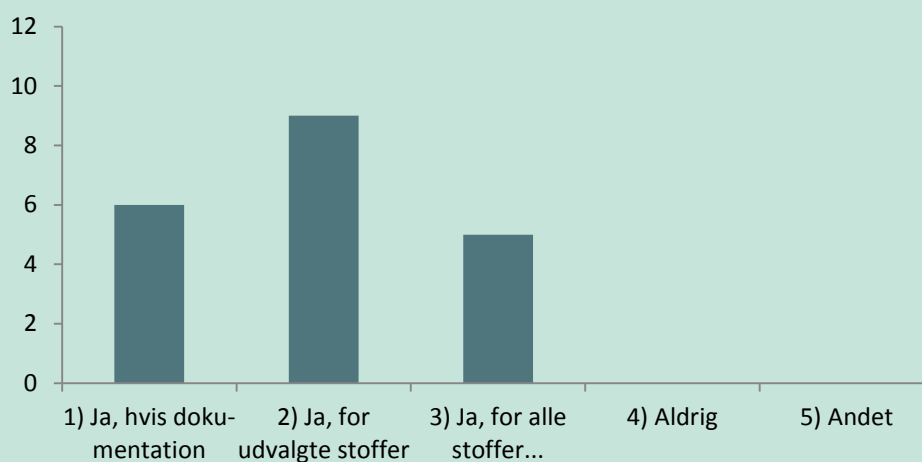
Bør nedbrydning i grundvandet inkluderes ved risikovurdering af V2 kortlagte grunde?

- 1) Ja, hvis nedbrydning dokumenteres

- 2) Ja, for udvalgte stoffer (oliestoffer, BTEX og lign.)
- 3) Ja, for alle stoffer såfremt visse betingelser er opfyldt
- 4) Aldrig
- 5) Andet, skriv _____

Besvarelse

B) Nedbrydning i grundvand



Uddybende besvarelser/kommentarer

En deltager har sat kryds i både 1 og 2: Dvs. Ja, for udvalgte stoffer hvis den dokumenteres
En deltager har sat kryds i både 2 og 3

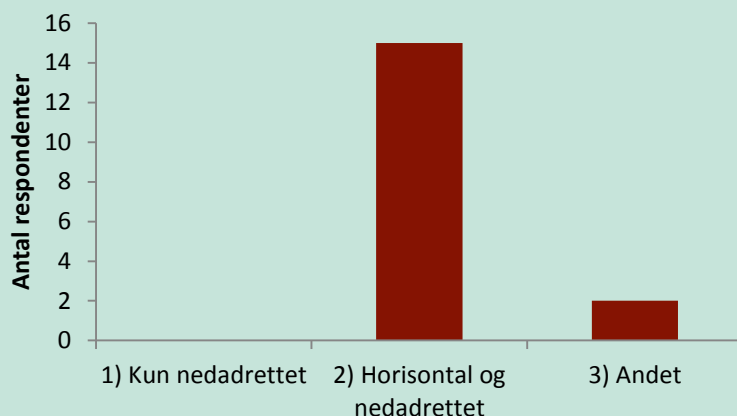
Spørgsmål C

Hvorledes bør stofspredning ved dispersion/diffusion inkluderes under vertikal transport?

- 1) Kun nedadrettet spredning (som i JAGG 2.0)
- 2) Både horisontal og nedadrettet spredning
- 3) Andet, skriv _____

Besvarelse

C) Dispersion i umættet zone



Uddybende besvarelser/kommentarer

Uddybende svar til 3) "Andet":
- Det kommer an på om det er mættet eller umættet
Vanskelig parameter pga. sprækker/skrå lag

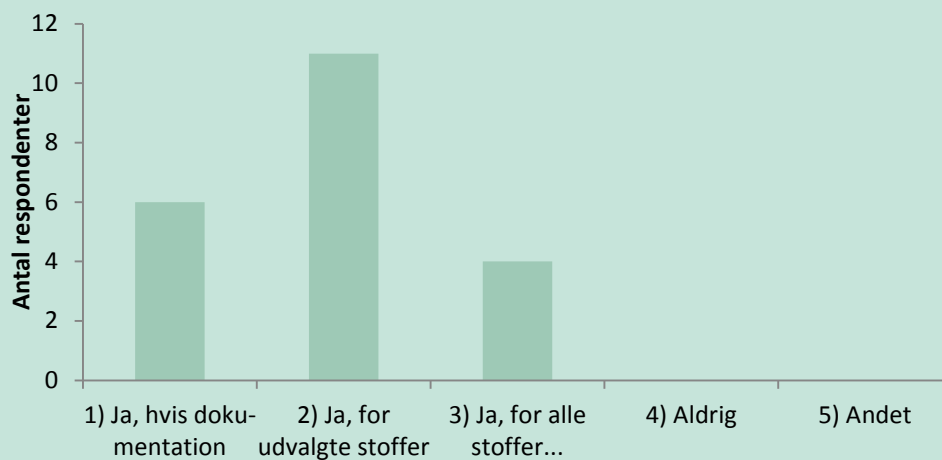
Spørgsmål D

Bør nedbrydning i umættet zone inkluderes ved risikovurdering af V2 kortlagte grunde?

- 1) Ja, hvis nedbrydning dokumenteres
- 2) Ja, for udvalgte stoffer (oliestoffer, BTEX og lign.)
- 3) Ja, for alle stoffer såfremt visse betingelser er opfyldt
- 4) Aldrig
- 4) Andet, skriv _____

Besvarelse

D) Nedbrydning i umættet zone



Uddybende besvarelser/kommentarer

To deltagere har sat kryds i både 1 og 2: Dvs. Ja, for udvalgte stoffer hvis den dokumenteres
 En deltager har sat kryds i både 2 og 3

Gruppediskussioner

Deltagerne blev inddelt i 3 blandede grupper (se Tabel 14) og skulle i grupperne diskutere følgende:

A) Placering af kontrolpunkt i grundvandet

- Vedr. placering af kontrolpunkt, Rangér de 4 muligheder (se skema) for placering af kontrolpunkt (POC) i forhold til hvilke I foretrækker (1 = mest foretrukket, 4 = mindst foretrukket)
- Har I andre forslag til POC?
- For hvilken dybde skal koncentration i POC bestemmes?

B) Nedbrydning

- Må nedbrydning inkluderes i risikovurdering af grundvandstrussel for V2-kortlagte lokaliteter? Hvis ja, diskutér hvilke forhold, der skal være opfyldt, for at risikovurdering må medtages.
- Bør nedbrydning kunne inkluderes under den vertikale transport for aerobt nedbrydelige stoffer?

TABEL 14. INDELINGEN AF DELTAGERNE I 3 GRUPPER

Gruppe 1	Gruppe 2	Gruppe 3
Henrik Nordtorp (Reg. Nord)	Arne Rokkjær (Reg. H)	Jytte G. Simonsen (Reg. Midt)
Nina Tuxen (Reg. H)	Ida H. Olesen (Reg. Midt)	Henrik Jannerup (Reg. Sj.)
Jes Pedersen (Reg. Midt)	Anette Specht (Reg. Midt)	Anette Dohm (Reg. Nord)
Michael Fogh (Reg. Syd)	Katrine Sadowski (Reg. Sj.)	Peter Tüchsen (Reg. H)
Morten Sørensen (VMR)	Kurt Møller (VMR)	Jørn K. Pedersen (Reg. Syd)
Jens Aabling (MST)	Ole Kiilerich (MST)	Nanna I. Thomsen (VMR)
		Helle Okholm (MST)

GRUPPERNES BESVARELSER AF SPØRGSMÅLET OM PLACERING AF KONTROLPUNKT I GRUNDVANDET

Gruppernes besvarelser for spørgsmålet om placering af kontrolpunkt er gengivet i tabel 2. Gruppernes fulde besvarelse fremgår af bilag A.

TABEL 15. GRUPPERNES PRIORITERINGER AF DE 4 MULIGHEDER FOR PLACERING AF KONTROLPUNKT (1: MEST FORETRUKKEN, 4 MINDST FORETRUKKEN) BEMÆRK, AT GRUPPE 2 OG 3 KUN HAR VURDERET DERES FØRSTEPRIORITET.

	Gruppe 1	Gruppe 2	Gruppe 3
Placering af kontrolpunkt			
1) Eksisterende vejledning (1 års grundvands-transport, max 100 m)	1		1
2) Længere afstand, skriv hvilken	2		
3) Stofspecifik afstand	3		1
4) Andet, beskriv	4	1	
<i>Kommentarer til besvarelse:</i>			
<p><u>Gruppe 1:</u> 1 års regel giver ikke mening</p> <p><u>Gruppe 2:</u> Den eksisterende afstand ønskes fastholdt, men med mulighed for en større afstand for stoffer, der med stor sikkerhed nedbrydes og derfor ikke på noget tidspunkt vil udgøre en risiko for en aktuel indvinding. De stofspecifikke retningslinjer fastlægges i MSTs vejledning, mens de lokalspecifikke forhold defineres af regionerne.</p> <p><u>Gruppe 3:</u> Måske lille overvægt til 1) frem for 3). Fordele ved 1) er at der ikke bliver afskrevet så meget grundvand, og at det er let at administrere. Fordelen ved 3) er, at man kan undgå afværge på sager, hvor der er en lille maksimal udbredelse. Denne placering af kontrolpunktet er dog mere kompliceret at sammenlig-</p>			

ne, forklare og administrere.			
For hvilken dybde skal koncentrationen i kontrolpunktet bestemmes?			
	Gennemsnit/ midlet over dybden	I fanens center- linje	I fanens cen- terlinje (maks. koncentration)

Gruppernes besvarelser af spørgsmålene vedr. nedbrydning

Gruppernes besvarelser er opsummeret i tabel 3 herunder. De fulde besvarelser ses af bilag 2.

TABEL 16. GRUPPERNES BESVARELSER AF SPØRGSMÅLENE VEDR. NEDBRYDNING

	Gruppe 1	Gruppe 2	Gruppe 3
Nedbrydning i grundvand			
1) Bør nedbrydning inkluderes i risikovurdering af oliestoffer og BTEX på V2- kortlagte grunde? (ja/nej)	Ja	Ja	Ja (måske)
2) Bør nedbrydning inkluderes i risikovurdering af chlorerede opløsningsmidler på V2-kortlagte grunde? (ja/nej)	Nej	Nej	Nej
3) Bør nedbrydning inkluderes i risikovurdering af pesticider i på V2-kortlagte grunde? (ja/nej)	Nej	Nej	Ja (måske)
Nedbrydning under vertikal transport			
4) Bør nedbrydning inkluderes i risikovurdering af oliestoffer og BTEX for umættet zone? (ja/nej)	Ja	Ja	Ja

Under besvarelsen af spørgsmålene i tabel 3 har grupperne uddybet deres svar. Disse uddybninger præsenteres nedenfor. Gruppernes fulde besvarelser ses af bilag 2.

Gruppe 1:

Vedr. nedbrydning af oliestoffer og BTEX i grundvand: De anvendte rater skal tilpasses viden om redoxforholdene.

Gruppe 2:

Vedr. nedbrydning af oliestoffer og BTEX i grundvand: Der skal foreligge tilbunds-gående studier der dokumenterer, at der er høj sandsynlighed for, at nedbrydningen foregår. Det skal tages i betragtning, at det kun yderst sjældent sker, at disse stoffer lukker indvindingsboringer. Gruppen vurderer umiddelbart at det foreliggende vidensgrundlag er godt nok til, at nedbrydning kan inkluderes i risikovurderingerne også på V2-niveau.

Vedr. nedbrydning af chlorerede opløsningsmidler og pesticider i grundvand: Så længe der ikke er en højere grad af sikkerhed for, at chlorerede opløsningsmidler og pesticider generelt nedbrydes, vil inklusion af nedbrydning kræve et dokumentationsniveau der er langt større end det, der under normale omstændigheder følger med en V2-undersøgelse.

Vedr. nedbrydning af oliestoffer og BTEX i umættet zone: Der skal foreligge tilbunds-gående studier der dokumenterer, at der er høj sandsynlighed for, at nedbrydningen foregår. Det skal tages i betragtning, at det kun yderst sjældent sker, at disse stoffer lukker indvindingsboringer.

Gruppen vurderer umiddelbart at det foreliggende vidensgrundlag er noget mere begrænset end viden om grundvandet. Det bør derfor undersøges nærmere inden nedbrydning kan inkluderes i risikovurderingerne på V2-niveau.

Gruppe 3:

Vedr. nedbrydning af oliestoffer og BTEX i grundvand: Vi synes at usikkerheder på parametre er interessante at inddrage, således at usikkerheden på det samlede resultat kan vises. Alternativt kan der vælges en mere konservativ nedbrydningskonstant.

Der bør tages højde for at der lokalt kan være meget stor konsekvens hvis en forurening antages nedbrudt (f. Eks. BTEX) og at denne nedbrydning ikke sker i realiteten. Dette kan f.eks. være i indvindingsområder, hvor der ikke er en nødforsyning tilgængelig.

Vedr. nedbrydning af chlorerede opløsningsmidler i grundvand: Pga. store usikkerheder og stor betydning af skiftende nedbryningszoner synes vi ikke, at det er besværet værd at regne på nedbrydning af chlorerede opløsningsmidler.

Vedr. nedbrydning af pesticider i grundvand: I yderst veldokumenterede tilfælde kan nedbrydning inkluderes. Igen er det vigtigt at tænke på usikkerheder.

Øvrige kommentarer fra deltagerne på workshopp

Herunder er samlet en række kommentarer/forslag, som blev givet i forbindelse med præsentationen af de nye modeller til risikovurdering (delprojekt 2):

- I forhold til at vurdere infiltrationens størrelse for befæstede områder, ville det være rart hvis der kom nogle retningslinjer (Nina Tuxen, Reg. H)
- Det ville være interessant at sammenligne de nye modellers resultater med JAGGs resultater (Jytte G. Simonsen, Reg. Midt)
- Derudover blev der fra flere sider udtrykt interesse for at kunne inkludere parameterusikkerheder i modellen, således at den resulterende koncentration blev angivet som et interval.

Kommentarer vedrørende screeningsværktøjet (delprojekt 1):

- Den kritiske afstand til vandindvinding er måske ikke så interessant, som afstanden til overfladevand, idet det jo er indenfor OSD og alt grundvand her bør beskyttes (Henrik Nordtorp, Reg. Nord)
- Der kan måske overføres viden fra overfladevandsprojektet ift. om koncentrationer, areal mv. er overestimerede (Nina Tuxen, Reg. H)

Opsummering af deltagernes udmeldinger på workshopp

Vedr. placering af kontrolpunkt: Selvom den indledende spørgeskemaundersøgelse viste et flertal for et stofspecifikt kontrolpunkt, så var resultatet af gruppearbejdet, at alle 3 grupper syntes at den nuværende placering 100 m nedstrøms kilden skulle fastholdes. Gruppe 1 mente dog, at der bør anvendes en fast afstand på 100 m og at 1 års reglen bør fjernes. Flere grupper var samtidig åbne for, at indføre stofspecifikke afstande for stoffer, som med høj sikkerhed nedbrydes.

Dybde af kontrolpunkt: To af grupperne ønskede at koncentrationen i kontrolpunktet skal bestemmes i centerlinjen (højeste koncentration), mens den sidste gruppe foreslog en midling over fanens dybde, hvilket svarer lidt til fremgangsmåden ved fluxberegning.

Nedbrydning i grundvand: Der var enighed blandt alle grupper om, at nedbrydning bør kunne medtages for BTEX og oliestoffer. Derimod syntes ingen af grupperne at nedbrydning skal kunne medtages for chlorerede opløsningsmidler grundet de større usikkerheder omkring forløbet af denne proces. En gruppe mente, at nedbrydning af pesticider kan medtages, hvis der er tale om stoffer, hvor nedbrydning er veldokumenteret i litteraturen.

Nedbrydning under vertikal transport: Der var i grupperne enighed om, at nedbrydning bør kunne medtages for BTEX og oliestoffer under den vertikale transport til grundvandet. Gruppe 2 fremhæver dog, at vidensniveauet for nedbrydning i umættet zone er mere begrænset end for mættet zone, og at en nærmere undersøgelse er nødvendig.

Dispersion/diffusion under vertikal transport: Baseret på det indledende spørgeskema, ses at der stort set er enighed om, at spredning ved dispersion og diffusion under den vertikale transport i JAGG bør opgraderes til også at inkludere horisontal spredning.

**BILAG A. SVARARK FRA GRUPPEARBEJDET VEDR. PLACERING AF KONTROLPUNKT
GRUPPE 1**

A) Placering af kontrolpunkt i grundvandet (Point of compliance)		
Kort beskrivelse	Rangering (1-4)	Begrundelse/kommentar
1) Eksisterende vejledning (1 års grundvandstransport, max 100 m)	1	Vi synes ikke at 1 års reglen giver mening. Det forudsætter en yderligere prioritering
2) Længere afstand, skriv hvilken	2	
3) Stofspecifik afstand	3	Pesticider og chlorerede løber langt.
4) Andet beskriv	4	? Der skal være andre veje
For hvilken dybde skal koncentrationen i POC bestemmes?		Gennemsnit / midlet

**BILAG A. SVARARK FRA GRUPPEARBEJDET VEDR. PLACERING AF KONTROLPUNKT
GRUPPE 2**

A) Placering af kontrolpunkt i grundvandet (Point of compliance)		
Kort beskrivelse	Rangering (1-4)	Begrundelse/kommentar
1) Eksisterende vejledning (1 års grundvandstransport, max 100 m)		
2) Længere afstand, skriv hvilken		
3) Stofspecifik afstand		
4) Andet beskriv	1	<p>Vi fastholder den eksisterende tankegang, men med mulighed for en større afstand for stoffer der med stor sikkerhed kan omsættes uden at de på noget tidspunkt i denne proces kommer til at udgøre en risiko for aktuel indvinding.</p> <p>Undtagelsesbestemmelsen kan underlægges en begrænsning i tid og rum.</p> <p>De lokalspecifikke forhold defineres af regionerne, mens de stofspecifikke retningslinjer fastlægges i vejledningen fra Miljøstyrelsen.</p>
For hvilken dybde skal koncentrationen i POC bestemmes?		Forureningsfanens centerlinje. I vejledningen fastsættes de bedst mulige retningslinjer for, hvordan denne tilnærmes bedst muligt i praksis.

**BILAG A. SVARARK FRA GRUPPEARBEJDET VEDR. PLACERING AF KONTROLPUNKT
GRUPPE 3**

A) Placering af kontrolpunkt i grundvandet (Point of compliance)		
Kort beskrivelse	Rangering (1-4)	Begrundelse/kommentar
1) Eksisterende vejledning (1 års grundvandstransport, max 100 m)	Der bliver ikke afskrevet så meget grundvand. Lettere at administrere	Industrikvarter
2) Længere afstand, skriv hvilken		
3) Stofspecifik afstand	Undgå at afværge på sager hvor der er en lille	Mere komplicerede at sammenligne og administrere.

	maks. udbredelse	Svær at forklare
4) Andet beskriv		Bemærkning: Det skal være gennemskueligt
For hvilken dybde skal koncentrationen i POC bestemmes?		Der hvor der er maks. koncentration

**BILAG B. SVARARK FRA GRUPPEARBEJDET VEDR. NEDBRYDNING
GRUPPE 1**

B) Nedbrydning i grundvandet		
Kort beskrivelse	Ja/nej	Uddybning
1) Bør nedbrydning inkluderes i risikovurdering af olie-stoffer og BTEX på V2-kortlagte grunde? (ja/nej)	Ja	Hvis ja, hvilke forhold bør så være opfyldt for at inkludere nedbrydning? Raterne skal tilpasses viden om redoxforhold
2) Bør nedbrydning inkluderes i risikovurdering af chlorerede opløsningsmidler på V2-kortlagte grunde? (ja/nej)	Nej	Hvis ja, hvilke forhold bør så være opfyldt for at inkludere nedbrydning?
3) Bør nedbrydning inkluderes i risikovurdering af pesticider på V2-kortlagte grunde? (ja/nej)	Nej	Hvis ja, hvilke forhold bør så være opfyldt for at inkludere nedbrydning?
B) Nedbrydning i umættet zone		
Kort beskrivelse	Ja/nej	Besvarelse
1) Bør nedbrydning inkluderes i risikovurdering af olie-stoffer og BTEX for umættet zone? (ja/nej)	Ja	Hvis ja, hvilke forhold bør så være opfyldt for at inkludere nedbrydning?

**BILAG B. SVARARK FRA GRUPPEARBEJDET VEDR. NEDBRYDNING
GRUPPE 2**

B) Nedbrydning i grundvandet		
Kort beskrivelse	Ja/nej	Uddybning
1) Bør nedbrydning inkluderes i risikovurdering af olie-stoffer og BTEX på V2-kortlagte grunde? (ja/nej)	Ja	Hvis ja, hvilke forhold bør så være opfyldt for at inkludere nedbrydning?

res i risikovurdering af olie-stoffer og BTEX på V2-kortlagte grunde? (ja/nej)		<p>at inkludere nedbrydning?</p> <p>Der skal foreligge tilbundsgående studier der dokumenterer, at der er høj sandsynlighed for, at nedbrydningen foregår.</p> <p>Det skal tages i betragtning, at det kun yderst sjældent sker, at disse stoffer lukker indvindingsboringer.</p> <p>Gruppen vurderer umiddelbart at det foreliggende vidensgrundlag er godt nok til, at nedbrydning kan inkluderes i risikovurderingerne også på V2-niveau.</p>
2) Bør nedbrydning inkluderes i risikovurdering af chlorerede opløsningsmidler på V2-kortlagte grunde? (ja/nej)	Nej	<p>Hvis ja, hvilke forhold bør så være opfyldt for at inkludere nedbrydning?</p> <p>Så længe der ikke er en højere grad af sikkerhed for, at chlorerede opløsningsmidler generelt nedbrydes, vil inklusion af nedbrydning kræve et dokumentationsniveau der er langt større end det, der under normale omstændigheder følger med en V2-undersøgelse.</p>
3) Bør nedbrydning inkluderes i risikovurdering af pesticider på V2-kortlagte grunde? (ja/nej)	Nej	<p>Hvis ja, hvilke forhold bør så være opfyldt for at inkludere nedbrydning?</p> <p>Så længe der ikke er en højere grad af sikkerhed for, at pesticider generelt nedbrydes, vil inklusion af nedbrydning kræve et dokumentationsniveau der er langt større end det, der under normale omstændigheder følger med en V2-undersøgelse.</p>
B) Nedbrydning i umættet zone		
Kort beskrivelse	Ja/nej	Besvarelse
1) Bør nedbrydning inkluderes i risikovurdering af olie-stoffer og BTEX for umættet zone? (ja/nej)	Ja	<p>Hvis ja, hvilke forhold bør så være opfyldt for at inkludere nedbrydning?</p> <p>Der foreligger tilbundsgående studier der dokumenterer, at der er høj sandsynlighed for, at nedbrydningen foregår.</p> <p>Det skal tages i betragtning, at det kun yderst sjældent sker, at disse stoffer lukker indvindingsboringer.</p> <p>Gruppen vurderer umiddelbart at det foreliggende vidensgrundlag er noget mere begrænset end viden om grundvandet. Det bør derfor undersøges nærmere inden nedbrydning kan inkluderes i risikovurderingerne på V2-niveau.</p>

BILAG B. SVARARK FRA GRUPPEARBEJDET VEDR. NEDBRYDNING

GRUPPE 3

B) Nedbrydning i grundvandet		
Kort beskrivelse	Ja/nej	Uddybning
1) Bør nedbrydning inkluderes i risikovurdering af olie-stoffer og BTEX på V2-kortlagte grunde? (ja/nej)	Ja (måske)	Hvis ja, hvilke forhold bør så være opfyldt for at inkludere nedbrydning? Vi syntes at usikkerheder er inter. 1. Enten på samlede resultater 2. Vælge en mere konservativ nedbrydningskonstant Når der er en meget stor konsekvens, f.eks. hvis der ikke er en nødhjælps forsyning. Nedbrydningskonstanter for kulbrinter
2) Bør nedbrydning inkluderes i risikovurdering af chlorerede opløsningsmidler på V2-kortlagte grunde? (ja/nej)	Nej	Hvis ja, hvilke forhold bør så være opfyldt for at inkludere nedbrydning? Ikke besværet værd
3) Bør nedbrydning inkluderes i risikovurdering af pesticider på V2-kortlagte grunde? (ja/nej)	Ja (måske)	Hvis ja, hvilke forhold bør så være opfyldt for at inkludere nedbrydning? I yderst veldokumenteret omfang Tænk på usikkerheder
B) Nedbrydning i umættet zone		
Kort beskrivelse	Ja/nej	Besvarelse
1) Bør nedbrydning inkluderes i risikovurdering af olie-stoffer og BTEX for umættet zone? (ja/nej)	Ja	Hvis ja, hvilke forhold bør så være opfyldt for at inkludere nedbrydning? Men vi blev ikke færdige

Følgegruppemøde 26/1 2015. Input fra regionerne

Den 26/1 2015 blev der afholdt et møde med GrundRisk projektets tekniske følgegruppe. Formålet var dels at diskutere hvilke processer en ny risikovurderingsmodel skulle indeholde samt at diskutere valget af testlokaliteter for projektet.

Herunder er noteret en række input fra deltagerne. Disse er benyttet i den videre proces i forbindelse med det endelige valg af lokaliteter samt opstilling af krav til risikovurderingsmodellen.

Vedr. processer i risikovurderingen:

- Sekventiel nedbrydning bør inkluderes
- Nedbrydning samt andre funktioner i den nuværende JAGG kan ikke anvendes allerede ved indledende undersøgelser

- Måske er det problematisk at infiltration ikke er med
- Selvom infiltration ikke er med i modellen, ville det være godt, hvis man kunne estimere hvor dybt fanen er trykket ned i en given afstand fra kilden
- Generelt er regionerne interesserede i at der opstilles klare retningslinjer for hvornår man kan inkludere nedbrydning
- Der blev afholdt en workshop i 2006, hvor der blev samlet ideer til det nye JAGG inkl. grundvandsmodul. Dette er udgivet i en publikation fra MST. Måske er der nogle gode ideer at hente her

Vedr. usikkerheder ved risikovurdering og fluxberegning

- Usikkerheder på input (fx areal) bør afspejle sig på resultatet, der også blive usikkert
- Kildearealet for V2 er ofte summen af forskellige stoffers kildearealer. Det kan derfor give en overestimation af fluxen for det enkelte stof at anvende dette
- V2 arealer er typisk lidt for store – hellere det end at de er for små
- Der kan også være usikkerheder på infiltration, fx i byområder

Vedr. lokaliteter

- Det vil være godt at inkludere 3 pesticidlokaliteter, da der kan være store udfordringer med disse
- Oliestoffer mangler på listen. Det er ikke noget der prioriteres højt i forhold til indsats, men de findes i mange sager også frivillige undersøgelser og påbudssager, hvor JAGG også anvendes
- Additiver (MTBE) er noget der er fokus på i Reg. Sj. og der måtte gerne være mere fokus på dem i projektet
- Metaller. Region H har en lokalitet i Allerød (Collstrup), som kunne være en mulighed. Der er dog afgravet jord, som er lagt i depoter på lokaliteten. Materiale er desuden svært at skaffe. Desuden har de en lokalitet i Birkerød.

Vedr. pesticidlokaliteter

- I Region H er pesticider ikke et problem. Fokus er stort set kun på chlorerede
- I Region Sj er chlorerede på vej ud som fokusstoffer. Til gengæld er pesticider et stort problem
- For pesticider giver det måske god mening med en transient model. Der er ofte tale om en puls, fx en væltet marksprøjte
- For pesticider tager Reg M desuden ofte udgangspunkt i et fund i drikkevandsboringer for at opspore pesticider. Det kunne være godt, hvis modellen også kunne bruges til dette
- Der er arbejdet en del med at beskrive pesticidkilder ud fra sandsynlighedsfordelinger for konc./flux. Ville være godt, hvis dette kunne indarbejdes i værktøjet (Reg. S?)
- Det kunne være godt med nogle retningslinjer for hvornår man vælger en puls frem for en konstant kilde

Referencer

- Anonymous (2011). RISC5. Risk-Integrated Software for Clean-ups. Version 5. User's Guide. April 2011
- Aziz, C.E., Newell, C.J., Gonzales, J.R., 2000. BIOCHLOR – Natural Attenuation Decision Support System. User's Manual Version 1.0. US Environmental Protection Agency. US Environmental Protection Agency.
- Bauer, P., Attinger, S., Kinzelbach, W. (2001). Transport of a decay chain in homogenous porous media; analytical solutions. *Journal of Contaminant Hydrology* 49 (2001) 217-239.
- Falta, R.W., Stacy, M.B., Ahsanuzzaman, N.M., Wang, M., Earle, R.C. (2007). REMChlor. Remediation Evaluation Model for Chlorinated Solvents. User's Manual. Version 1.0. U.S. Environmental Protection Agency.

- Hunt, B. (1978). Dispersive Sources in Uniform Ground-Water Flow. *Journal of the Hydraulics Division*. January 1978, 75-85.
- Miljøstyrelsen (1998). Oprydning på forurenede lokaliteter, hovedbind og appendiks. Vejledning fra Miljøstyrelsen nr. 6 og 7, 1998.
- Simpson, M.J., Ellery, A.J. (2014) Exact series solutions of reactive transport models with generic initial conditions. *Journal of Hydrology* 513, 7-12.
- Spence, L.R., Walden, T. (2001). Risk-integrated software for clean-ups. RISC4. User's Manual.
- Srinivasan, V., Clement, T.P., 2008a. Analytical solutions for sequentially coupled one-dimensional reactive transport problems. Part I: Mathematical derivations. *Adv. Water Resour.* 31, 219–232.
- Srinivasan, V., Clement, T.P., 2008b. Analytical solutions for sequentially coupled one-dimensional reactive transport problems. Part II: Special cases, implementation and testing. *Adv. Water Resour.* 31, 203–218.
- Sun, Y; Petersen, JN; Clement, TP , Analytical solutions for multiple species reactive transport in multiple dimensions , *JOURNAL OF CONTAMINANT HYDROLOGY* Volume: 35 Issue: 4 Pages: 429-440 Published: JAN 15 1999
- Wang, H., Han, R., Zhao, Y., Lu, W., Zhang, Y., 2011a. Stepwise superposition approximation approach for analytical solutions with non-zero initial concentration using existing solutions of zero initial concentration in contaminate transport. *J. Environ. Sci.* 23, 923–930.
- Wang, H., Jinwen, L., Zhao, Y., Lu, W., Wu, H., 2011b. Stepwise superposition approach for the analytical solutions of multi-dimensional contaminant transport in finite- and semi-infinite aquifers. *Journal of contaminant hydrology* 125, 86-101
- Wexler, E.L. (1992). Analytical Solutions for one-, two- and three-dimensional solute transport in ground-water systems with uniform flow. Chapter B7 in *Techniques of Water-Resources Investigations of the United States Geological Survey. Book 3 Applications of Hydraulics*. U.S. Department of the interior. U.S. Geological Survey. United States Government Printing Office, 1992.

Bilag 2 An analytical solution for predicting contaminant concentrations in the saturated zone

The conservation of mass of contaminant is described by the contaminant transport equation:

$$R \frac{\partial c}{\partial t} + u \frac{\partial c}{\partial x} - D_x \frac{\partial^2 c}{\partial x^2} - D_y \frac{\partial^2 c}{\partial y^2} - D_z \frac{\partial^2 c}{\partial z^2} + \lambda c = 0 \quad (1)$$

where

c	component mass per unit volume of fluid phase	[M/L ³]
D_x	dispersion coefficient in x-direction	[L ² /T]
D_y	dispersion coefficient in y-direction	[L ² /T]
D_z	dispersion coefficient in z-direction	[L ² /T]
$R = 1 + \frac{\rho_b k_d}{n}$	Retardation coefficient	[]
u	velocity in the x-direction	[L/T]
λ	first order decay constant	[1/T]

Subject to

$$c(x, y, z, t = 0) = c_o$$

$$c = c_o \quad x, y, z = \pm\infty$$

Equation (1) is solved with a point source/sink with a mass discharge [M/T] of strength $\frac{\dot{M} dx dy}{A}$

at the origin, where \dot{M} is the mass discharged from a contaminated site (mass discharged from the site per unit time). The mass discharge is defined so that if it occurs over an area

$$A = \left(0 < x < L_x, -\frac{L_y}{2} < y < \frac{L_y}{2} \right), \text{ then the mass released over a small (point source) area}$$

$$dx dy \text{ is } \frac{\dot{M} dx dy}{A}.$$

To account for sorption, \dot{M} , u , D_x , D_y , D_z and λ can be divided by R (see [Wexler, 1992], page 47, first column). Note that in equation (1), reactions are assumed to occur only in the dissolved phase. At steady state, this means that in the GrundRisk model, R cancels out of the equation and has no effect on the solution. Intuitively this is reasonable. If there is sorption, then all processes (advection, dispersion, and reactions) are slowed by a factor of R , so the steady state is the same as without sorption. Sorption only affects the time needed to reach steady state in a transient solution, increasing the time by a factor of R .

The solution to (1) for a point source is provided by [Wexler, 1992] (his equation 105 with $t \rightarrow \infty$). See also Hunt [Hunt, 1978] (eqn 12) and the USEPA software Plume3D [Wagner et al., 1985b]:

$$c(x, y, z) = c_o + \frac{\dot{M} dx dy}{A 4\pi n \gamma \sqrt{D_y D_z}} \exp\left(\frac{ux}{2D_x} - \frac{\beta \gamma}{2D_x}\right)$$

$$\text{where } \gamma^2 = x^2 + \frac{D_x}{D_y} y^2 + \frac{D_x}{D_z} z^2 \text{ and } \beta = (u^2 + 4D_x \lambda)^{1/2}.$$

If the point source is located at an impermeable boundary plane located at $z=0$, then symmetry can be used to show that the concentration in the half domain is (Fischer et al, page 114)

$$c(x, y, z) = c_o + \frac{2\dot{M} dx dy}{A4\pi n\gamma\sqrt{D_y D_z}} \exp\left(\frac{ux}{2D_x} - \frac{\beta\gamma}{2D_x}\right)$$

For a point source located at (x', y') , the concentration is given by:

$$c(x, y, z) = c_o + \frac{2\dot{M} dx' dy'}{A4\pi n\gamma\sqrt{D_y D_z}} \exp\left(\frac{u(x-x')}{2D_x} - \frac{\beta\gamma}{2D_x}\right)$$

$$\text{Where } \gamma^2 = (x-x')^2 + \frac{D_x}{D_y}(y-y')^2 + \frac{D_x}{D_z}z^2$$

Using the principle of superposition, we can integrate over the point sources to obtain the cumulative effect of sources over the area $A = \left(0 < x' < L_x, -\frac{L_y}{2} < y' < \frac{L_y}{2}\right)$:

$$c(x, y, z) = c_o + \int_{-L_y/2}^{L_y/2} \int_0^{\min(x, L_x)} \frac{2\dot{M}}{A4\pi n\gamma\sqrt{D_y D_z}} \exp\left(\frac{u(x-x')}{2D_x} - \frac{\beta\gamma}{2D_x}\right) dx' dy'$$

In the above, it is only necessary to evaluate the integrals for point sources upstream of x , hence the upper x limit of the integration is $\min(x, L_x)$.

When there is an impermeable boundary located at $z = -B$, then the solution is (Fischer et al. section 2.3.2.4):

$$c(x, y, z) = c_o + \sum_{i=-\infty}^{\infty} \int_{-L_y/2}^{L_y/2} \int_0^{\min(x, L_x)} \frac{2\dot{M}}{A4\pi n\gamma\sqrt{D_y D_z}} \exp\left(\frac{u(x-x')}{2D_x} - \frac{\beta\gamma}{2D_x}\right) dx' dy'$$

$$\text{where } \gamma^2 = (x-x')^2 + \frac{D_x}{D_y}(y-y')^2 + \frac{D_x}{D_z}(z+2iB)^2, \beta = (u^2 + 4D_x\lambda)^{1/2}$$

Incorporation of reactive decay chains

For reactive decay chains, we need to solve:

$$R \frac{\partial c_i}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial x}(uc_i) - D_x \frac{\partial^2 c_i}{\partial x^2} - D_y \frac{\partial^2 c_i}{\partial y^2} - D_z \frac{\partial^2 c_i}{\partial z^2} = X(c_i) \quad (2)$$

$$X(c_i) = \begin{cases} -k_i c_i & i = 1 \\ y_i k_{i-1} c_{i-1} - k_i c_i & i = 2, 3, \dots, n \end{cases} \quad i = 1, \dots, n$$

In equation (2), R has the same value for all components i .

We employ the method of [Sun et al., 1999b] and [Sun et al., 1999a]. That is, we define a set of auxiliary concentration variables:

$$a_i = \begin{cases} c_i & i = 1 \\ c_i + \sum_{j=1}^{i-1} \left(\prod_{l=j}^{i-1} \frac{y_{l+1} k_l}{k_l - k_i} \right) c_j & i = 2, 3, \dots, n \end{cases}$$

Similarly a set of auxiliary contaminant mass discharges are defined:

$$M_{ai} = \begin{cases} M_i & i = 1 \\ M_i + \sum_{j=1}^{i-1} \left(\prod_{l=j}^{i-1} \frac{y_{l+1} k_l}{k_l - k_i} \right) M_j & i = 2, 3, \dots, n \end{cases}$$

The contaminant transport equation (1) is then solved by the methods described above with a_i, M_{ai} replacing c_i, M_i . The solution for the components c_i is then obtained from a_i, M_{ai} using:

$$c_i = \begin{cases} a_i & i = 1 \\ a_i - \sum_{j=1}^{i-1} \left(\prod_{l=j}^{i-1} \frac{y_{l+1} k_l}{k_l - k_i} \right) c_j & i = 2, 3, \dots, n \end{cases}$$

Solution with Infiltration

A solution with infiltration is obtained with the assumption that the infiltration in the contaminant source is zero, and that an infiltration with rate I occurs for $x > L_x$. There is no clean water infiltration in the source because there contaminant is leaching to groundwater.

For $x > L_x$ the solution is as described above.

For $x > L_x$ a solution is obtained by translating the source to $z_I = -\frac{I(x - L_x)}{Rnu}$ and adding an

image source at $z_I = \frac{I(x - L_x)}{Rnu}$ to simulate the top boundary condition. This is an approximate

solution. It has the properties that on the top boundary $\frac{dc}{dz} = 0$ and that the plume includes the correct mass. When the plume has migrated away from the top boundary, the solution is exact.

Probably the most correct boundary condition at the top boundary would be to set a zero contami-

nant flux boundary condition at the top boundary with $F = v_z c - D_z \frac{dc}{dz} = 0$ for $x > L_x$. With this boundary condition, the concentrations will be lower than that obtained by the GrundRisk approximate solution. The approximations made in the analytical solution are reasonable for risk assessment purposes: the mass is calculated correctly, and the concentrations are lower than if no infiltration is assumed, but higher than might occur in practice.

In this solution it is assumed that the amount of infiltration between the contaminant source and the control point is small relative to the background groundwater flow.

Aquifers of small thickness

If a large amount of infiltration occurs compared with the aquifer thickness B , then z_I approaches the aquifer thickness B . In this case, a 2-D contaminant concentration is calculated.

In this case, Hunt [Hunt, 1978] (his equation 20) and [Wexler, 1992] (his equation 77) provide a two-dimensional solution for a point source:

$$c(x, y, \infty) = \frac{\dot{M}_2 \exp\left(\frac{xu}{2D_{xx}}\right)}{2\pi n \sqrt{D_{xx} D_{yy}}} K_0\left(\gamma \sqrt{\frac{u^2}{4D_{xx}} + \lambda}\right)$$

where $\gamma = \sqrt{\frac{x^2}{D_x} + \frac{y^2}{D_y}}$, K_0 is the zero-order modified Bessel function of the second kind,

$M_2 = \int_{-\infty}^{\infty} \int_{-\infty}^{\infty} nc \, dx \, dy$ and $\dot{M}_2 = \frac{dM_2}{dt}$. Here $\dot{M}_2 = \frac{\dot{M}_3}{B}$ is the mass discharge per unit thickness of the aquifer.

The implementation is the same as for the 3-D case, with integration over the source area, sequential degradation, sorption etc.

Implementation Notes

- The solution is exact when there is zero infiltration, ie no approximations apart from numerical integration of the source have been made. When infiltration is included, the solution is a good approximation of the actual solution.
- The 2D integral must be done carefully to avoid spurious results! See <http://blogs.mathworks.com/loren/2014/02/12/double-integration-in-matlab-methods-and-handling-discontinuities-singularities-and-more/>.
- Do not try to evaluate c in the source ($x < L_x$ && $y < L_y$) with $z=0$! The concentration there is infinite! In the MATLAB implementation z is nudged to $z=-SMALL$ when $z=0$ and ($x < L_x$ && $\text{abs}(y) < L_y$). Similarly avoid calculations at $x=L_x$, where gamma is potentially zero by nudging to $x=x+SMALL$.
- As with the single component solution, numerical integration is used to sum the point sources to make an areal source. This is computationally expensive.
- The solution is limited to the case k_i not equal to k_j for any i, j . A description of this problem is available from [Dreher, 2013]. The implementation made here changes reaction rates by 0.1% if any of the rates are equal.

Antagelser ved inkludering af infiltration

Antagelserne for modellen med infiltration vil blive beskrevet i dette afsnit.

Ligning (3) beskriver, hvor langt forureningsfanen er trykt ned, Z_I , grundet infiltration.

$$Z_I = \frac{I \cdot (x - L_x)}{n \cdot u} \quad (3)$$

hvor, I er infiltrationen, x er afstanden fra den nedstrøms kant af forureningskilden til det undersøgte punkt, L_x er længden af forureningskilden, n er porøsiteten af grundvandsmagasinet og u er grundvandshastigheden.

Det antages, at det vand der kommer ned til grundvandsmagasinet via infiltrationen mellem forureningskilden og kontrolpunktet ikke ændrer på grundvandshastigheden. Dette kan retfærdiggøres da afstanden mellem forureningskilden og kontrolpunktet er lille (som regel 100 m) i forhold til størrelsen af oplandet.

Der sker ingen infiltration under forureningskilden, og forureningsfanen bliver herved først trykket ned nedstrøms forureningskildens forkant, altså når $x > L_x$. Dette sker for at simplificere modellen. Videre er det vand der siver ned til grundvandsmagasinet over forureningskilden forurennet. Antagelsen om, at forureningsfanen ikke bliver trykket ned under forureningskilden er en stor antagelse i forbindelse med lange forureningskilder, da forureningsfanen ved forkanten af forureningskilden reelt er trykket længere ned end, hvad der simuleres.

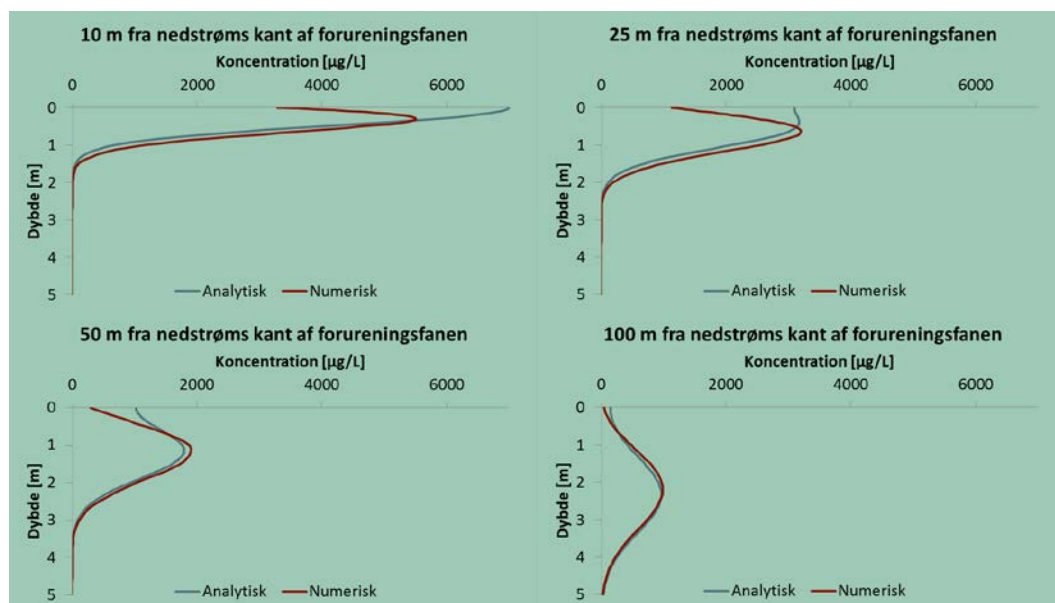
Med implementeringen af infiltrationen ved tynde grundvandsmagasiner kan der opstå en situation, hvor fanen er trykket længere ned end, hvad dybden på grundvandsmagasinet er. Har man viden om, at grundvandsmagasinet er tyndt (omkring 2 m, hvilket svarer til den undersøgte filterlængde), er det muligt at finde koncentrationen i kontrolpunktet som den fuldt opblandede koncentration over hele dybden af grundvandsmagasinet.

References

- Døssing Overheu, N., N. Tuxen, N. I. Thomsen, P. J. Binning, and P. L. Bjerg (2011), Fastlæggelse af oprensningskriterier for grundvandstruende forureninger Rep. 978-87-92779-20-5, Miljøstyrelsen.
- Dreher, R. (2013), Modified Bateman solution for identical eigenvalues, *Annals of Nuclear Energy*, 53, 427-438.
- Hunt, B. (1978), Dispersive Sources in Uniform, Ground Water Flow., *Journal of the Hydraulics Division.*, 75-85.
- Sun, Y., J. N. Petersen, and T. P. Clement (1999a), Analytical solutions for multiple species reactive transport in multiple dimensions, *Journal of Contaminant Hydrology*, 35(4), 429-440.
- Sun, Y., J. N. Petersen, T. P. Clement, and R. S. Skeen (1999b), Development of analytical solutions for multispecies transport with serial and parallel reactions, *Water Resources Research*, 35(1), 185-190.
- Wagner, J., S. A. Watts, and D. C. Kent (1985), PLUME 3D: Three-Dimensional Plumes in Uniform Ground Water Flow Rep., US EPA.
- Wexler, E. J. (1992), Analytical solutions for one-, two, and three-dimensional solute transport in ground-water systems with uniform flow Rep.

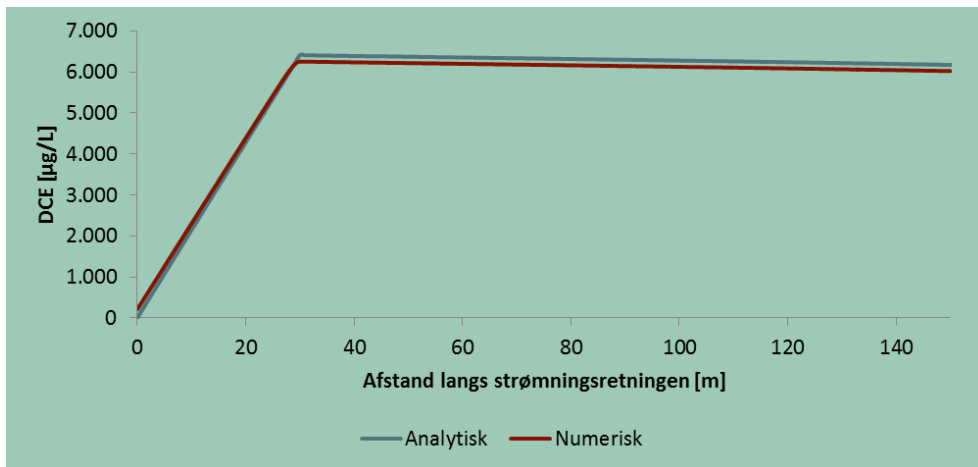
Bilag 3 Sammenligning af GrundRisk med numerisk model

For at sikre, at GrundRisk, den udviklede analytiske model, er opsat korrekt, er der blevet opsat en numerisk model. Dette er blevet gjort i programmet COMSOL Multiphysics. I Figur 27 ses sammenligning mellem de to modeller i fire forskellige punkter fra den nedstrøms kant af forureningskilden. Sammenligningen viser koncentrationerne over dybden. Det ses, at des længere fra den nedstrøms kant af forureningskilden man kommer, des bedre stemmer modellerne overens. Grunden til, at modellerne ikke stemmer overens tæt på forureningskildens nedstrøms kant er, at randbetingelserne i de to modeller ikke er ens. I den numeriske model er der benyttet nul koncentrationsflux randbetingelser, mens forureningen i den analytiske model indføres via infiltration samtidig med, at massen i grundvandsmagasinet holdes konstant. Da det interessante punkt i denne model er punktet 100 m fra den nedstrøms kant og de to modeller ved dette punkt stemmer overens godtages opsætningen af GrundRisk. Videre ses det af resultaterne, at den maksimale koncentration for de to modeller er ens for punkterne 25 m, 50 m og 100 m fra den nedstrøms kant. Ved punktet 10 m fra den nedstrøms kant ses det, at den maksimale koncentration fundet ved den analytiske model er væsentlig højere end den maksimale koncentration fundet ved brug af den numeriske model. Resultatet af denne modelsammenligning accepteres, hvilket betyder, at den analytiske model anses som værende opsat korrekt.



FIGUR 27: SAMMENLIGNING AF MODELLEN SAT OP VED BRUG AF EN ANALYTISK OG NUMERISK LØSNING. DE FIRE FORSKELLIGE GRAFER VISER KONCENTRATIONEN LANGS DYBDEN I FIRE FORSKELLIGE PUNKTER FRA DEN NEDSTRØMS KANT AF FORURENINGSKILDEN. DETTE ER GJORT FOR BENZENFORURENINGEN VED VESTERÅGADE.

Den to dimensionale analytiske model, der er inkorporeret i GrundRisk, er ligeså blevet sammenlignet med en numerisk opsat model i COMSOL Multiphysics. I dette tilfælde er randbetingelserne i de to modeller ens, og burde derfor være direkte sammenlignelige. I Figur 28 er sammenligningen mellem den analytiske og numeriske model vist. Sammenligningen er sket for DCE forureningen på Rugårdsvej, og er vist som koncentrationen langs strømningsretningen. Af figuren ses det, at de to modeller stemmer overens, og den todimensionale model er derfor accepteret.



FIGUR 28: SAMMENLIGNING MELLEM DEN TO-DIMENSIONALE LØSNING I GRUNDRISK (ANALYTISK) OG EN NUMERISK MODEL. I GRAFEN SES KONCENTRATIONEN LANGS STRØMNINGSRETNINGEN. DETTE ER GJORT FOR DCE FORURENINGEN VED RUGÅRDSVEJ.

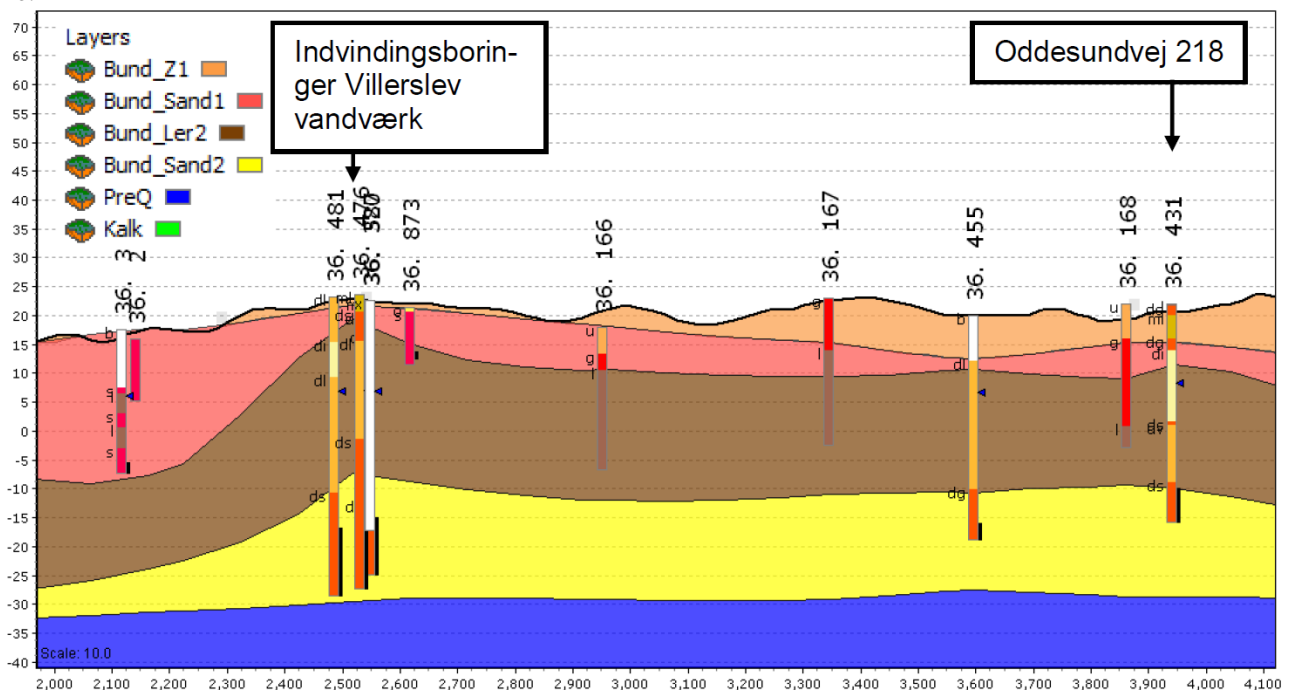
Bilag 4 Lokaltetsbeskrivelser, data og resultater

Oddesundvej 218

På Oddesundvej 218 i Snedsted har der mellem 1924 og 1999 været drevet konventionelt landbrug samt maskinstation fra 1970 og frem til 1990. De primære forureningsstoffer er bentazon, 2,4-DP og MCP. Sydvest for Oddesundvej 218 sker der indvinding af grundvand fra Villerslev vandværk.

Geologiske og hydrogeologiske forhold

Det første lag der træffes på lokaliteten er et sandet lerlag underlejret af et sandlag (Sand1) der udgør det sekundære grundvandsmagasin og som har en regional udstrækning. Herunder findes et dæklag af ler underlejret af det primære grundvandsmagasin (Sand2). Under dette sandlag ligger et prækvartær lag (indholdet er ukendt) som er underlejret af et meget dybtliggende lag kalk (Orbicon, 2013). Denne lokalitet repræsenterer således den geologiske hovedtype B. Geologien er vist i Figur 29.



FIGUR 29: GEOLOGISK TVÆRSNIT AF ODDESUNDVEJ 218 (ORBICON, 2013).

Retningen af grundvandsstrømningen er kun fundet for det sekundære magasin og kalken da data-grundlaget har været for begrænset (Orbicon, 2013). Retningen er i begge lag fundet til at være sydvestlig og dermed strømme fra Oddesundvej 218 og mod Villerslev vandværks indvindingsboringer.

Forureningssituationen

Forureningen er sket både ved en vaskeplads på lokaliteten og omkring en sivebrønd, hvor det afledte vand er blevet udledt til. Der er både fundet forurening med olieprodukter, BTEX'er og pesticider, men da olieprodukter og BTEX'er er afgrænset horisontalt i det sekundære grundvand indenfor 7 m af sivebrønden (Orbicon, 2013), fokuseres der kun på pesticider (bentazon, 2,4-DP og MCP).

Forureningen er ikke afgrænset i strømningsretningen, og der er ikke foretaget nogle målinger på det primære grundvandsmagasin omkring lokaliteten.

Parametre til Oddesundvej 218

Det grundvandsmagasin der bliver regnet på her er det sekundære grundvandsmagasin da der ligger mellem det sekundære og primære grundvandsmagasin er 10 meter, og det herved antages at ingen betydelig forurening af det primære magasin vil finde sted, jf. de vertikale fluxberegninger i Orbicon (2013). Dette betyder at alle de hydrogeologiske parametre er fra det sekundære grundvandsmagasin. Alle parametre ses i Tabel 17.

Note om parametre: Her nævnes kun de parametre der ikke har en helt klar standard, hvilket betyder at Log(kow), dispersiviteter og infiltration ikke nævnes

Specifikke parametre for forureningskilden

Alle kildekonzentrationer er fundet i det kildenære sekundære grundvand, og udtaget fra boreriger filtersat i 0,5-2,5 m.u.t. med et dertilhørende grundvandsspejl på 0,5 m.u.t. Den højeste kildekonzentration for bentazon er fundet i juni 2008. De højeste kildekonzentrationer for 2,4-D og MCPP er fundet i august 2012.

Arealet er fundet på baggrund af de vertikale fluxberegninger der er foretaget i Orbicon (2013). Her er der kun angivet kildeareal, og længden og bredden af forureningskilden er derfor fundet ved at tage kvadratroden af arealet, og herved antage, at denne er kvadratisk.

I

Tabel 18 ses de udregnede forureningsfluxe for forureningsstofferne, udregnet på baggrund af de angivne parametre i Tabel 17.

Hydrogeologiske parametre

Bulk densitet, porøsitet og fraktionen af organisk carbon er fundet fra JAGG 2.0, for akvifermateriale groft sand som det sekundære grundvandsmagasin består af. Den hydrauliske gradient og konduktiviteten er fundet på baggrund af de horisontale fluxberegninger foretaget i Orbicon (2013), og grundvandshastigheden er således blevet udregnet jf. ligning (3) i Afsnit 5.2.

Nedbrydning

Jf. undersøgelsesrapporten sker der en lille nedbrydning, men da forholdene på lokaliteten er anaerobe er nedbrydningen for alle pesticiderne forholdsvis lille. Der er her valgt at benytte den laveste anaerobe nedbrydningsrate for alle stofferne, angivet i JAGG 2.0.

TABEL 17: VALGTE PARAMETRE FOR ODDESUNDVEJ 218, SNEDSTED.

Parametre	Enhed	Værdi	Kilde
Kildekoncentration, MCP	[µg/L]	310	Orbicon (2013)
Kildekoncentration, 2,4-DP	[µg/L]	900	Orbicon (2013)
Kildekoncentration, bentazon	[µg/L]	290	Orbicon (2013)
Længde af kildeområdet	[m]	17,6	Orbicon (2013)
Bredde af kildeområdet	[m]	17,6	Orbicon (2013)
Tykkelse af grundvandsmagasinet	[m]	13	Orbicon (2013)
Bulk densitet	[g/cm ³]	1,8	JAGG 2.0
Porøsitet	[-]	0,25	JAGG 2.0
Grundvandshastighed	[m/år]	120	
- Hydraulisk gradient	[-]	0,005	JAGG 2.0
- Hydraulisk konduktivitet	[m/s]	1,89*10 ⁻⁴	JAGG 2.0
Fraktionen af organisk carbon	[-]	0,001	JAGG 2.0
log(K_{ow}), MCP	[-]	0,1	JAGG 2.0
log(K_{ow}), 2,4-DP	[-]	-0,82	JAGG 2.0
log(K_{ow}), bentazon	[-]	-0,46	JAGG 2.0
Anaerob nedbrydningsrate, MCP	[dag ⁻¹]	0,00006	JAGG 2.0
Anaerob nedbrydningsrate, 2,4-DP	[dag ⁻¹]	0,0005	JAGG 2.0
Anaerob nedbrydningsrate, bentazon	[dag ⁻¹]	0,000069	JAGG 2.0
Longitudinal dispersivitet	[m]	1	Bjerg (2013)
Transversal dispersivitet	[m]	0,01	Bjerg (2013)
Vertikal dispersivitet	[m]	0,005	Bjerg (2013)
Kommunal nettonedbør, infiltration	[mm/år]	500	JAGG 2.0

TABEL 18: UDREGNEDE FORURENINGSFLUXE VED ODDESUNDVEJ 218, SNEDSTED. DISSE ER UDREGNET UDFRA DE UDVALGTE PARAMETRE GIVET I TABEL 17.

Forureningsflux, MCPP	[g/år]	48,1
Forureningsflux, 2,4-DP	[g/år]	140
Forureningsflux, Bentazon	[g/år]	45,0

Referencer

Bjerg P. L. (2013), Lecture note: Dispersion in aquifers, Version 1.2, DTU Environment.

JAGG 2.0

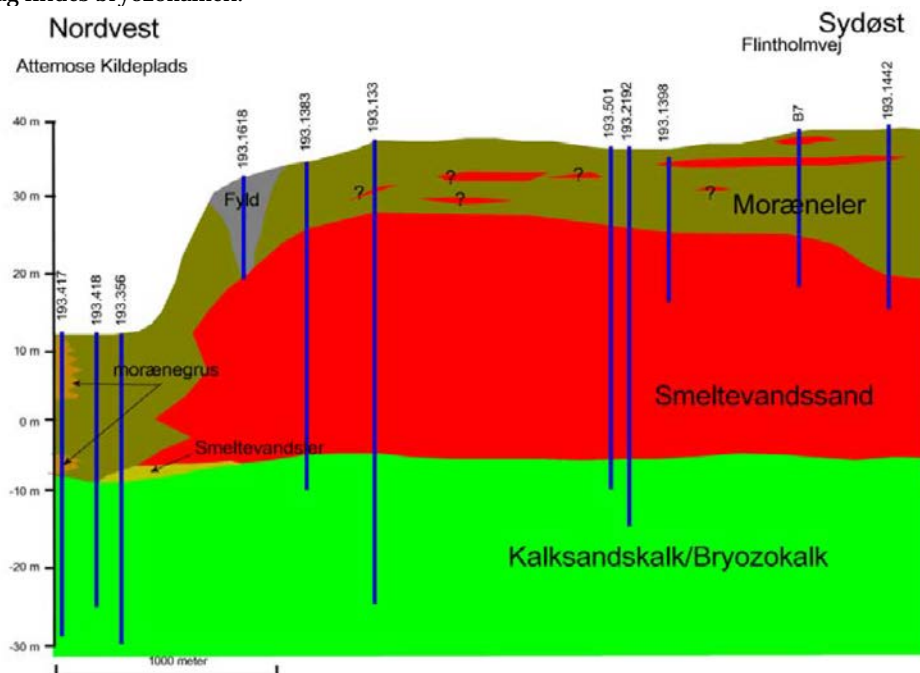
Orbicon (2013), Supplerende forureningsundersøgelse, Tidligere maskinstation. Rekvirent: Region Nordjylland

Flintholmvej 6-8

På Flintholmvej 6-8 i Allerød på Sjælland har der i mange år været drevet landbrug, og der er i den forbindelse sket en forurening med pesticider, primært MCPP og glyphosat samt dets datterprodukt AMPA. Nordvest for lokaliteten ligger en vandindvindingsboring der er tilknyttet Nørre Herlev-Freerslev vandværk og Attemose kildeplads tilhørende Københavns Energi (nu HOFOR) (Orbicon, 2013).

Geologiske og hydrogeologiske forhold

I Figur 30 ses den regionale geologi for området omkring Flintholmvej 6-8. Regionalt findes der et dæklag bestående af moræneler med en tykkelse på 10-15 meter, hvor i der kan findes indslag af sand. Dette lag underlejres af et lag smeltevandssand med en tykkelse på 20-30 meter. Under dette lag findes bryozokalken.



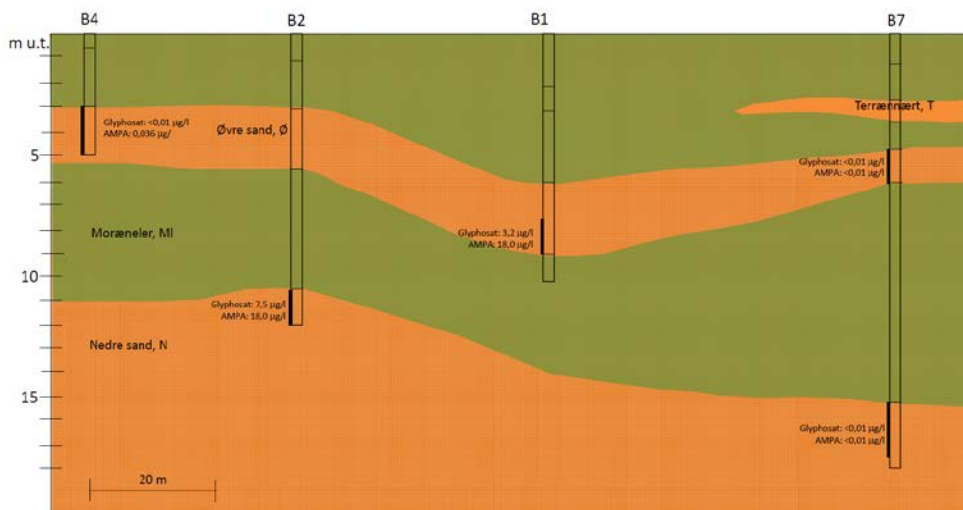
FIGUR 30: REGIONAL GEOLOGI VED FLINTHOLMVEJ 6-8 I ALLERØD (ORBICON, 2013).

Geologien mere lokalt omkring Flintholmvej 6-8 er vist i Figur 31, hvor der er et øvre lag sand midt i morænelerlaget. Orbicon (2013) vurderer, at dette lag til dels har påvirket den horisontale spredning af forureningen. Den regionale geologi er hovedtype D. Der findes ikke noget betydende sekundært grundvandsmagasin på lokaliteten, men som tidligere nævnt har Orbicon (2013) har det øvre sandlag forårsaget horisontal spredning. Det primære grundvandsmagasin udgøres af det nedre sandlag og kalken, og har en strømningsretning der er nordvestlig (Orbicon, 2013).

Forureningssituationen

Forureningsundersøgelserne har vist, at der muligvis er tale om to forureningskilder på lokaliteten, en i hver ende af vaskepladsen. Der er fundet forurening med pesticider, primært MCPP, Glyphosat og AMPA. De højeste koncentrationer er fundet i moræneleret og den øvre sandlomme. Fanen er ikke afgrænset langs strømningsretningen, og er således mere end 50 m lang (Orbicon, 2013). Figur 32 viser den tolkede fane af pesticider i grundvandet, baseret på prøver udtaget ved den nedre del af moræneleret og øvre del af det nedre sandlag.

Der er fundet indhold af MCPP i de borerer der tilhører Københavns Energi (nu HOFOR), der ligger 2,8 km nordvest for Flintholmvej 6-8 (Orbicon, 2013).



FIGUR 31: LOKALT GEOLOGISK TVÆRSNIT VED FLINTHOLMVEJ 6-8 I ALLERØD (ORBICON, 2013).



FIGUR 32: FORURENINGSUDBREDELSEN PÅ FLINTHOLMVEJ 6-8 AF PESTICIDER I MORÆNELERET OG DET NEDRE SANDLAG BASERET PÅ MÅLTE GRUNDVANDSKONCENTRATIONER (ORBICON, 2013).

Parametre til Flintholmvej 6-8

Det grundvandsmagasin der bliver regnet på her er det øvre sandlag da det er vurderet, at dette forårsager en horisontal spredning (Orbicon, 2013). Tykkelsen af det øvre sandlag er 3 m (Orbicon, 2013). Alle parametre ses i Tabel 19.

Kildespecifikke parametre

Alle kildekonzentrationer er fundet i det kildenære grundvand. Koncentrationen af glyphosat, og dermed også nedbrydningsproduktet AMPA, er udtaget fra en boring filtersat i 7-9 m.u.t., som er i det øverste lokale sandlag. Den højeste kildekonzentration af MCPP er fundet ved en geoprobesonering filtersat 9-10 m.u.t., hvilket er mellem det øvre sandlag og morænelerlaget (Orbicon, 2013). Ved Flintholmvej 6-8 er der fundet to forureningskildeområder. I de følgende beregninger er disse lagt sammen til et areal. Dette areal er fundet på baggrund af de vertikale fluxberegninger der er

foretaget i Orbicon (2013). Her er der kun angivet kildeareal, og da det fra Figur 32 kan ses, at kildeområdet (det kraftigt orange) er rektangulært, er den benyttede længde længere end bredden. I Tabel 20 ses de udregnede forureningsfluxe for forureningsstofferne, udregnet på baggrund af de angivne parametre i Tabel 19.

Hydrogeologiske parametre

Bulk densitet, porøsitet og fraktionen af organisk carbon er fundet fra JAGG 2.0, for akvifermaterialer groft sand som det øvre sandlag består af. Den hydrauliske gradient er fundet på baggrund af synkronpejling af det øvre sandlag (Orbicon, 2013). Den hydrauliske konduktivitet er fundet både på baggrund af slugtests og de horisontale fluxberegninger foretaget i Orbicon (2013), og grundvandshastigheden er således blevet udregnet jf. ligning (3) i Afsnit 5.2.

Nedbrydning

Jf. Orbicon (2013) sker der en nedbrydning af glyphosat og AMPA men ikke MCP. Forholdene på lokaliteten er anaerobe og det er således valgt at benytte den laveste anaerobe nedbrydningsrate for alle stofferne, angivet i JAGG 2.0.

TABEL 19: VALGTE PARAMETRE TIL FLINTHOLMVEJ 6-8 I ALLERØD.

Parametre	Enhed	Værdi	Kilde
Kildekoncentration, Glyphosat	[µg/L]	173	Orbicon (2013)
Kildekoncentration, AMPA	[µg/L]	80	Orbicon (2013)
Kildekoncentration, MCP	[µg/L]	211	Orbicon (2013)
Længde af kildeområdet	[m]	25	Orbicon (2013)
Bredde af kildeområdet	[m]	12	Orbicon (2013)
Tykkelse af grundvandsmagasinet	[m]	3	Orbicon (2013)
Bulk densitet	[g/cm ³]	1,8	JAGG 2.0
Porøsitet	[-]	0,25	JAGG 2.0
Grundvandshastighed	[m/år]	44,3	Orbicon (2013)
- Hydraulisk gradient	[-]	0,013	
- Hydraulisk konduktivitet	[m/s]	2,7*10 ⁻⁵	
Fraktionen af organisk carbon	[-]	0,001	JAGG 2.0
log(K_{ow}), Glyphosat	[-]	-2,17	JAGG 2.0
log(K_{ow}), AMPA	[-]	-3,2	JAGG 2.0
log(K_{ow}), MCP	[-]	0,1	JAGG 2.0
Anaerob nedbrydningsrate, Glyphosat	[dag ⁻¹]	0,03	JAGG 2.0
Anaerob nedbrydningsrate, AMPA	[dag ⁻¹]	0,002	JAGG 2.0
Anaerob nedbrydningsrate, MCP	[dag ⁻¹]	0	Orbicon (2013)
Longitudinal dispersivitet	[m]	1	Bjerg (2013)
Transversal dispersivitet	[m]	0,01	Bjerg (2013)
Vertikal dispersivitet	[m]	0,005	Bjerg (2013)

Kommunal nettonedbør, infiltration	[mm/år]	300	JAGG 2.0
---	---------	-----	----------

TABEL 20: UDREGNEDE FORURENINGSFLUXE VED FLINTHOLMVEJ 6-8 I ALLERØD. DISSE ER UDREGNET UDFRA DE UDVALGTE PARAMETRE GIVET I TABEL 19.

Forureningsflux, Glyphosat	[g/år]	15,6
Forureningsflux, AMPA	[g/år]	7,20
Forureningsflux, MCPP	[g/år]	19,0

Referencer

Bjerg P. L. (2013), Lecture note: Dispersion in aquifers, Version 1.2, DTU Environment.

JAGG 2.0

Orbicon (2013), Flintholmvej 6-8, Allerød, Afgrænsende forureningsundersøgelse af pesticidforurening. Rekvirent: Region Hovedstaden

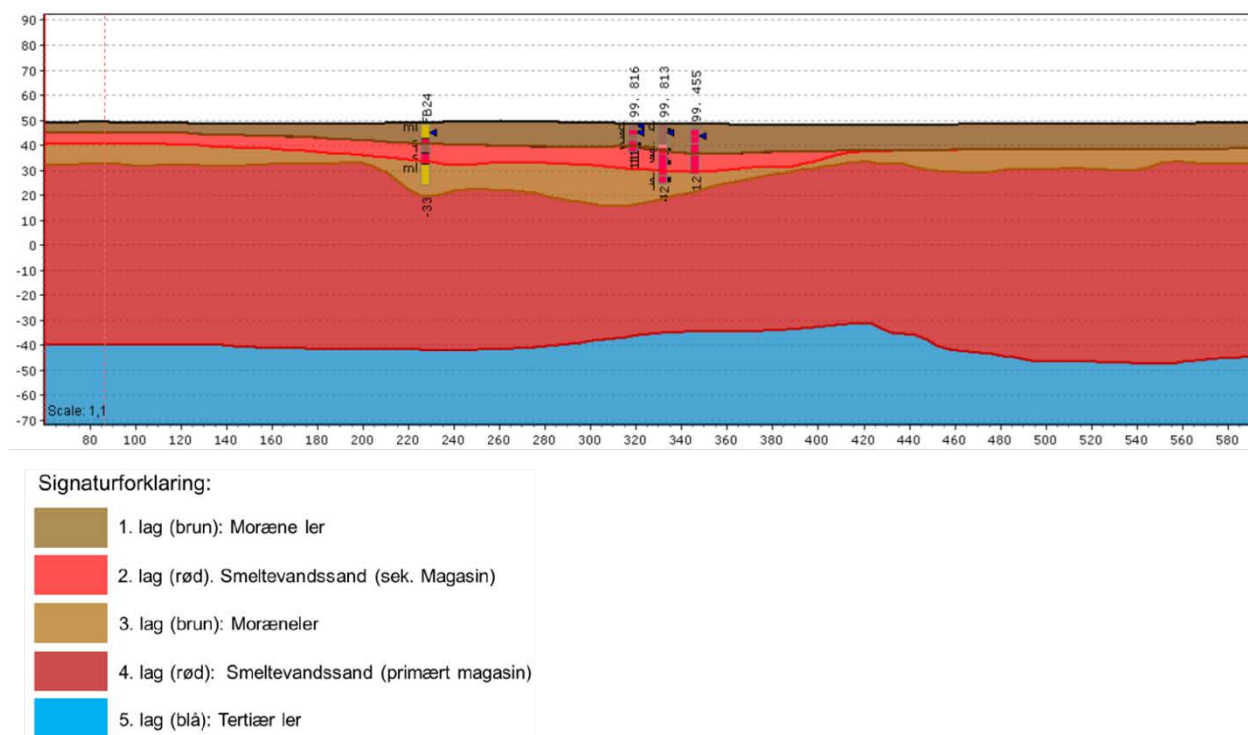
Fløjstrupvej 88

På lokaliteten Fløjstrupvej 88 i Malling har der siden 1969 og frem til 1998 været drevet skiftevis konventionelt og fritidslandbrug. I 1970'erne og frem til 1983 var der maskinstation på lokaliteten som der også har været siden 1994 og frem til nu. På lokaliteten har der indtil 1995 været indvundet vand fra egen boring. Der findes to indvindingsboringer i nærheden af lokaliteten, henholdsvis 300 m nord og 200 m sydøst for lokaliteten (Niras, 2014).

Geologiske og hydrogeologiske forhold

Geologien omkring Fløjstrupvej 88 er blevet beskrevet ved hjælp af geofysiske målinger og boreprofiler ved lokaliteten. Figur 33 viser resultatet af de geofysiske målinger, hvor der er et dæklag af moræneler på godt 10 m, efterfulgt af et omkring 5 m tykt lag smeltevandssand. Herunder findes et lag moræneler af varierende tykkelse der underlejres af et lag smeltevandssand. Laget er smeltevandssand er mellem 60-70 meter tykt, og underlejres af et lag ler (Niras, 2014). Helt lokalt ved boreprofilen til indvindingsboringen på Fløjstrupvej 88 beskrives de øverste 20 meter til at være et sandlag med flere indskud af ler (Niras, 2009), men dog bliver profilet i Figur 33 benyttet videre i udregningerne. Herved repræsenterer denne lokalitet den geologiske hovedtype B.

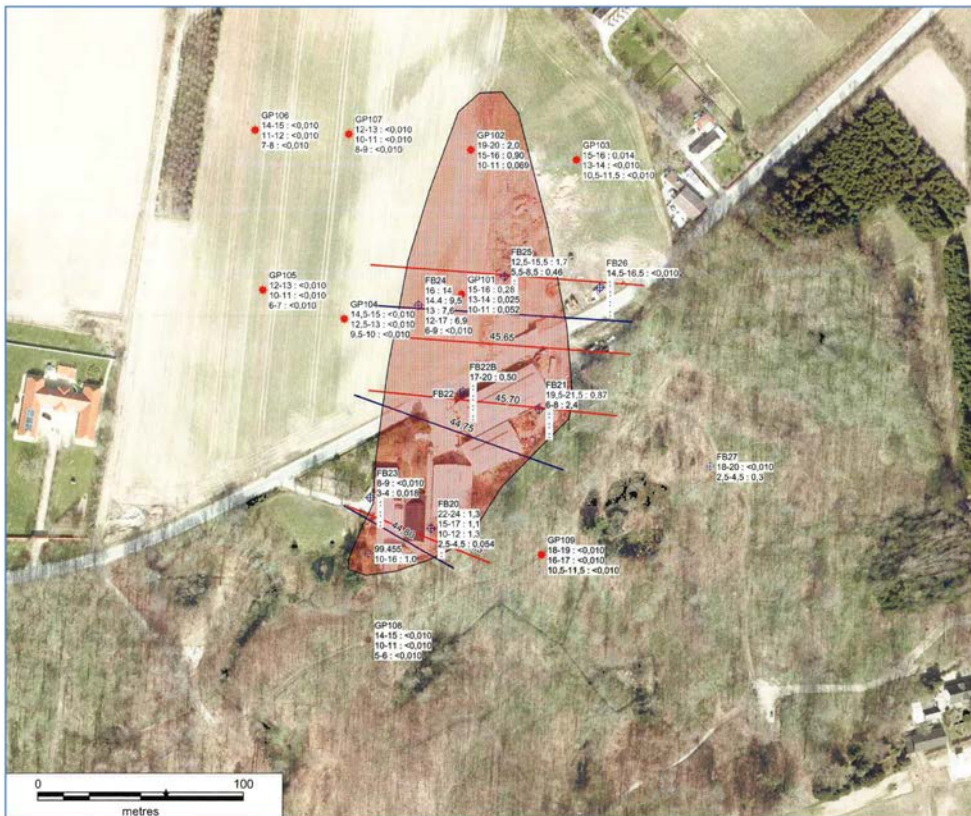
Det øverste sandlag udgør det sekundære grundvandsmagasin og det nederste det primære magasin. Strømningsretningen i det primære magasin er ukendt, da der jf. et potentiale kort fra Århus kommune er tale om, at lokaliteten ligger i en lavning. Dette betyder således, at det primært er indvindingen fra de to omkringliggende vandindvindingsboringer der styrer strømningsretningen (Niras, 2014).



FIGUR 33: TVÆRSNIT AF GEOLOGIEN OMKRING FLØJSTRUPVEJ 88, MALLING (NIRAS, 2014).

Forureningssituationen

Forureningen vurderes til at være sket ved en tidligere sprøjteparkering og vaskeplads. De primære forureningsstoffer der er fundet ved lokaliteten er BAM, bentazon, MCPD og 2,4-DP. Forureningen med pesticider har spredt sig mod nord via det sekundære grundvandsmagasin (Niras, 2014). Forureningsfanen er ikke afgrænset mod nord, og kan ses i Figur 34.



FIGUR 34: FORURENINGSFANEN AF BENTAZON PÅ FLØJSTRUPVEJ 88 I MALLING (NIRAS, 2014).

Parametre til Fløjstrupvej 88

Det grundvandsmagasin der bliver regnet på her er det sekundære grundvandsmagasin da lerlaget mellem det sekundære og primære grundvandsmagasin er 10 meter, og det herved antages, at ingen betydelig forurening af det primære magasin vil finde sted jf. Niras (2014). Dette betyder, at alle de hydrogeologiske parametre er fra det sekundære grundvandsmagasin. Alle parametre ses i Tabel 21.

Kildespecifikke parametre

Alle kildekonzentrationerne er fundet i det sekundære grundvand. Koncentrationen af MCPPE er udtaget fra en boring filtersat i 2,5-4,5 m.u.t., som er i det øverste lokale sandlag. Den højeste kildekonzentration af 2,4 DP er fundet ved en boring der er filtersat 10-12 m.u.t., og den højeste kildekonzentration for BAM og bentazon er fundet ved en boring filtersat ca. 3-5 m.u.t..

Arealet af forureningskilden er fundet på baggrund af de vertikale fluxberegninger foretaget i Niras (2014). Her er der antaget, at kilden er kvadratisk med hver side værende 10 m.

I Tabel 22 ses de udregnede forureningsfluxe for forureningsstofferne, udregnet på baggrund af de angivne parametre i Tabel 21.

Hydrogeologiske parametre

Bulk densitet, porøsitet og fraktionen af organisk carbon er fundet fra JAGG 2.0, for akvifer materialet fint sand som det sekundære grundvandsmagasin består af. Den hydrauliske gradient er fundet på baggrund af synkronpejling af det sekundære grundvandsmagasin (Niras, 2014). Den hydrauliske konduktivitet i det sekundære grundvandsmagasin er fundet på baggrund af en volumenpumpning i en af de kildene borer (Niras, 2014). Fra disse to parametre kan grundvandshastigheden i det sekundære grundvandsmagasin udregnes jf. ligning (3) i Afsnit 5.2.

Nedbrydning

Da der er fundet flere forskellige nedbrydningsstoffer i grundvandet (Niras, 2014) antages det er der forekommer nedbrydning af pesticiderne. Da iltindholdet i grundvandet er meget lavt, mindre end 1

µg/L (Niras, 2014), antages det, at der foregår anaerob nedbrydning. Herved er de benyttede nedbrydningsrater fundet fra JAGG 2.0.

TABEL 21: VALGTE PARAMETRE TIL FLØJSTRUPVEJ 88, MALLING.

Parametre	Enhed	Værdi	Kilde
Kildekoncentration, MCP	[µg/L]	1,3	Niras (2014)
Kildekoncentration, 2,4-DP	[µg/L]	11	Niras (2014)
Kildekoncentration, BAM	[µg/L]	7,6	Niras (2014)
Kildekoncentration, bentazon	[µg/L]	6,4	Niras (2014)
Længde af kildeområdet	[m]	10	Niras (2014)
Bredde af kildeområdet	[m]	10	Niras (2014)
Tykkelse af grundvandsmagasinet	[m]	5	Niras (2014)
Bulk densitet	[g/cm ³]	1,7	JAGG 2.0
Porøsitet	[-]	0,2	JAGG 2.0
Grundvandshastighed	[m/år]	54,7	Niras (2014)
- Hydraulisk gradient	[-]	0,0011	
- Hydraulisk konduktivitet	[m/s]	3*10 ⁻⁴	
Fraktion af organisk carbon	[-]	0,001	JAGG 2.0
log(K _{ow}), MCP	[-]	0,1	JAGG 2.0
log(K _{ow}), 2,4-DP	[-]	-0,82	JAGG 2.0
log(K _{ow}), BAM	[-]	0,77	JAGG 2.0
log(K _{ow}), bentazon	[-]	-0,46	JAGG 2.0
Anaerob nedbrydningsrate, MCP	[dag ⁻¹]	0,00006	JAGG 2.0
Anaerob nedbrydningsrate, 2,4-DP	[dag ⁻¹]	0,0005	JAGG 2.0
Anaerob nedbrydningsrate, BAM	[dag ⁻¹]	0,000069	JAGG 2.0
Anaerob nedbrydningsrate, bentazon	[dag ⁻¹]	0,000069	JAGG 2.0
Longitudinal dispersivitet	[m]	1	Bjerg (2013)
Transversal dispersivitet	[m]	0,01	Bjerg (2013)
Vertikal dispersivitet	[m]	0,005	Bjerg (2013)
Kommunal nettonedbør, infiltration	[mm/år]	350	JAGG 2.0

TABEL 22: UDREGNEDE FORURENINGSFLUXE VED FLØJSTRUPVEJ 88 I MALLING. DISSE ER UDREGNET UDFRA DE UDVALGTE PARAMETRE GIVET I TABEL 21.

Forureningsflux, MCP	[g/år]	0,0455
Forureningsflux, 2,4-DP	[g/år]	0,385

Forureningsflux, BAM	[g/år]	0,266
Forureningsflux, Bentazon	[g/år]	0,224

Referencer

Bjerg P. L. (2013), Lecture note: Dispersion in aquifers, Version 1.2, DTU Environment.

JAGG 2.0

Niras (2009), Malling Maskinstation, Forureningsundersøgelse. Rekvirent: Region Midtjylland.

Niras (2014), Malling Maskinstation, Videregående undersøgelser. Rekvirent: Region Midtjylland.

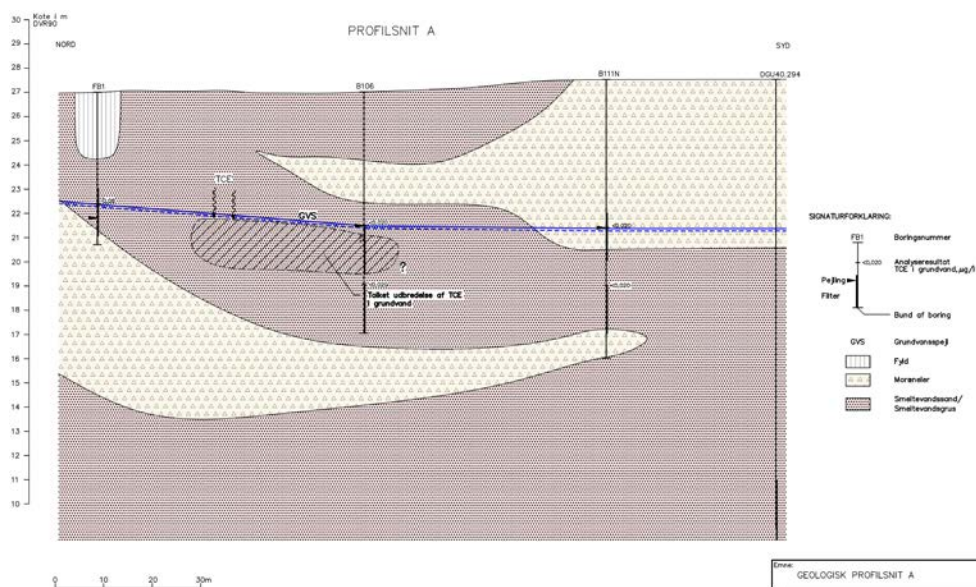
Fælledvej 4

På Fælledvej 4 i Blære, Aars, har der mellem 1962 og 1977 været foderstofvirksomhed. Herefter har der været drevet metalstøberi. Der er ved flere miljøtekniske undersøgelser fundet olieforurening under en olietank på lokaliteten og chlorerede opløsningsmidler ved et imprægneringsanlæg. Her tages der kun højde for de chlorerede opløsningsmidler. Lokaliteten ligger 90 m fra en vandindvindingsboring (DGE, 2012).

Geologiske og hydrogeologiske forhold

Geologien på lokaliteten består primært af sand. I sandet er der indslag af moræneler ned til 7 m.u.t., som det ses i Figur 35 (DGE, 2012). Denne lokalitet repræsenterer således den geologiske hovedtype C.

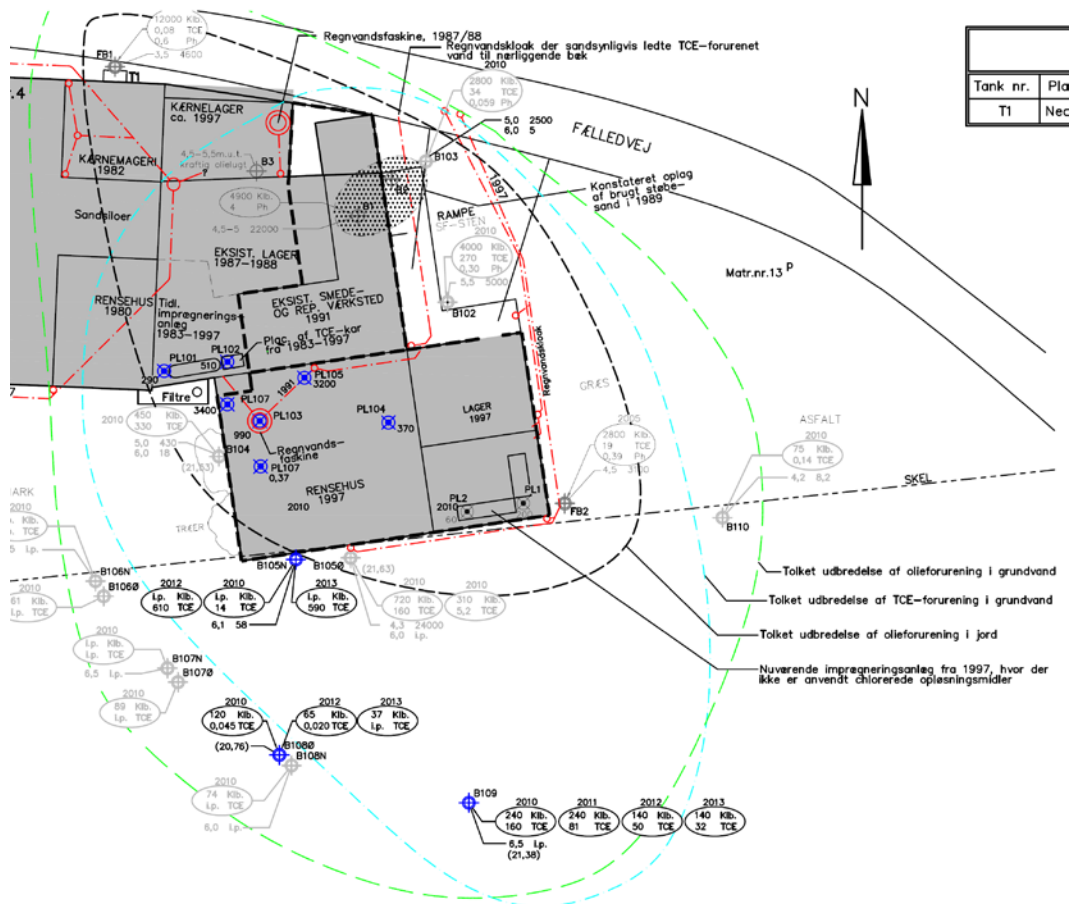
Strømningsretningen af grundvandet har tidligere været tolket som værende øst-sydøstlig men undersøgelserne beskrevet i DGE (2014) har vist, at indvindingsboringen 90 m syd for Fælledvej 4 påvirker strømningsretningen ved lokaliteten. Herved er strømningsretningen syd-sydøstlig (DGE 2014).



FIGUR 35: GEOLOGISK TVÆRSNIT LANGS STRØMNINGSRETNINGEN VED FÆLLEDVEJ 4, BLÆRE. HER ER TCE FORURENINGEN OGSÅ INDTAGET (DGE, 2012)

Forureningssituationen

DGE (2012) har angivet flere mulige kildeområder, her i blandt en nedgravet olietank, oplag ... brugt støbesand, et tidligere imprægneringsanlæg og udsivning af kølevand. Vandkoncentrationerne har vist, at der er sket en forurening med olieprodukter og TCE, samt nedbrydningsprodukterne hertil cis-DCE og VC. Jordkoncentrationer foretaget på lokaliteten har vist høje koncentrationer af gasolie (24.000 mg/kg TS). Videre viser jordkoncentrationerne, at der er tale om flere potentielle kilder af olieforureningen. Der er for TCE ikke fundet nogen decideret kilde (DGE, 2012). Forureningsfanen er afgrænset, og kan ses i Figur 36.



FIGUR 36: FORURENINGSFANER FOR TCE- OG OLIEFORURENING PÅ FÆLLEDEVEJ 4, BLÆRE (DGE 2014).

Parametre til Fælledvej 4

Det grundvandsmagasin der bliver regnet på, er det primære grundvandsmagasin, da dette er det førstkommande. Alle parametre ses i Tabel 23.

Kildespecifikke parametre

Da der ikke er fundet noget hotspot for TCE benyttes den højest målte grundvandskoncentration, der er filtersat 6,5-8,5 m.u.t.. Hertil vælges kildekonzentrationerne af cis-DCE og VC ligeledes fra samme boring og samme tid.

Arealet af forureningskilden er fundet ud fra de målte jordkoncentrationer af olie, angivet i DGE (2014). Her er der benyttet det areal, hvor koncentrationen af totale kulbrinter overskrider Miljøstyrelsens jordkvalitetskrav (100 mg/kg TS). Det samme areal benyttes til de chlorerede opløsningsmidler, da intet andet grundlag haves.

I Tabel 24 ses de udregnede forureningsfluxe for forureningsstofferne, udregnet på baggrund af de angivne parametre i Tabel 23.

Hydrogeologiske parametre

Bulk densitet, porøsitet og fraktionen af organisk carbon er fundet fra JAGG 2.0, for akvifermateriale groft sand som grundvandsmagasin består af (DGE, 2012). Da der ikke er angivet nogen konduktivitet i undersøgelsesrapporterne, men derimod en direkte grundvandshastighed på mellem 20 – 60 m/år (DGE, 2012), benyttes 40 m/år.

Nedbrydning

Da der er fundet nedbrydningsprodukter af TCE i grundvandet (DGE, 2012 og DGE, 2014) antages det, at der foregår nedbrydning af de chlorerede opløsningsmidler. Der er i undersøgelsesrapporterne ikke angivet iltindhold i grundvandet, men da nedbrydningen af TCE primært foregår under anaerobe forhold, antages det at forholdene er anaerobe. Herved er de benyttede nedbrydningsrater fundet fra JAGG 2.0.

TABEL 23: VALGTE PARAMETRE TIL FÆLLEDVEJ 4, BLÆRE.

Parametre	Enhed	Værdi	Kilde
Kildekoncentration, TCE	[µg/L]	610	DGE (2014)
Kildekoncentration, cis-DCE	[µg/L]	22	DGE (2014)
Kildekoncentration, VC	[µg/L]	0,27	DGE (2014)
Længde af kildeområdet	[m]	55	DGE (2014)
Bredde af kildeområdet	[m]	20	DGE (2014)
Tykkelse af grundvandsmagasinet	[m]	20	DGE (2012)
Bulk densitet	[g/cm ³]	1,8	JAGG 2.0
Porøsitet	[-]	0,25	JAGG 2.0
Grundvandshastighed	[m/år]	40	DGE (2012)
log(K _{ow}), TCE	[-]	2,53	JAGG 2.0
log(K _{ow}), cis-DCE	[-]	1,86	JAGG 2.0
log(K _{ow}), VC	[-]	1,62	JAGG 2.0
Fraktion af organisk carbon	[-]	0,001	JAGG 2.0
Anaerob nedbrydningsrate, TCE	[dag ⁻¹]	0,0001	JAGG 2.0
Anaerob nedbrydningsrate, cis-DCE	[dag ⁻¹]	0,0001	JAGG 2.0
Anaerob nedbrydningsrate, VC	[dag ⁻¹]	0,0004	JAGG 2.0
Longitudinal dispersivitet	[m]	1	Bjerg (2013)
Transversal dispersivitet	[m]	0,01	Bjerg (2013)
Vertikal dispersivitet	[m]	0,005	Bjerg (2013)
Kommunal nettonedbør, infiltration	[mm/år]	438	JAGG 2.0

TABEL 24: UDREGNEDE FORURENINGSFLUXE VED FÆLLEDVEJ 4 I BLÆRE. DISSE ER UDREGNET UD-FRA DE UDVALGTE PARAMETRE GIVET I TABEL 23.

Forureningsflux, TCE	[g/år]	294
Forureningsflux, DCE	[g/år]	10,6
Forureningsflux, VC	[g/år]	0,131

Referencer

Bjerg P. L. (2013), Lecture note: Dispersion in aquifers, Version 1.2, DTU Environment.

JAGG 2.0

DGE (2012), Supplerende forureningsundersøgelse, Metalstøberiet, Fælledvej. Rekvirent: Region Nordjylland.

DGE (2014), Monitoring af TCE- og olieforurening, Tidligere korn- & foderstofvirksomhed med tørreri og nuværende metalstøberi. Rekvirent: Region Nordjylland.

Vesterågade 1

På Vesterågade 1 i Kolind, har der mellem 1961 og 1986 været drevet tankstation. Miljøtekniske undersøgelser har vist, at der er sket en kraftig jord- og grundvandsforurening med benzin. De primære forureningsstoffer er benzen, toluen og xylener. 150 m fra lokaliteten findes vandindvindingsboringerne tilhørende Kolind Vandværk, og forureningen ved Vesterågade 1 udgør således en potentiel risiko for vandindvindingen i området (Nellemann, Nielsen & Rauschenberger A/S, 1997a).

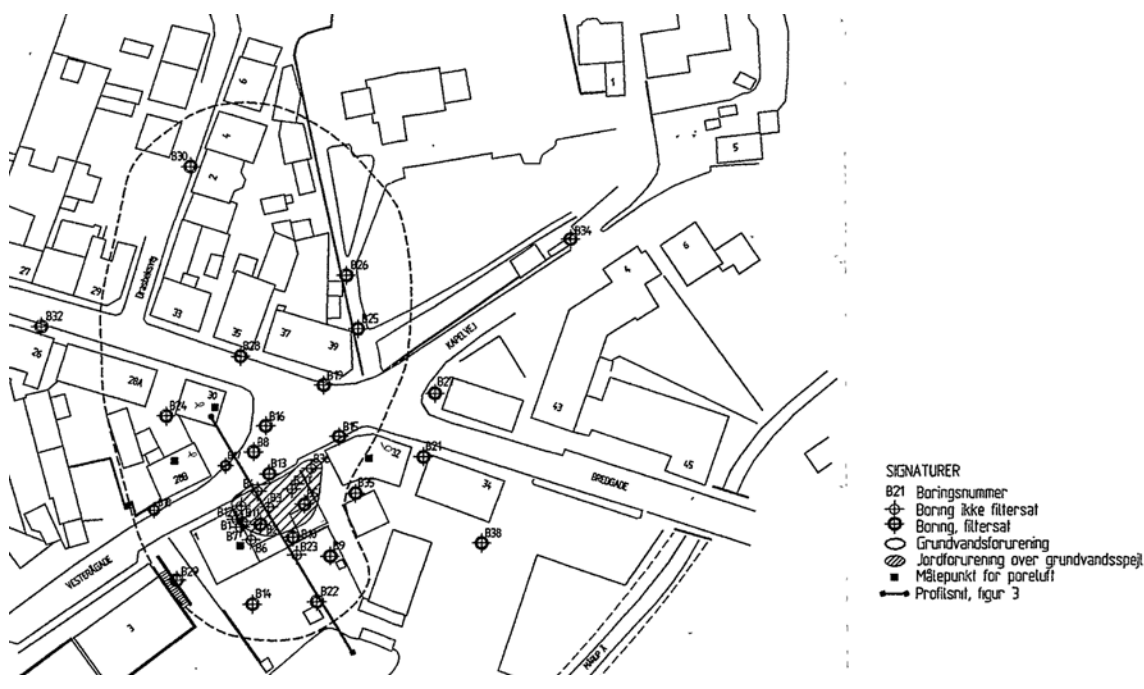
Geologiske og hydrogeologiske forhold

Geologien på lokaliteten cirka 20 m.u.t. består primært af smeltevandssand og grus, hvori der er indslag af moræneler. 30 m.u.t. træffes et lag af kalk (Nellemann, Nielsen & Rauschenberger A/S, 1997a). Lokaliteten repræsenterer således den geologiske hovedtype A.

Lokaliteten er beliggende ved et vandskel, med en primær strømningsretning mod nord. Der er en svag strømningsretning mod sydøst (Nellemann, Nielsen & Rauschenberger A/S, 1997a).

Forureningssituationen

De højeste jordkoncentrationer er fundet ved en nedgravet olietank på forpladsen. Grundvandskoncentrationerne har ligeledes vist, at der ved forpladsen træffes de højeste koncentrationer. Forureningen har primært spredt sig mod nord, men også svagt mod sydøst, jf. det tidligere nævnte vandskel. Forureningsfanen er afgrænset, og kan ses i Figur 37 (Nellemann, Nielsen & Rauschenberger A/S, 1997a).



FIGUR 37: JORD- OG GRUNDVANDSFORURENINGSFANERNE FOR VESTERÅGADE 1, KOLIND (NELLEMANN, NIELSEN & RAUSCHENBERGER A/S, 1997B).

Parametre til Vesterågade 1

Det grundvandsmagasin der bliver regnet på er det primære grundvandsmagasin, da dette er det førstkomende. Tykkelsen af grundvandsmagasinet er ikke kendt, men da laget med smeltevandssandet er cirka 30 m benyttes dette som dybden af grundvandsmagasinet. Alle parametre ses i Tabel 25 Tabel 23.

Kildespecifikke parametre

Alle kildekonzentrationer er fundet i den samme boring og ved samme tidspunkt. Denne boring er placeret i forpladsen ved hotspotområdet (Niras, 2006). Filtersætningen af boringen er ikke angivet. Arealet af forureningskilden er fundet på baggrund af de målte jordkoncentrationer, som er vist i Figur 37/figur 36.

I Tabel 26 ses de udregnede forureningsfluxe for forureningsstofferne, udregnet på baggrund af de angivne parametre i Tabel 25.

Hydrogeologiske parametre

Bulk densitet, porøsitet og fraktionen af organisk carbon er fundet fra JAGG 2.0, for akvifermateriale groft sand som grundvandsmagasinet består af (Nellemann, Nielsen & Rauschenberger A/S, 1997a). Da der ikke er angivet nogen konduktivitet i undersøgelsesrapporterne, benyttes den mest sandsynlige hydrauliske konduktivitet angivet i JAGG 2.0. Denne værdi er ligesom bulk densiteten, porøsitet og fraktionen af organisk carbon fundet for groft sand. Den hydrauliske gradient er fundet ud fra et potentialekort angivet i Nellemann, Nielsen & Rauschenberger A/S (1997b). Her falder grundvandsspejlet 2 cm på en afstand på 80 m, hvilket giver en hydraulisk gradient på 0,0025. Herved er grundvandshastigheden fundet jf. ligning (3) i Afsnit 5.2.

Nedbrydning

I undersøgelsesrapporterne er der ikke nævnt noget angående nedbrydning, og kun få data angående iltindholdet i vandet er tilgængeligt. Det data der er tilgængeligt viser, at iltindholdet er lavt (omkring 1 mg/L) (Niras, 2000), hvilket betyder, at de nedbrydningsrater der benyttes er for anaerobe forhold fundet i JAGG 2.0.

TABEL 25: VALGTE PARAMETRE TIL VESTERÅGADE 1, KOLIND.

Parametre	Enhed	Værdi	Kilde
Kildekoncentration, Benzen	[µg/L]	23.000	Niras (2006)
Kildekoncentration, Toluen	[µg/L]	32.000	Niras (2006)
Kildekoncentration, Xylener	[µg/L]	16.500	Niras (2006)
Længde af kildeområde	[m]	10	Nellemann, Nielsen & Rauschenberger A/S (1997b)
Bredde af kildeområde	[m]	20	Nellemann, Nielsen & Rauschenberger A/S (1997b)
Tykkelse af grundvandsmagasinet	[m]	30	Nellemann, Nielsen & Rauschenberger A/S (1997a)
Bulk densitet	[g/cm ³]	1,8	JAGG 2.0
Porøsitet	[-]	0,25	JAGG 2.0
Grundvandshastighed	[m/år]	63	Udregnet fra Nellemann, Nielsen & Rauschenberger A/S (1997b) JAGG 2.0
- Hydraulisk gradient	[-]	0,0025	
- Hydraulisk konduktivitet	[m/s]	2*10 ⁻⁴	
log(K _{ow}), Benzen	[-]	2,13	JAGG 2.0
log(K _{ow}), Toluen	[-]	2,73	JAGG 2.0
log(K _{ow}), Xylener	[-]	3,2	JAGG 2.0

Fraktion af organisk carbon	[-]	0,001	JAGG 2.0
Anaerob nedbrydningsrate, Benzen	[dag ⁻¹]	0,001	JAGG 2.0
Anaerob nedbrydningsrate, Toluen	[dag ⁻¹]	0,01	JAGG 2.0
Anaerob nedbrydningsrate, Xylener	[dag ⁻¹]	0,002	JAGG 2.0
Longitudinal dispersivitet	[m]	1	Bjerg (2013)
Transversal dispersivitet	[m]	0,01	Bjerg (2013)
Vertikal dispersivitet	[m]	0,005	Bjerg (2013)
Kommunal nettonedbør, infiltration	[mm/år]	313	JAGG 2.0

TABEL 26: UDREGNEDE FORURENINGSFLUXE VED VESTERÅGADE 1 I KOLIND. DISSE ER UDREGNET UDFRA DE UDVALGTE PARAMETRE GIVET I TABEL 25.

Forureningsflux, Benzen	[g/år]	188
Forureningsflux, Toluen	[g/år]	645
Forureningsflux, Xylener	[g/år]	582

Referencer

Bjerg P. L. (2013), Lecture note: Dispersion in aquifers, Version 1.2, DTU Environment.

JAGG 2.0

Nellemann, Nielsen & Rauschenberger A/S, (1997a). Rapport over afgrænsende forureningsundersøgelse – Fase 1, Oliebranchens Miljøpulje, Århus Amt.

Nellemann, Nielsen & Rauschenberger A/S, (1997b). Rapport over afgrænsende forureningsundersøgelse – Fase 2, Oliebranchens Miljøpulje, Århus Amt.

Niras, (2000). Notat vedr. supplerende vandanalyser, Oliebranchens Miljøpulje, OM SAG 8560-10-189 Vesterågade 1, Kolind.

Niras, (2006). Monitoring af grundvand og indeklima, Oliebranchens Miljøpulje, OM-SAG 8560-10-189 Vesterågade 1, Kolind.

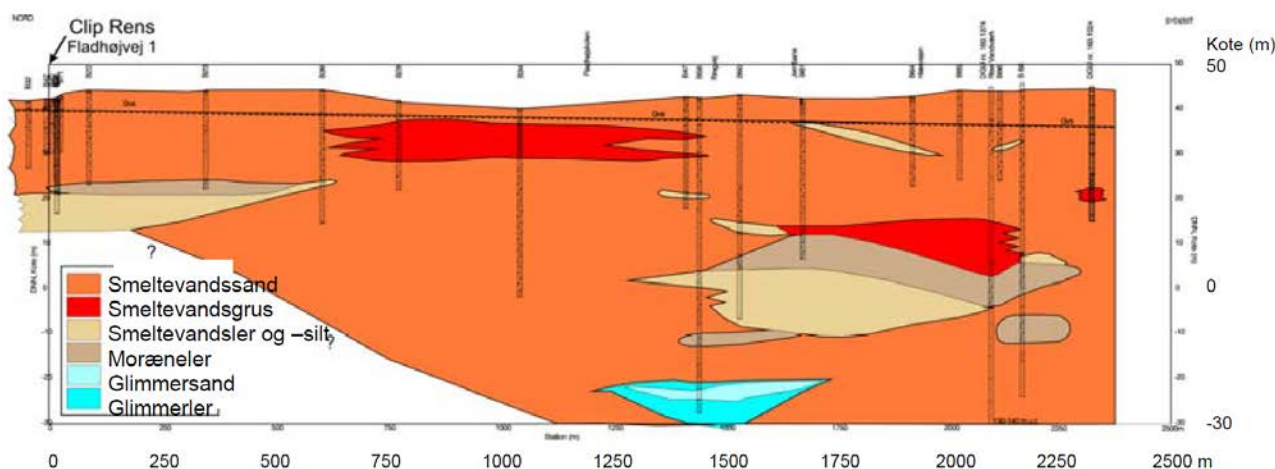
Fladhøjvej 1

Der har på Fladhøjvej 1 i Røde kro været drevet renseri fra 1964 til 2001. Der er på lokaliteten fundet forurening med de chlorerede opløsningsmidler PCE, TCE, cis-DCE og VC. Massen af de chlorerede opløsningsmidler er vurderet til at være mellem 1 og 10 tons. Nedstrøms lokaliteten findes Rise og Røde kro vandværker, og forureningen udgør derfor en risiko for grundvandsindvindingen i området (Miljøstyrelsen, 2009 og Orbicon, 2006a).

Geologiske og hydrogeologiske forhold

Geologien på lokaliteten består primært af smeltevandssand og grus. Der er dog også registreret et morænelerlag 15 m under grundvandsspejlet, som strækker sig fra lokaliteten og cirka 700 m frem (Miljøstyrelsen, 2009). I Figur 38 ses et geologisk tværsnit langs strømningens retning. Da der hovedsageligt fokuseres på lokaliteten kategoriseres geologien som hovedtype E.

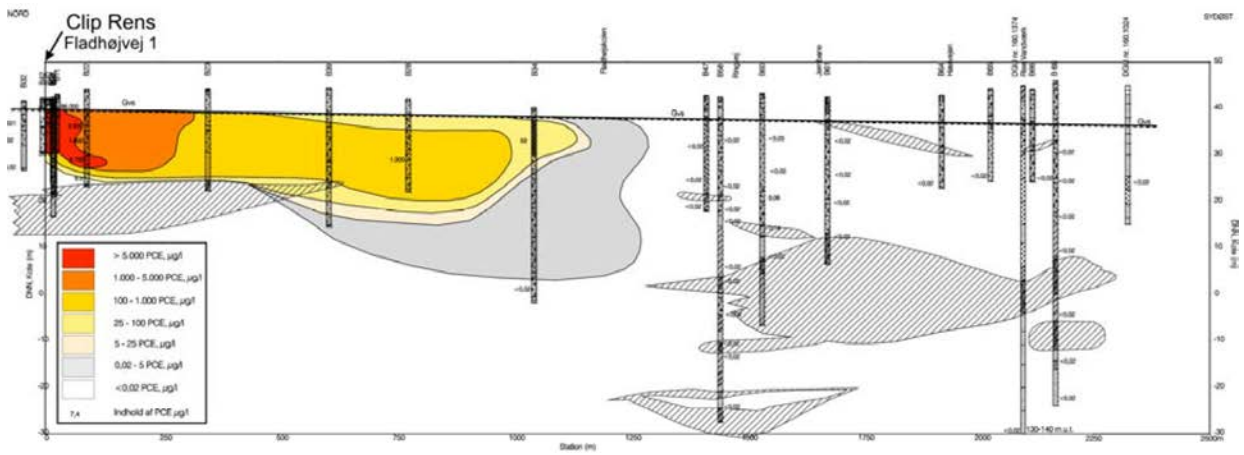
Grundvandsstrømningsretningen er de første cirka 700 m gående mod syd, hvorefter den skifter mod sydøst (Miljøstyrelsen, 2009).



FIGUR 38: GEOLOGISK TVÆRSNIT LANGS STRØMNINGSRETNINGEN VED FLADHØJVEJ 1, RØDEKRO (MILJØSTYRELSEN, 2009).

Forureningssituationen

De højeste jordkoncentrationer af PCE er fundet under den vestlige del af bygningen på lokaliteten. Videre er der fundet et lille område i den østlige del af lokaliteten der har forhøjede jordkoncentrationer, se Figur 40. Der er sket nedbrydning af PCE hele vejen til VC. Grundvandsforureningen har spredt sig langs strømningens retning og der er målt koncentrationer af VC mere end 2,5 km nedstrøms lokaliteten (Miljøstyrelsen, 2009). Forureningsfanen af PCE kan ses i Figur 39.



FIGUR 39: GRUNDVANDSFORURENINGSFANEN FOR PCE VED FLADHØJVEJ 1, RØDEKRO (MILJØSTYRELSEN, 2009).

Parametre til Fladhøjvej 1

Det grundvandsmagasin der bliver regnet på er det primære grundvandsmagasin, da dette er det førstkomende. Tykkelsen af grundvandsmagasinet der benyttes er de 15 m der er fra grundvandspejlet og ned til morænelerlaget. Herved fokuseres der kun på de første 700 m nedstrøms lokaliteten. Alle parametrene kan findes i

Tabel 27. I modelsimuleringerne vil der blive taget højde for forureningen før der sket oprensning i 2006.

Kildespecifikke parametre

Alle kildekonzentrationer er fundet i det kildenære grundvand. Tids- og målepunktet hvor alle koncentrationer af de chlorerede opløsningsmidler er for TCE, cis-DCE og VC det samme som PCE, da dette er moderproduktet. Målepunktet for PCE er valgt efter den højest observerede grundvandskoncentration i det kildenære grundvand. Dette målepunkt er filtersat 2,3-3,3 m.u.t (Orbicon, 2006a).

Kildearealet er vurderet ud fra jordkoncentrationer af PCE, der har vist et indhold der er større end jordkvalitetskriteriet angivet af Miljøstyrelsen (5 mg/kg TS), samt det estimerede oprensningsareal jf. Orbicon (2006b). Udbredelsen af jordkoncentrationerne kan ses i Figur 40.

I Tabel 28 ses de udregnede forureningsfluxe for forureningsstofferne, udregnet på baggrund af de angivne parametre i

Tabel 27.



FIGUR 40: MÅLTE JORDKONCENTRATIONER AF PCE VED FLADHØJVEJ 1, RØDEKRO. VIDERE ER OPRENSINGSOMRÅDET OGSÅ INDTEGNET (ORBICON, 2006A).

Hydrogeologiske parametre

Bulk densitet, porøsitet og fraktionen af organisk carbon er fundet fra JAGG 2.0, for akvifermateriale groft sand som grundvandsmagasin består af (Orbicon, 2006a). Den hydrauliske konduktivitet er fundet ved brug af pumpeforsøg og flowlogs i boringer installeret på lokaliteten. Her blev der fundet værdier på mellem $5 \cdot 10^{-3}$ og $5 \cdot 10^{-5}$ m/s (Orbicon, 2006a). Herved er der benyttet en værdi på $5 \cdot 10^{-4}$ m/s. Den hydrauliske gradient varierer mellem 0,05-0,2 % (Orbicon, 2006a). I udregningerne er der benyttet en værdi på 0,2 %. Grundvandshastigheden er således fundet ved brug af ligning (3) i Afsnit 5.2.

Nedbrydning

Orbicon (2006a) vurderer, at der sker nedbrydning af de chlorerede stoffer, men at der er aerobe forhold i den øverste del af grundvandet. Dog vurderes det, at de primære forhold er anaerobe. Videre nævnes der også, at forholdene for nedbrydning generelt er zoneopdelte, men da modellen ikke kan tage højde for dette, antages det, at der foregår anaerob nedbrydning i de simuleringer der beskrives i denne rapport. Hertil vælges da de anaerobe rater der er angivet i JAGG 2.0.

TABEL 27: PARAMETRE VALGT TIL LOKALITETEN FLADHØJVEJ 1, RØDEKRO.

Parametre	Enhed	Værdi	Kilde
Kildekoncentration, PCE	[µg/L]	96.000	Orbicon (2006a)
Kildekoncentration, TCE	[µg/L]	5.900	Orbicon (2006a)
Kildekoncentration, cis-DCE	[µg/L]	1.017	Orbicon (2006a)
Kildekoncentration, VC	[µg/L]	2,2	Orbicon (2006a)
Længde af kildeområdet	[m]	40	Orbicon (2006b)
Bredde af kildeområdet	[m]	20	Orbicon (2006b)
Tykkelse af grundvandsmagasinet	[m]	15	Orbicon (2006b)
Bulk densitet	[g/cm ³]	1,8	JAGG 2.0
Porøsitet	[-]	0,25	JAGG 2.0
Grundvandshastighed	[m/år]	126	Orbicon (2006a)
- Hydraulisk gradient	[-]	0,002	
- Hydraulisk konduktivitet	[m/s]	5*10 ⁻⁴	
log(K _{ow}), PCE	[-]	2,88	JAGG 2.0
log(K _{ow}), TCE	[-]	2,53	JAGG 2.0
log(K _{ow}), cis-DCE	[-]	1,86	JAGG 2.0
log(K _{ow}), VC	[-]	1,62	JAGG 2.0
Fraktion af organisk carbon	[-]	0,001	JAGG 2.0
Anaerob nedbrydningsrate, PCE	[dag ⁻¹]	0,0005	JAGG 2.0
Anaerob nedbrydningsrate, TCE	[dag ⁻¹]	0,0001	JAGG 2.0
Anaerob nedbrydningsrate, cis-DCE	[dag ⁻¹]	0,0001	JAGG 2.0
Anaerob nedbrydningsrate, VC	[dag ⁻¹]	0,0004	JAGG 2.0
Longitudinal dispersivitet	[m]	1	Bjerg (2013)
Transversal dispersivitet	[m]	0,01	Bjerg (2013)
Vertikal dispersivitet	[m]	0,005	Bjerg (2013)
Kommunal nettonedbør, infiltration	[mm/år]	540	JAGG 2.0

Tabel 28: Udregnede forureningsfluxe ved Fladhøjvej 1 i Røde Kro. Disse er udregnet ud fra de udvalgte parametre givet i

TABEL 27.

Forureningsflux, PCE	[g/år]	41.472
Forureningsflux, TCE	[g/år]	2.549
Forureningsflux, DCE	[g/år]	439
Forureningsflux, VC	[g/år]	0,950

Referencer

Bjerg P. L. (2013), Lecture note: Dispersion in aquifers, Version 1.2, DTU Environment.

JAGG 2.0

Miljøstyrelsen, 2009. Vurdering af naturlig nedbrydning af PCE I grundvandsmagasinet ved isotopfraktionering, miljøprojekt nr. 1262.

Orbicon, (2006a). Tidligere renseri, Clip Renseriernes A/S Fladhøjvej 1, Fanekortlægning og risikovurdering, Rødekro, Hedeselskabet.

Orbicon, (2006b). Tidligere renseri, Clip Renseriernes A/S Fladhøjvej 1 Kortlægning af forureningsspredning, Rødekro, Hedeselskabet.

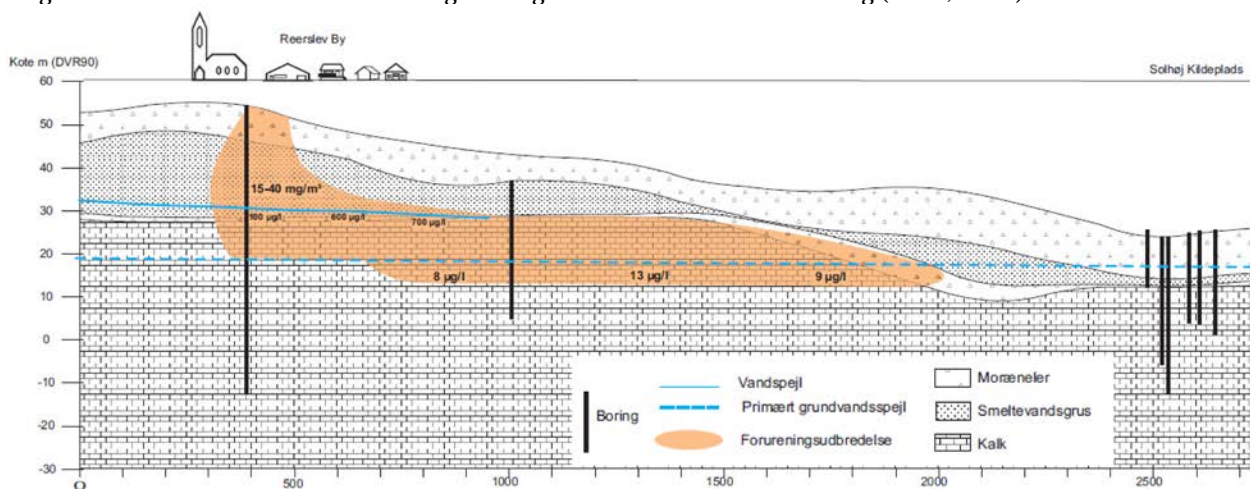
MW Gjøes Vej 8

På lokaliteten MW Gjøes Vej 8 i Reerslev har der fra 1956 til 1977 været drevet pelsrenseri, hvortil der har været benyttet PCE. Det vurderes, at der er spildt mellem 3 og 10 tons. Det antages, at bortskaffelsen af PCE er sket ved udhældning på jorden. Der er fundet koncentrationer af TCE og VC der er nedbrydningsprodukter af PCE (Niras, 2009).

Geologiske og hydrogeologiske forhold

Geologien på lokaliteten er beskrevet ved et 6 til 10 m tykt morænelerlag, efterfulgt af et cirka 20 m tykt lag smeltevandsformation bestående af sand, sten og grus. Dette lag overligger et tyndt lag moræneler, der overligger Danien kalken i området (Niras, 2008). Herved kan geologien i området beskrives som hovedtype D. Figur 41 viser et geologisk tværsnit for lokaliteten samt den observerede forureningsfane af chlorerede opløsningsmidler.

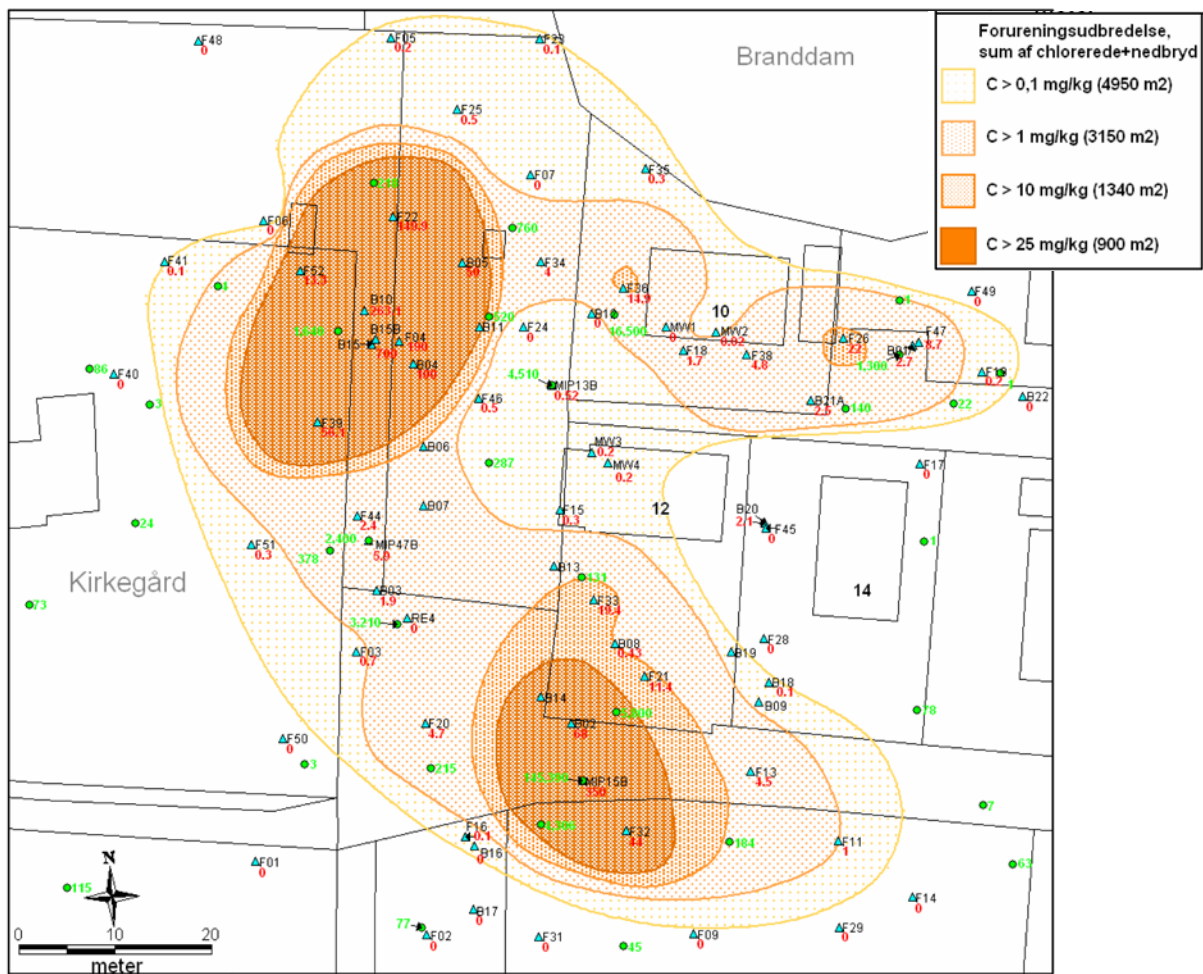
Der er et få meter tykt sekundært grundvandsmagasin i smeltevandsformationen umiddelbart lige over det nederste lerlag. I kalken er der en umættet zone som er godt 8 m tyk, hvorefter det primære grundvandsmagasin kommer. Det antages, at det sekundære magasin har kontakt til det primære magasin nedstrøms lokaliteten. Strømningsretningen ved lokaliteten er nordøstlig (Niras, 2008).



FIGUR 41: GEOLOGISK TVÆRSNIT VED MW GJØES VEJ 8, REERSLEV (NIRAS, 2009).

Forureningsituationen

Der er fundet to områder med jordkoncentrationer af chlorerede opløsningsmidler der overgår miljøstyrelsens kvalitetskriterie for PCE i jord (5 mg/kg). Det er ikke vist, hvorvidt de to områder hænger sammen grundet et nuværende afværgeanlæg (Niras, 2008). Figur 42 viser de målte jordkoncentrationer af chlorerede opløsningsmidler.



FIGUR 42: MÅLTE JORDKONCENTRationer AF CHLOREREDE OPLØSNINGSMIDLER VED MW GJØES VEJ 8 REERSLEV (ORBICON, 2008).

Parametre til MW Gjøes Vej 8

Det grundvandsmagasin der bliver regnet på er det sekundære grundvandsmagasin, da dette er det førstkommande, og det ligeledes forventes, at dette sekundære grundvandsmagasin har kontakt til det primære grundvandsmagasin. Tykkelsen af grundvandsmagasinet der benyttes er 4 m, hvilket er vurderet ud fra Figur 41. Alle parametrene kan findes i Tabel 29.

Kildespecifikke parametre

Alle kildekonzentrationer er fundet i det kildenære grundvand. Tids- og målepunktet hvor alle koncentrationer af de chlorerede opløsningsmidler er taget, er for TCE og DCE det samme som PCE, da dette er moderproduktet. Målepunktet for PCE er valgt efter den højest observerede koncentration i det kildenære grundvand. Dette målepunkt er filtersat 3,0-5,0 m.u.t (Krüger, 2004).

Kildearealet er vurderet ud fra jordkoncentrationer af chlorerede opløsningsmidler, der har vist et indhold der er større end jordkvalitetskriteriet for PCE angivet af Miljøstyrelsen (5 mg/kg TS). Disse er givet i Niras (2008) i niveauer på 0,1, 1, 10 og 25 mg/kg TS. Herved benyttes det areal der er angivet for koncentrationer på 10 mg/kg TS. Dette areal er angivet til at være 1340 m². Som det ses af Figur 42 er kilden rektangulær, og længden bliver således 45 m og bredden 30 m.

I Tabel 30 ses de udregnede forureningsfluxe for forureningsstofferne, udregnet på baggrund af de angivne parametre i Tabel 29.

Hydrogeologiske parametre

Bulk densitet, porøsitet og fraktionen af organisk carbon er fundet fra JAGG 2.0, for akvifermaterialer groft sand som grundvandsmagasinet består af (Niras, 2008). Da der ikke er angivet nogen konduktivitet i undersøgelserapporterne, benyttes den mest sandsynlige hydrauliske konduktivitet angivet i JAGG 2.0. Denne værdi er ligesom bulk densiteten, porøsitet og fraktionen af organisk carbon fundet for groft sand. Den hydrauliske gradient er fundet ud fra et potentialekort angivet i Niras (2008). Her falder grundvandsspejlet 6 cm på en afstand på 367 m, hvilket giver en hydraulisk gradient på 0,16 %.

Nedbrydning

Der er fundet tilstedeværelse af nedbrydningsprodukter for PCE, og herved antages det, at der sker nedbrydning af de chlorerede stoffer. Hertil vælges de anaerobe rater der er angivet i JAGG 2.0.

TABEL 29: PARAMETRE VALGT TIL LOKALITETEN MW GJØES VEJ 8, REERSLEV.

Parametre	Enhed	Værdi	Kilde
Kildekoncentration, PCE	[µg/L]	97.000	Krüger (2004)
Kildekoncentration, TCE	[µg/L]	200	Krüger (2004)
Kildekoncentration, cis-DCE	[µg/L]	4.000	Krüger (2004)
Kildekoncentration, VC	[µg/L]	0	Krüger (2004)
Længde af kildeområdet	[m]	45	Niras (2008)
Bredde af kildeområdet	[m]	30	Niras (2008)
Tykkelse af grundvandsmagasinet	[m]	4	Niras (2008)
Bulk densitet	[g/cm ³]	1,8	JAGG 2.0
Porøsitet	[-]	0,25	JAGG 2.0
Grundvandshastighed	[m/år]	40,4	Niras (2009) JAGG 2.0
- Hydraulisk gradient	[-]	0,0016	
- Hydraulisk konduktivitet	[m/s]	2*10 ⁻⁴	
log(K _{ow}), PCE	[-]	2,88	JAGG 2.0
log(K _{ow}), TCE	[-]	2,53	JAGG 2.0
log(K _{ow}), cis-DCE	[-]	1,86	JAGG 2.0
log(K _{ow}), VC	[-]	1,62	JAGG 2.0
Fraktion af organisk carbon	[-]	0,001	JAGG 2.0
Anaerob nedbrydningsrate, PCE	[dag ⁻¹]	0,0005	JAGG 2.0
Anaerob nedbrydningsrate, TCE	[dag ⁻¹]	0,0001	JAGG 2.0
Anaerob nedbrydningsrate, cis-DCE	[dag ⁻¹]	0,0001	JAGG 2.0
Anaerob nedbrydningsrate, VC	[dag ⁻¹]	0,0004	JAGG 2.0
Longitudinal dispersivitet	[m]	1	Bjerg (2013)
Transversal dispersivitet	[m]	0,01	Bjerg (2013)

Vertikal dispersivitet	[m]	0,005	Bjerg (2013)
Kommunal nettonedbør, infiltration	[mm/år]	250	JAGG 2.0

TABEL 30: UDREGNEDE FORURENINGSFLUXE VED MW GJØES VEJ 8 I REERSLEV. DISSE ER UDREGNET UDFRA DE UDVALGTE PARAMETRE GIVET I TABEL 29.

Forureningsflux, PCE	[g/år]	32.738
Forureningsflux, TCE	[g/år]	67,5
Forureningsflux, DCE	[g/år]	1.350
Forureningsflux, VC	[g/år]	0

Referencer

Bjerg P. L. (2013), Lecture note: Dispersion in aquifers, Version 1.2, DTU Environment.

JAGG 2.0

Krüger, (2004). MW Gjøes Vej, Reerslev, Supplerende undersøgelse af lerformation, Veolia Water.

Krüger, (2005). MW Gjøes Vej, Reerslev, Skidseprojekt for afværgelse af kilden, Veolia Water.

Niras, (2008). MW Gjøes Vej, Reerslev, Forklassificeringsundersøgelse, Koncern Miljø, Region Hovedstaden.

Niras, (2009). MW Gjøes Vej, Reerslev, Indsamling, systematisering og vurdering af data, Koncern Miljø, Region Hovedstaden.

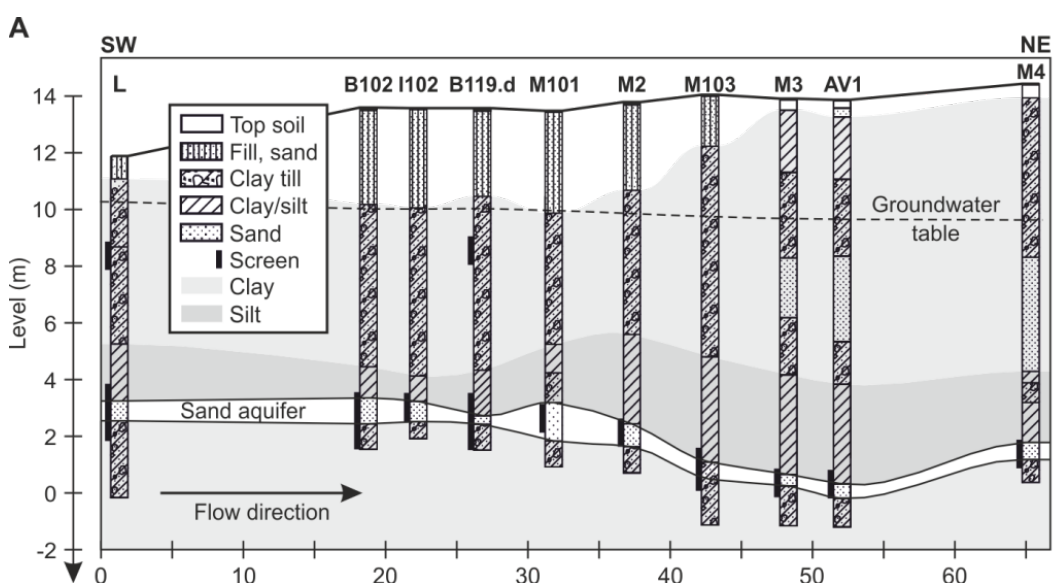
Rugårdsvej 234-238

På Rugårdsvej 234-238 i Odense har der mellem 1951 og 1989 været drevet maskinfabrik, hvor der i denne forbindelse er blevet benyttet TCE. Dog er der sket så meget nedbrydning, at det nu primært er DCE og VC der er forurenet med. Størrelsen af restforureningen af chlorerede opløsningsmidler er vurderet til at være 100 kg (Jørgensen et al., 2007).

Geologiske og hydrogeologiske forhold

Den regionale geologi i området beskriver et primært grundvandsmagasin af smeltevandssand og grus der er overlejret af 25-30 m moræneler. Lokalt findes der et 1 m tykt sekundært magasin bestående af fint- til mellemkornet smeltevandssand. Det sekundære magasin findes cirka 12 m.u.t., og er overlejret af fyld og moræneler med indslag af sand, samt smeltevandssilt og - ler (Jørgensen et al., 2007a & Jørgensen et al., 2007b). Figur 43 viser et geologisk tværsnit. Geologien på Rugårdsvej 234-238 kategoriseres som hovedtype B.

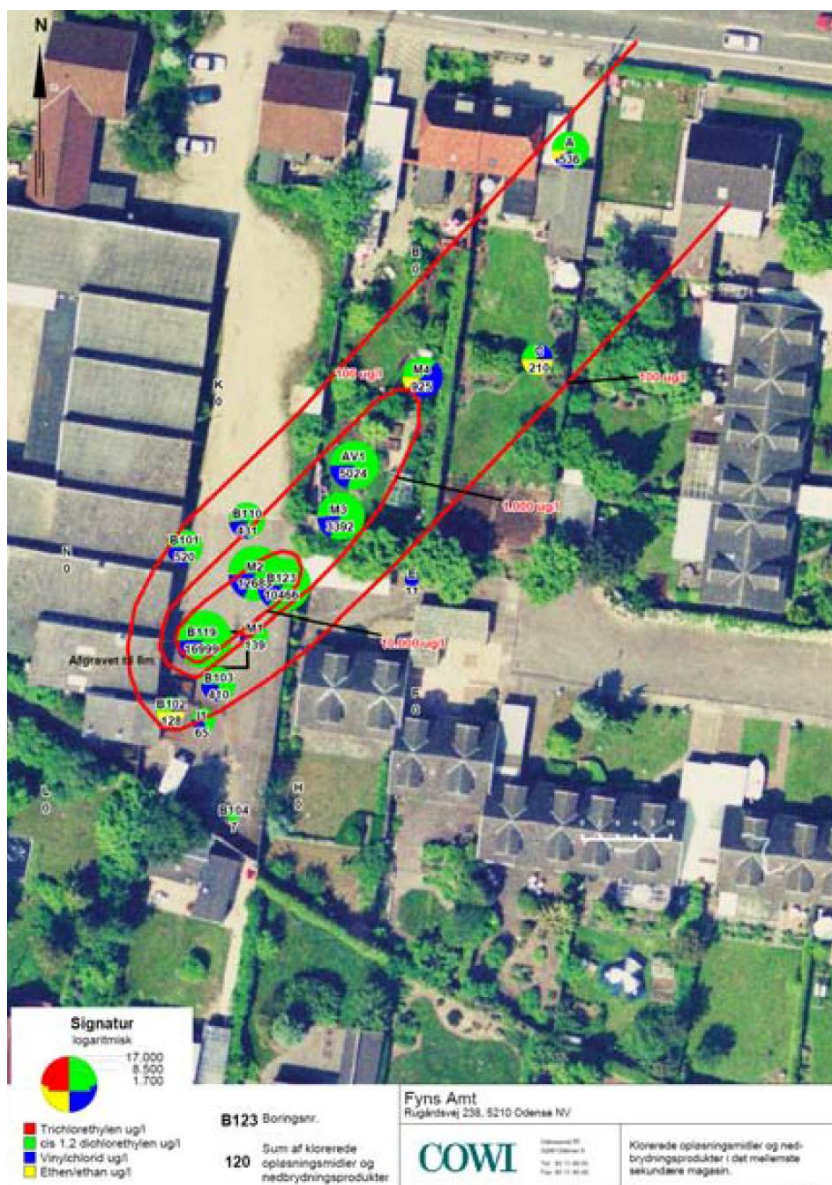
Strømningsretningen i det sekundære magasin er nordøstlig, og den vertikale gradient er nedadgående (Jørgensen et al., 2007b).



FIGUR 43: GEOLOGISK TVÆRSNIT AF RUGÅRDSVEJ 234-238 I ODENSE (MODIFICERET FRA SCHEUTZ ET AL., 2008).

Forureningssituationen

De højeste jordkoncentrationer af chlorerede opløsningsmidler der er målt på lokaliteten viser, at omkring 95 % af det samlede forureningsindhold består af DCE (Jørgensen et al., 2007b). Som tidligere beskrevet har det oprindelige spild været med TCE, men da der er foregået nedbrydning af TCE til DCE og VC er det herved disse to stoffer der udgør den primære forurening både i jorden og grundvandet. Både jord- og grundvandskoncentrationerne er vist i Figur 44.



FIGUR 44: FORURENINGSFANE AF TCE, DCE OG VC VED RUGÅRDSVEJ 234-238 I ODENSE (JØRGENSEN ET AL., 2007).

Parametre til Rugårdsvej

Det grundvandsmagasin der vil blive foretaget beregninger på er det sekundære grundvandsmagasin med en tykkelse på 1 m. Dette skyldes det 20 m tykke morænelerlag med kun få indslag af sand. En videre nedsivning til det primære akvifer sker jf. Jørgensen (2007b). Videre vil der kun blive taget højde for forurening med DCE og VC, da de observerede grundvandskoncentrationer med TCE er væsentlig mindre end dem for DCE og VC (140 µg/L mod henholdsvis 22.000 µg/L og 4.700 µg/L). Alle parametrene kan findes i Tabel 31. Der er i simuleringerne taget højde for forureningssituationen med en konstant forureningskilde, og der ses derfor bort fra at kilden blev fjernet i 2007.

Kildespecifikke parametre

Kildekoncentrationerne for DCE og VC er fundet der, hvor grundvandskoncentrationen af DCE er højest. Denne er højest i det sekundære grundvandsmagasin og boringen er filtersat 10-12 m.u.t.. Da VC er datterproduktet af DCE, er koncentrationen af denne fundet ved samme tidspunkt og boring som DCE. Arealet af forureningskilden er fundet ud fra de høje jord- og grundvandskoncentrationer (se Figur 44) samt det planlagte indsatsområde jf. Jørgensen et al. (2007a).

I Tabel 32 ses de udregnede forureningsfluxe for forureningsstofferne, udregnet på baggrund af de angivne parametre i Tabel 31.

Hydrogeologiske parametre

Bulk densitet, porøsitet og fraktionen af organisk carbon er fundet fra JAGG 2.0, for akvifermateriale mellemkornet sand som grundvandsmagasinet består af (Jørgensen et al., 2007a og Jørgensen et al., 2007b). Den hydrauliske konduktivitet er fundet på baggrund af den angivne tranmissivitet i Jørgensen et al. (2007a) og med viden om, at akviferen er 1 m tyk. Den hydrauliske gradient er fundet for det sekundære grundvandsmagasin jf. Jørgensen et al. (2007a) og Jørgensen et al. (2007b).

Nedbrydning

Der har forgået og forgår nedbrydning af TCE, DCE og VC. Iltforholdene omkring lokaliteten er generelt under 1 mg/L (Jørgensen et al., 2007a), og herved vælges de anaerobe nedbrydningsrater fra JAGG 2.0.

TABEL 31: PARAMETRE VALGT TIL LOKALITETEN RUGÅRDSVEJ 234-238, ODENSE.

Parametre	Enhed	Rugårdsvej	Kilde
Kildekoncentration, DCE	[µg/L]	22.000	Jørgensen et al. (2007a)
Kildekoncentration, VC	[µg/L]	4.700	Jørgensen et al. (2007a)
Længde af kildeområdet	[m]	30	Jørgensen et al. (2007a)
Bredde af kildeområdet	[m]	10	Jørgensen et al. (2007a)
Tykkelse af grundvandsmagasinet	[m]	1	Jørgensen et al. (2007b)
Bulk densitet	[g/cm ³]	1,8	JAGG 2.0
Porøsitet	[-]	0,25	JAGG 2.0
Grundvandshastighed	[m/år]	126	Jørgensen et al. (2007b) Jørgensen et al. (2007a)
- Hydraulisk gradient	[-]	0,0125	
- Hydraulisk konduktivitet	[m/s]	8*10 ⁻⁵	
log(K _{ow}), DCE	[-]	1,86	JAGG 2.0
log(K _{ow}), VC	[-]	1,62	JAGG 2.0
Fraktion af organisk carbon	[-]	0,001	JAGG 2.0
Anaerob nedbrydningsrate, DCE	[dag ⁻¹]	0,0001	JAGG 2.0
Anaerob nedbrydningsrate, VC	[dag ⁻¹]	0,0004	JAGG 2.0
Longitudinal dispersivitet	[m]	1	Bjerg (2013)
Transversal dispersivitet	[m]	0,01	Bjerg (2013)
Vertikal dispersivitet	[m]	0,005	Bjerg (2013)
Kommunal nettonedbør, infiltration	[mm/år]	300	JAGG 2.0

TABEL 32: UDREGNEDE FORURENINGSFLUXE VED RUGÅRDSVEJ 234-238 I ODENSE. DISSE ER UDREGNET UDFRA DE UDVALGTE PARAMETRE GIVET I TABEL 31.

Forureningsflux, DCE	[g/år]	1.980
Forureningsflux, VC	[g/år]	423

Referencer

Bjerg P. L. (2013), Lecture note: Dispersion in aquifers, Version 1.2, DTU Environment.

JAGG 2.0

Jørgensen T. H., Nielsen L., Berger H., Scheutz C., Jakobsen R., Bjerg P. L., Durant N. D., Cox E., Mossing C. H., Jacobsen C. S. & Rasmussen P., (2007a), Forundersøgelser til pilotprojekt om stimuleret reduktiv deklorering. Miljøprojekt Nr. 1146, Miljøstyrelsen.

Jørgensen T. H., Nissen L., Nielsen L., Petersen P. A., Hansen M. H., Scheutz C., Jakobsen R., Bjerg P. L., Larsen T. H., Durant N. D., Cox E. & Rasmussen P., (2007b), Pilotprojekt med stimuleret in situ reduktiv deklorering – Hovedrapport, Miljøprojekt Nr. 1148, Miljøstyrelsen.

Scheutz C., Durant N. D., Dennis P., Hansen M. H., Jørgensen T., Jakobsen R., Cox E. E. & Bjerg P. L., (2008), Concurrent Ethene Generation and Growth of Dehalococoides Containing Vinyl Chloride Reductive Dehalogenase Genes During an Enhanced Reductive Dechlorination Field Demonstration, Environmental Science Technology, vol. 42, nr. 24, side 9302-9309.

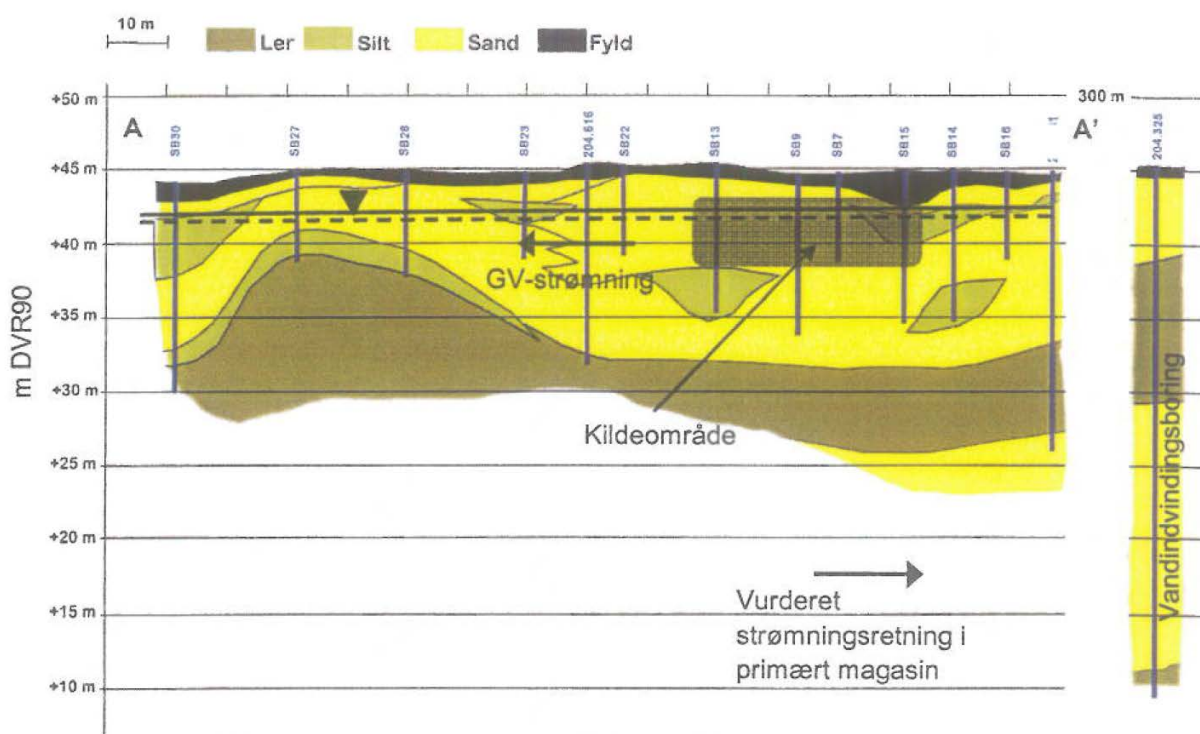
Møllemarksvej 2

På lokaliteten Møllemarksvej 2, Ruds Vedby har der tidligere været en tankstation. Denne lukkede i 2005, men det vides ikke, hvornår forureningen er fundet sted. Det er vurderet, at der er flere tons benzin er blevet spildt. De primære forureningsstoffer fundet på lokaliteten er benzen, toluen og MTBE (Orbicon, 2014).

Geologiske og hydrogeologiske forhold

Geologien ved lokaliteten består af et lag smeltevandssand placeret cirka 1-11 m.u.t. som aftager væk fra kilden. Under smeltevandssandet ligger et godt 4 meter tykt lag moræneler, der underlejres af endnu et lag smeltevandsand (Orbicon, 2011). Geologien er vist i Figur 45. Geologien på Møllemarksvej 2 kategoriseres som hovedtype E.

Strømningsretningen i det sekundære magasin er sydvest (Orbicon, 2011).



FIGUR 45: GEOLOGISK TVÆRSNIT LANGS STRØMNINGSRETNINGEN FOR MØLLEMARKEVEJ 2, RUDS-VEDBY (ORBICON, 2011).

Forureningssituationen

Der er fundet fri fase af benzin, hvilket er vist i Figur 46 som det orange område. Fanen af grundvandsforureningen med MTBE og benzin har spredt sig mere end 100 meter sydvest for kildeområdet (Orbicon, 2014).



FIGUR 46: HORIZONTAL FORDELING AF MTBE FORURENINGEN (GRØNT OMRÅDE) VED MØLLEMARKEVEJ 2 I RUDS VEDBY, SAMT DET AREAL, HVOR DER ER FUNDET FRI FASE AF BENZIN (ORBICON, 2014)

Parametre til Møllemarksvej 2

Det grundvandsmagasin der vil blive foretaget beregninger på er det sekundære grundvandsmagasin med en tykkelse på 5 m. Alle parametrene kan findes i Tabel 33.

Kildespecifikke parametre

Kildekoncentrationerne benyttet til udregningerne er fundet som de højeste målte grundvandskoncentrationer i kildeområdet. For MTBE er der fundet en højere koncentrationer end den angivne, men denne var uden for kilde området. Den højeste koncentration af MTBE er fundet til 140.000 µg/L mens den benyttede koncentration er fundet til 68.000 µg/L. Koncentrationerne for alle tre forureningsstoffer er fundet ved en boring der er filtersat 4-6 m.u.t., i det sekundære grundvandsmagasin (Orbicon, 2014).

Da der er i undersøgelsesrapporterne ikke angivet nogen målte jordkoncentrationer, er arealet for kildeområdet fundet ud fra det areal, hvor der er fundet fri fase af benzol (det orange område i Figur 46).

I Tabel 34 ses de udregnede forureningsfluxe for forureningsstofferne, udregnet på baggrund af de angivne parametre i Tabel 33.

Hydrogeologiske parametre

Bulk densitet, porøsitet og fraktionen af organisk carbon er fundet fra JAGG 2.0, for akvifermateriale mellemkornet sand som det sekundære grundvandsmagasin består af (Orbicon, 2014). Den hydrauliske konduktivitet er fundet på baggrund af en slug test foretaget på lokaliteten (Orbicon, 2014). Den hydrauliske gradient er fundet for det sekundære grundvandsmagasin jf. Orbicon (2014). Herved er grundvandshastigheden fundet ved brug af ligning (3) i Afsnit 5.2.

Nedbrydning

Da MTBE er svært nedbrydelig, antages det ikke, at der sker nedbrydning af dette. Benzen og Tolu- en kan nedbrydes både under anaerobe og aerobe forhold. Iltkoncentrationerne varierer ned gen- nem fanen. Ved kilden er der lave koncentrationer (mindre end 1 mg/L), mens forholdene bliver mere aerobe nedstrøms kildeområdet (Orbicon, 2014). Da dette betyder at grundvandsmagasinet ikke er entydigt anaerob eller aerobt, vælges den laveste rate angivet i JAGG 2.0 for hvert af de to stoffer. I begge tilfælde er de laveste nedbrydningsrater fundet for anaerobe forhold.

TABEL 33: PARAMETRE VALGT TIL LOKALITETEN MØLLEMARKEVEJ 2, RUDS VEDBY.

Parametre	Enhed	Værdi	Kilde
Kildekoncentration, Benzen	[µg/L]	19.000	Orbicon (2014)
Kildekoncentration, Tolu- en	[µg/L]	110.000	Orbicon (2014)
Kildekoncentration, MTBE	[µg/L]	68.000	Orbicon (2014)
Længde af kildeområdet	[m]	35	Orbicon (2014)
Bredde af kildeområdet	[m]	15	Orbicon (2014)
Tykkelse af grundvandsmagasinet	[m]	5	
Bulk densitet	[g/cm ³]	1,8	JAGG 2.0
Porøsitet	[-]	0,25	JAGG 2.0
Grundvandshastighed	[m/år]	7,6	
- Hydraulisk gradient	[-]	0,003	Orbicon (2014)
- Hydraulisk konduktivitet	[m/s]	2*10 ⁻⁵	Orbicon (2014)
log(K _{ow}), Benzen	[-]	2,13	JAGG 2.0
log(K _{ow}), Tolu- en	[-]	2,73	JAGG 2.0
log(K _{ow}), MTBE	[-]	3,2	JAGG 2.0
Fraktion af organisk carbon	[-]	0,001	JAGG 2.0
Anaerob nedbrydningsrate, Benzen	[dag ⁻¹]	0,001	JAGG 2.0
Anaerob nedbrydningsrate, Tolu- en	[dag ⁻¹]	0,01	JAGG 2.0
Anaerob nedbrydningsrate, MTBE	[dag ⁻¹]	0	JAGG 2.0
Longitudinal dispersivitet	[m]	1	Poul (2013)
Transversal dispersivitet	[m]	0,01	Poul (2013)
Vertikal dispersivitet	[m]	0,005	Poul (2013)
Kommunal nettonedbør, infiltration	[mm/år]	275	JAGG 2.0

TABEL 34: UDREGNEDE FORURENINGSFLUXE VED MØLLEMARKEVEJ 2 I RUDS VEDBY. DISSE ER UD- REGNET UDFRA DE UDVALGTE PARAMETRE GIVET I TABEL 33.

Forureningsflux, Benzen	[kg/år]	2,74
-------------------------	---------	------

Forureningsflux, Toluen	[kg/år]	15,9
Forureningsflux, MTBE	[kg/år]	9,82

Referencer

Bjerg P. L. (2013). Lecture note: Dispersion in aquifers, Version 1.2, DTU Environment.

JAGG 2.0

Orbicon, (2011). Statusrapport, Marts 2014, Møllemarksvej 2, 4291 Ruds Vedby, Oliebranchens Miljøpulje, OM 3B, 4291-42-9204

Orbicon, (2014). Statusrapport for monitoring, Januar 2014, Møllemarksvej 2, 4291 Ruds Vedby, Oliebranchens Miljøpulje, OM 3B, 4291-42-9204

Resultater for de ni testlokaliteter

Resultaterne i det følgende afsnit er bearbejdet på den samme måde. Det er for hver lokalitet vurderet, hvorvidt der er sket nedbrydning af forureningsstofferne. Såfremt det er vurderet, at der sker nedbrydning på lokaliteten, vil der blive vist resultater, hvor der både er benyttet nedbrydning og ikke er benyttet nedbrydning. For chlorerede opløsningsmidler ses en nærmere beskrivelse i underafsnittet nedenfor.

Effekten af placeringen af kontrolpunktet er undersøgt. Dette er gjort ved at benytte to afstande fra den nedstrøms kant af forureningskilden, 100 m og 500 m. I dette kontrolpunkt tages gennemsnitskoncentrationen over følgende filterlængder:

- 0,25 meter
- 2 meter
- Over opblandingsdybden der her er defineret som dybden, hvor grundvandskvalitetskriteriet ikke er overholdt. Det skal bemærkes, at opblandingsdybden er forskellig for hvert stof og hver afstand på samme lokalitet, da denne er defineret som dybden, hvortil grundvandskoncentrationen er lig med grundvandskvalitetskriteriet ved den specifikke afstand langs strømningsretningen.

Undersøgelsen af kontrolpunktet er foretaget ved at benytte nedbrydning efter, hvad der er vurderet at finde sted på lokaliteten.

Nogle af koncentrationerne er angivet som værende 0 µg/L. Dette betyder, at den beregnede koncentration er under detektionsgrænsen.

Scenarier for chlorerede opløsningsmidler

I tilfælde af chlorerede opløsningsmidler er der undersøgt forskellige scenarier i forhold til nedbrydning:

1. Uden nedbrydning
2. Nedbrydning med de laveste nedbrydningsrater
 - a) Nedbrydning af alle fire stoffer
 - b) Nedbrydning af PCE, TCE og DCE. VC bliver ikke nedbrudt
3. Nedbrydning med de højeste nedbrydningsrater
 - a) Nedbrydning af alle fire stoffer, dog benyttes der for VC den laveste nedbrydningsrate
 - b) Nedbrydning af PCE, TCE og DCE. VC bliver ikke nedbrudt

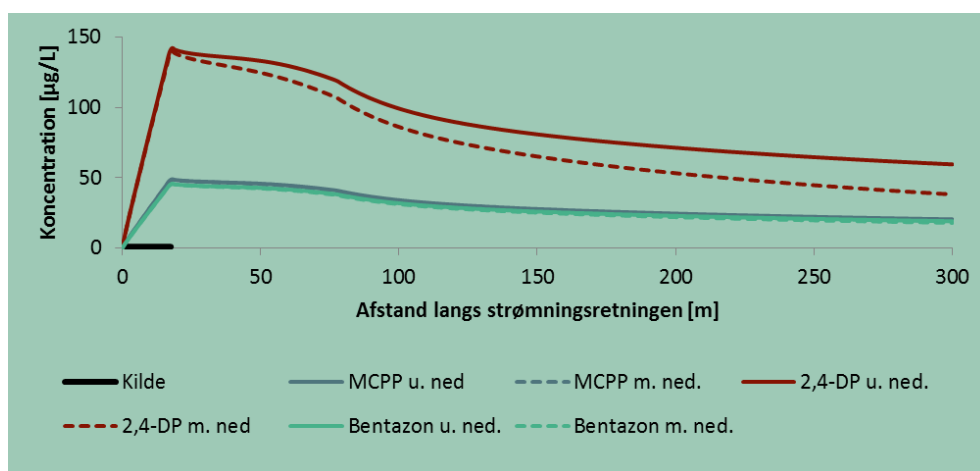
For de scenarier der er beskrevet ovenfor er der blevet undersøgt gennemsnitskoncentrationen over et filter på 2 m, 100 m fra den nedstrøms kant af forureningskilden. For to af lokaliteterne starter den sekventielle nedbrydning med PCE, for én lokalitet starter den med TCE og for én lokalitet starter den med DCE.

Resultater for Oddesundvej

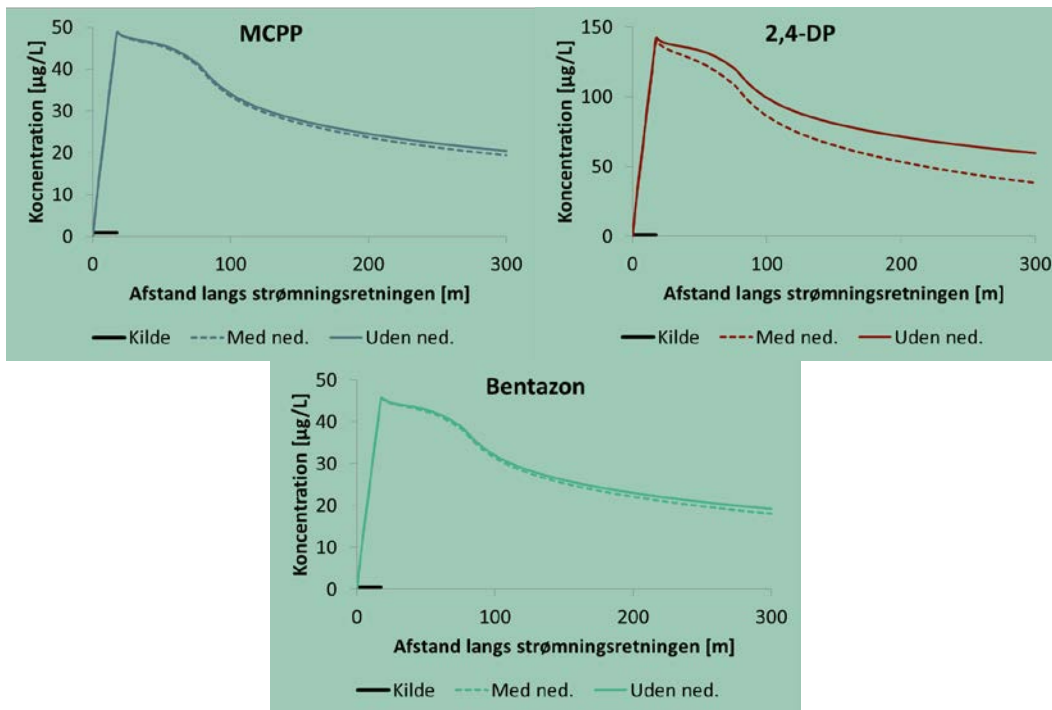
På Oddesundvej er der sket forurening med pesticiderne MCPP, 2,4-DP og bentazon. Det er vurderet, at der sker nedbrydning af alle tre pesticider. Derfor er der i dette afsnit blevet set på to forskellige scenarier, hvor der medtages og ikke medtages nedbrydning af pesticiderne.

Figur 47 viser koncentrationen af pesticider på Oddesundvej langs strømningsretningen over en filterlængde på 2 meter. Som det ses af grafen er der for MCPP og bentazon ikke stor forskel på når der medtages nedbrydning i forhold til, når der ikke medtages nedbrydning. Dog ses der en påvirkning på 2,4-DP koncentrationen når nedbrydningen medtages i forhold til når den ikke medtages. Forskellen mellem pesticiderne skyldes, at nedbrydningsraterne for MCPP og bentazon er lave, 0,00006 d⁻¹ for begge stoffer i modsætningen til nedbrydningsraten af 2,4-DP på 0,0005 d⁻¹.

Figur 48 viser koncentrationen af hvert af pesticiderne langs strømningsretningen over en filterlængde på 2 meter.



FIGUR 47: RESULTAT FOR ALLE TRE PESTICIDER FUNDET PÅ LOKALITETEN ODDESUNDVEJ. RESULTATERNE ER VIST SOM GENNEMSNITSKONCENTRATIONERNE OVER EN FILTERLÆNGDE PÅ 2 M LANGS STRØMNINGSRETNINGEN.



FIGUR 48: RESULTATET FOR HVERT AF DE TRE PESTICIDER MCPP, 2,4-DP OG BENTAZON FRA LOKALITETEN ODDESUNDVEJ. HER VISES DER BÅDE RESULTATERNE MED OF UDEN NEDBRYDNING. RESULTATERNE ER VIST SOM GENNEMSNIKSKONCENTRATIONERNE OVER EN FILTERLÆNGDE PÅ 2 M LANGS STRØMNINGSRETNINGEN.

Påvirkning af nedbrydning

Tabel 35 viser resultaterne for koncentrationen af pesticiderne på Oddesundvej ved kontrolpunktet 100 m fra den nedstrøms kant af forureningsfanen over en filterlængde på 2 m. Den viser, at alle tre pesticider overskrider grundvandskvalitetskriteriet for pesticider på 0,1 µg/L i kontrolpunktet. Som det også er observeret af Figur 47 og Figur 48, ses der ingen effekt af at inkludere nedbrydningen af MCPP og bentazon. Ved at inkludere nedbrydning af 2,4-DP falder koncentrationen i kontrolpunktet i forhold til, hvis nedbrydning ikke medtages. Dog overskrides grundvandskvalitetskriteriet stadig når nedbrydning medtages.

TABEL 35: KONCENTRATIONEN AF MCPP, 2,4-DP OG BENTAZON PÅ LOKALITETEN ODDESUNDVEJ. KONCENTRATIONEN ER VIST SOM GENNEMSNIKTET OVER EN FILTERLÆNGDE PÅ 2 M 100 M FRA DEN NEDSTRØMS KANT AF FORURENINGSKILDEN. KONCENTRATIONEN ER VIST NÅR DER BENYTTES NEDBRYDNING OG IKKE ER BENYTTET NEDBRYDNING.

Stof	Uden nedbrydning	Med nedbrydning	Grundvandskvalitetskriterie
MCPP	31 µg/L	31 µg/L	0,1 µg/L
2,4-DP	91 µg/L	77 µg/L	0,1 µg/L
Bentazon	29 µg/L	29 µg/L	0,1 µg/L

Forskellige kontrolpunkter

Tabel 36 viser koncentrationerne af MCPP, 2,4-DP og bentazon ved forskellige kontrolpunkter, hvor der er benyttet to afstande (100 og 500 meter fra den nedstrøms kant af forureningskilden). Videre er der benyttet tre forskellige filterlængder på henholdsvis 0,25 m, 2 m og opblandingsdybden. Koncentrationerne i de forskellige kontrolpunkter er fundet for scenariet, hvor der sker nedbrydning af alle tre pesticider.

Som det ses af tabellen, falder koncentrationerne af alle pesticiderne over en forøget afstand fra forureningskilden og over en øget filterlængde. I tilfældet af alle pesticiderne overskrides grundvandskvalitetskriteriet. Ligeledes ses det, at der ved at forøge filterlængden fra 0,25 meter til 2 meter ikke er nogen stor forskel på de beregnede grundvandskoncentrationer.

Opblandingsdybden for alle tre pesticider ved afstanden 500 meter nedstrøms forureningskilden er omkring 14,5 meter. Denne opblandingsdybde overstiger den egentlige tykkelse af grundvandsmagasinet på 13 meter. Da dette først sker ved afstanden 500 meter nedstrøms forureningskilden behøves der ikke at foretages yderligere udregninger ved at benytte den todimensionale model der antager fuld opblanding over dybden.

TABEL 36: KONCENTRATIONEN AF MCPP, 2,4-DP OG BENTAZON VED FORSKELLIGE KONTROLPUNKTER PÅ LOKALITETEN ODDESUNDVEJ. DER ER ÆNDRET PÅ LÆNGDEN FRA DEN NEDSTRØMS KANT AF FORURENINGSKILDEN OG OVER FORSKELLIGE FILTERLÆNGDER.

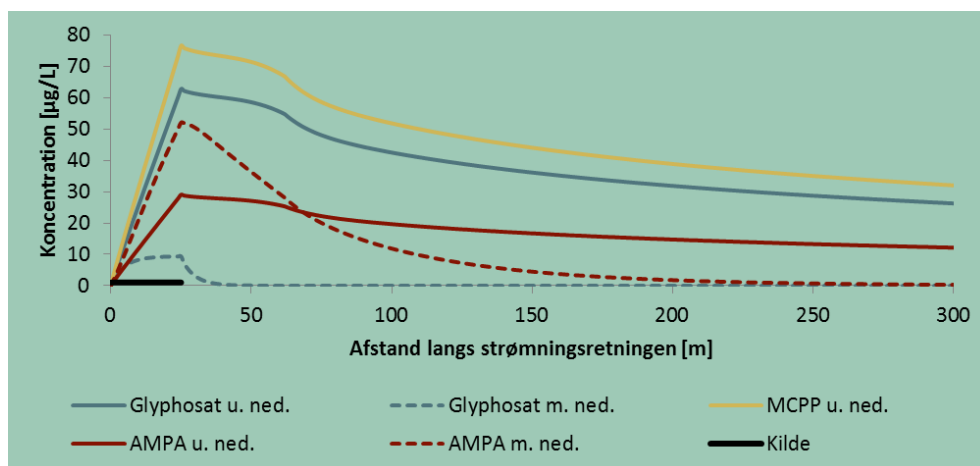
Stof	Dybde	100 m nedstrøms	500 m nedstrøms
MCPP	0,25 m	35 µg/L	15 µg/L
	2 m	31 µg/L	14 µg/L
	Opblandingsdybde v 100 m (5,31 m)	17 µg/L	-
	Opblandingsdybde v 500 m (14,29 m)	-	5,8 µg/L
2,4-DP	0,25 m	88 µg/L	22 µg/L
	2 m	77 µg/L	21 µg/L
	Opblandingsdybde v 100 m (5,59 m)	40 µg/L	-
	Opblandingsdybde v 500 m (14,85 m)	-	8,1 µg/L
Bentazon	0,25 m	33 µg/L	14 µg/L
	2 m	29 µg/L	13 µg/L
	Opblandingsdybde v 100 m (5,28 m)	16 µg/L	-
	Opblandingsdybde v 500 m (14,18 m)	-	5,3 µg/L

Resultater for Flintholmvej

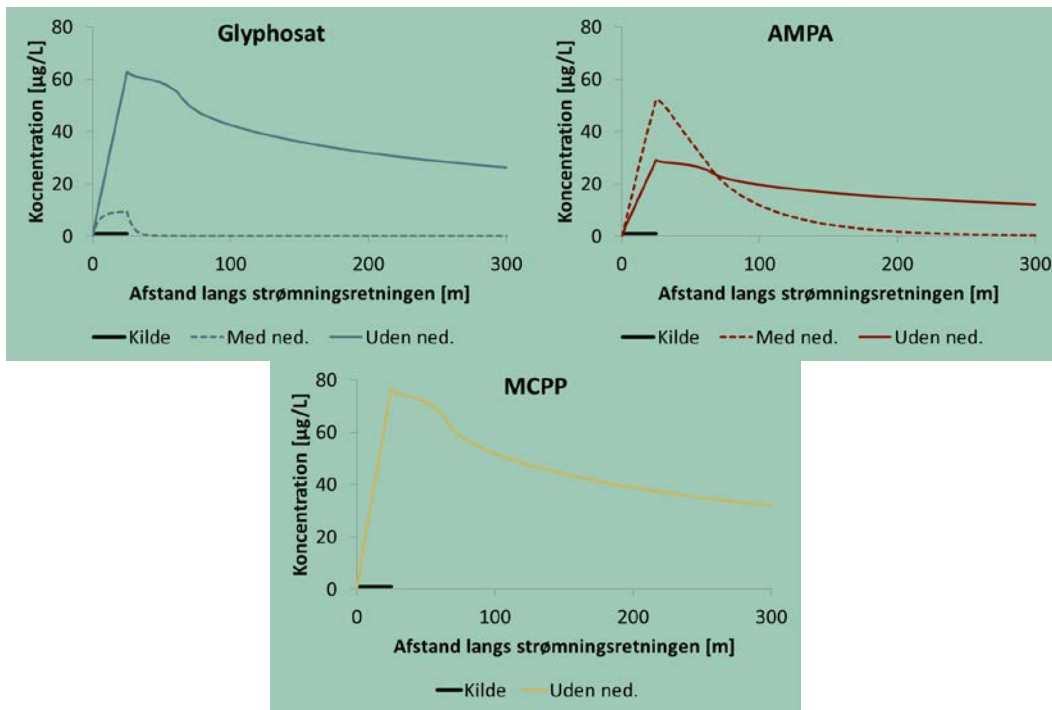
På Flintholmvej er der sket forurening med pesticiderne glyphosat, AMPA og MCPP. Det er vurderet, at der er sket nedbrydning af glyphosat og AMPA, hvilke er moder- og nedbrydningsprodukter (sekventiel nedbrydning). Der er ikke fundet nogen nedbrydning af MCPP. Derfor er der i dette afsnit blevet set på to forskellige scenarier, hvor der medtages og ikke medtages nedbrydning af glyphosat og AMPA.

Figur 49 viser koncentrationen af pesticider på Flintholmvej langs strømningens retning over en filterlængde på 2 meter. Som det ses af grafen er der for glyphosat og AMPA er der stor forskel på scenarierne med og uden nedbrydning. Dette skyldes, at der sker en sekventiel nedbrydning fra glyphosat til AMPA, og at raten hvormed dette sker, er høj ($0,03 \text{ d}^{-1}$ for glyphosat og $0,002 \text{ d}^{-1}$ for AMPA). Med nedbrydning omdannes meget glyphosat til AMPA inden for forureningskildearealet. Således er den maksimale koncentration af AMPA højere når nedbrydning medtages i forhold til når nedbrydning ikke medtages. Efter forureningskilden stiger der ikke nogen stigning af koncentrationen af AMPA, og den betydelige nedbrydning af glyphosat har således fundet sted i forureningskilden.

Figur 50 viser koncentrationen af hvert af pesticiderne langs strømningens retning over en filterlængde på 2 meter.



FIGUR 49: RESULTAT FOR ALLE TRE PESTICIDER FUNDET PÅ LOKALITETEN FLINTHOLMVEJ. RESULTATERNE ER VIST SOM GENNEMSNITSKONCENTRATIONERNE OVER EN FILTERLÆNGDE PÅ 2 M LANGS STRØMNINGSRETNINGEN.



FIGUR 50: RESULTATET FOR HVERT AF DE TRE PESTICIDER GLYPHOSAT, AMPA OG MCPP FRA LOKALITETEN FLINTHOLMVEJ. HER VISES DER BÅDE RESULTATERNE MED OF UDEN NEDBRYDNING. RESULTATERNE ER VIST SOM GENNEMSNITSKONCENTRATIONERNE OVER EN FILTERLÆNGDE PÅ 2 M LANGS STRØMNINGSRETNINGEN.

Påvirkning af nedbrydning

Tabel 37 viser resultaterne for koncentrationen af pesticiderne på Flintholmvej ved kontrolpunktet 100 m fra den nedstrøms kant af forureningsfanen over en filterlængde på 2 m. Den viser, at alle tre pesticider overskrider grundvandskvalitetskriteriet for pesticider på 0,1 µg/L i kontrolpunktet. Medtages nedbrydning af glyphosat og AMPA, ses det, at koncentrationen af glyphosat ikke overskrider grundvandskvalitetskriteriet. Ligeledes ses det, at koncentrationen af AMPA er mere end halveret i forhold til når nedbrydning ikke medtages, på trods af at der er sket en dannelse af AMPA. Dette skyldes, at nedbrydningsraten for AMPA er høj.

TABEL 37: KONCENTRATIONEN AF GLYPHOSAT, AMPA OG MCPP PÅ LOKALITETEN FLINTHOLMVEJ. KONCENTRATIONEN ER VIST SOM GENNEMSNITTET OVER EN FILTERLÆNGDE PÅ 2 M 100 M FRA DEN NEDSTRØMS KANT AF FORURENINGSKILDEN. KONCENTRATIONEN ER VIST NÅR DER BENYTTES NEDBRYDNING OG IKKE ER BENYTTET NEDBRYDNING.

Stof	Uden nedbrydning	Med nedbrydning	Grundvandskvalitetskriterie
Glyphosat	39 µg/L	0 µg/L	0,1 µg/L
AMPA	18 µg/L	7,2 µg/L	0,1 µg/L
MCPP	47 µg/L	-	0,1 µg/L

Forskellige kontrolpunkter

Tabel 38 viser koncentrationerne af glyphosat, AMPA og MCPP ved forskellige kontrolpunkter, hvor der er benyttet to afstande (100 og 500 meter fra den nedstrøms kant af forureningskilden). Videre er der benyttet tre forskellige filterlængder på henholdsvis 0,25 m, 2 m og opblandingsdybden. Koncentrationerne i de forskellige kontrolpunkter er fundet for scenariet, hvor der sker nedbrydning af glyphosat og AMPA men ingen nedbrydning af MCPP.

Som i Tabel 37 ses det at glyphosat ikke overskrider grundvandskvalitetskriteriet ved nogle af afstandene nedstrøms forureningskilden. For AMPA og MCPP ses det, at for alle filterlængder 100 m nedstrøms forureningskilden, overskrides grundvandskvalitetskriteriet. Ses der på afstanden 500 m nedstrøms forureningskilden, overskrider AMPA ikke længere grundvandskvalitetskriteriet. Dog overskrides grundvandskvalitetskriteriet af MCPP stadig for alle filterlængder.

Opblandingsdybden ved AMPA og MCPP er mellem 5,84 m-15,02 m, alt efter afstanden nedstrøms forureningskilden. Denne opblandingsdybde overstiger den egentlige tykkelse af grundvandsmagasinet på 3 meter. Herved foreslås det, at der for en reel risikovurdering burde indgå resultaterne fra den todimensionale model der antager fuld opblanding over dybden.

TABEL 38: KONCENTRATIONEN AF GLYPHOSAT, AMPA OG MCPP VED FORSKELLIGE KONTROLPUNKTER PÅ LOKALITETEN FLINTHOLMVEJ. DER ER ÆNDRET PÅ LÆNGDEN FRA DEN NEDSTRØMS KANT AF FORURENINGSKILDEN OG OVER FORSKELLIGE FILTERLÆNGDER.

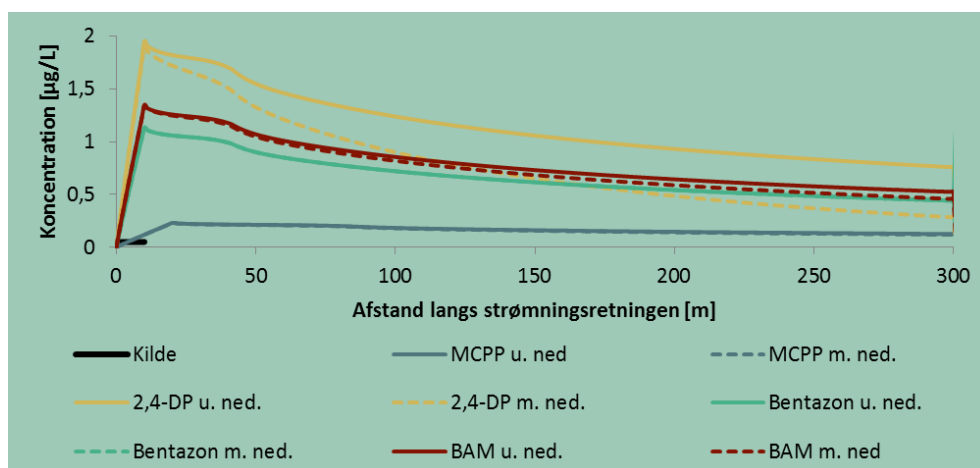
Stof	Filterlængde	100 m nedstrøms	500 m nedstrøms
Glyphosat	0,25 m	0 µg/L	0 µg/L
	2 m	0 µg/L	0 µg/L
	Opblandingsdybde v 100 m (når ikke)	-	-
	Opblandingsdybde v 500 m (når ikke)	-	-
AMPA	0,25 m	8,4 µg/L	0,01 µg/L
	2 m	7,2 µg/L	0,01 µg/L
	Opblandingsdybde v 100 m (5,84 m)	3,7 µg/L	-
	Opblandingsdybde v 500 m (når ikke)	-	-
MCPP	0,25 m	55 µg/L	24 µg/L
	2 m	47 µg/L	23 µg/L
	Opblandingsdybde v 100 m (6,56 m)	22 µg/L	-
	Opblandingsdybde v 500 m (15,02 m)	-	8,9 µg/L

Resultater for Fløjstrupvej

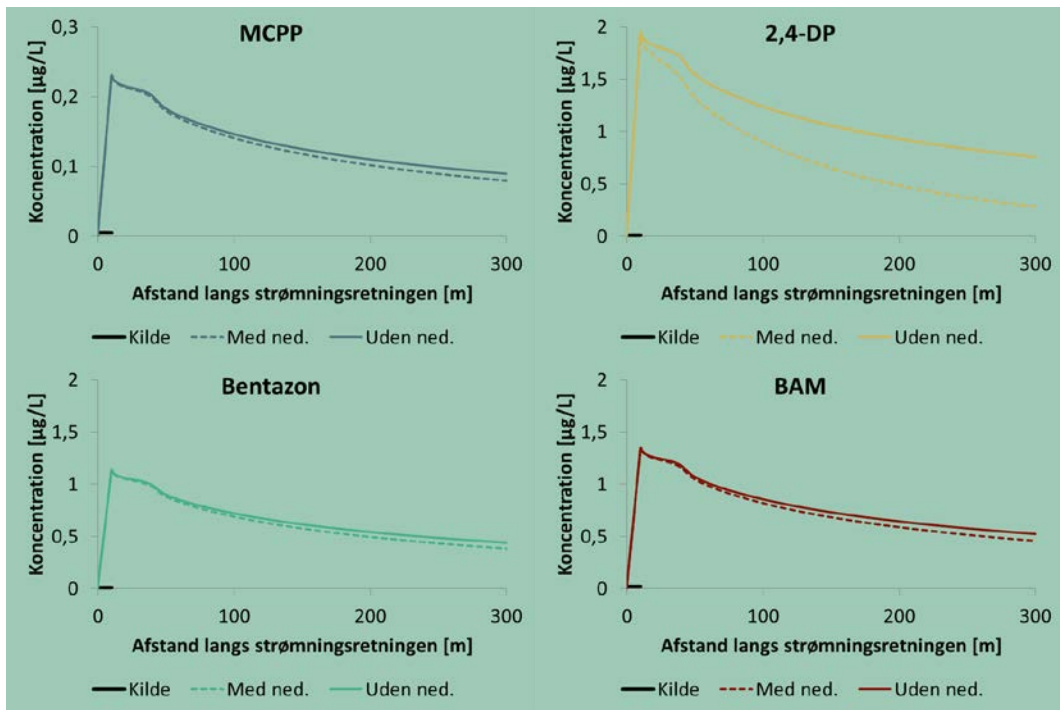
På Fløjstrupvej er der sket forurening med pesticiderne MCPP, 2,4-DP, bentazon og BAM. Det er vurderet, at der sker nedbrydning af alle fire pesticider. Derfor er der i dette afsnit blevet set på to forskellige scenarier, hvor der medtages og ikke medtages nedbrydning af pesticiderne.

Figur 51 viser koncentrationen af pesticider på Fløjstrupvej. Her ses det, at der kun for 2,4-DP ses en betydelig påvirkning på grundvandskoncentrationen når nedbrydning medtages i forhold til når den ikke medtages. Den observerede forskel skyldes de lave nedbrydningsrater af MCPP, bentazon og BAM er $0,00006 \text{ d}^{-1}$ for alle tre stoffer i modsætningen til nedbrydningsraten af 2,4-DP på $0,0005 \text{ d}^{-1}$.

Figur 52 viser koncentrationen af hvert af pesticiderne langs strømningens retning over en filterlængde på 2 meter.



FIGUR 51: RESULTAT FOR ALLE FIRE PESTICIDER FUNDET PÅ LOKALITETEN FLØJSTRUPVEJ. RESULTATERNE ER VIST SOM GENNEMSNIKSKONCENTRATIONERNE OVER EN FILTERLÆNGDE PÅ 2 M LANGS STRØMNINGSRETNINGEN.



FIGUR 52: RESULTATET FOR HVERT AF DE FIRE PESTICIDER MCPP, 2,4-DP, BENTAZON OG BAM FRA LOKALITETEN FLØJSTRUPVEJ. HER VISES DER BÅDE RESULTATERNE MED OF UDEN NEDBRYDNING. RESULTATERNE ER VIST SOM GENNEMSNIKSKONCENTRATIONERNE OVER EN FILTERLÆNGDE PÅ 2 M LANGS STRØMNINGSRETNINGEN.

Påvirkning af nedbrydning

Tabel 39 viser resultaterne for koncentrationen af pesticiderne på Fløjstrupvej ved kontrolpunktet 100 m fra den nedstrøms kant af forureningsfanen over en filterlængde på 2 m.

TABEL 39: KONCENTRATIONEN AF MCPP, 2,4-DP, BAM OG BENTAZON PÅ LOKALITETEN FLØJSTRUPVEJ. KONCENTRATIONEN ER VIST SOM GENNEMSNIK OVER EN FILTERLÆNGDE PÅ 2 M 100 M FRA DEN NEDSTRØMS KANT AF FORURENINGSKILDEN. KONCENTRATIONEN ER VIST NÅR DER BENYTTES NEDBRYDNING OG IKKE ER BENYTTET NEDBRYDNING.

Stof	Uden nedbrydning	Med nedbrydning	Grundvandskvalitetskriterie
MCPP	0,14 µg/L	0,14 µg/L	0,1 µg/L
2,4-DP	1,2 µg/L	0,84 µg/L	0,1 µg/L
BAM	0,83 µg/L	0,79 µg/L	0,1 µg/L
Bentazon	0,70 µg/L	0,66 µg/L	0,1 µg/L

Den viser, at alle fire pesticider overskrider grundvandskvalitetskriteriet for pesticider på 0,1 µg/L i kontrolpunktet. Dog er koncentrationerne af pesticiderne små, og MCPP er kun 0,04 µg/L fra at overholde grundvandskvalitetskriteriet. Som det også er observeret af Figur 51 og Figur 52, ses der ingen effekt af at inkludere nedbrydningen af MCPP, bentazon og BAM. Ved at inkludere nedbrydning af 2,4-DP falder koncentrationen i kontrolpunktet i forhold til hvis nedbrydning ikke medtages. Dog overskrides grundvandskvalitetskriteriet stadig når nedbrydning medtages.

Forskellige kontrolpunkter

Tabel 40 viser koncentrationerne af MCPP, bentazon, BAM og 2,4-DP ved forskellige kontrolpunkter, hvor der er benyttet to afstande (100 og 500 meter fra den nedstrøms kant af forureningskilden). Videre er der benyttet tre forskellige filterlængder på henholdsvis 0,25 m, 2 m og oplan-

dingsdybden. Koncentrationerne i de forskellige kontrolpunkter er fundet for scenariet, hvor der sker nedbrydning af alle fire pesticider.

TABEL 40: KONCENTRATIONEN AF MCPP, 2,4-DP, BAM OG BENTAZON VED FORSKELLIGE KONTROL-PUNKTER PÅ LOKALITETEN FLØJSTRUPVEJ. DER ER ÆNDRET PÅ LÆNGDEN FRA DEN NEDSTRØMS KANT AF FORURENINGSKILDEN OG OVER FORSKELLIGE FILTERLÆNGDER.

Stof	Dybde	100 m nedstrøms	500 m nedstrøms
MCPP	0,25 m	0,16 µg/L	0,05 µg/L
	2 m	0,14 µg/L	0,05 µg/L
	Opblandingsdybde v 100 m (1,89 m)	0,14 µg/L	-
	Opblandingsdybde v 500 m (når ikke)	-	-
2,4-DP	0,25 m	0,98 µg/L	0,11 µg/L
	2 m	0,84 µg/L	0,10 µg/L
	Opblandingsdybde v 100 m (4,37 m)	0,55 µg/L	-
	Opblandingsdybde v 500 m (1,05 m)	-	0,10 µg/L
BAM	0,25 m	0,92 µg/L	0,31 µg/L
	2 m	0,79 g/L	0,30 µg/L
	Opblandingsdybde v 100 m (4,31 m)	0,52 g/L	-
	Opblandingsdybde v 500 m (6,66 m)	-	0,22 µg/L
Bentazon	0,25 m	0,77 µg/L	0,26 µg/L
	2 m	0,66 µg/L	0,25 µg/L
	Opblandingsdybde v 100 m (4,13 m)	0,45 µg/L	-
	Opblandingsdybde v 500 m (6,12 m)	-	0,20 µg/L

Som det ses af tabellen, falder koncentrationerne af alle pesticiderne over en forøget afstand fra forureningskilden og over en øget filterlængde. Benyttes der en afstand på 100 meter nedstrøms forureningskilden overskrides grundvandskvalitetskriteriet for alle pesticiderne. Ses der på afstanden 500 meter nedstrøms forureningskilden, overholdes grundvandskvalitetskriteriet for MCPP og 2,4-DP. Dog overskrider koncentrationen af BAM og bentazon stadig grundvandskvalitetskriteriet. Af beregningerne ses det, at der ved at forøge filterlængden fra 0,25 meter til 2 meter ikke er nogen stor forskel på de beregnede grundvandskoncentrationer.

Opblandingsdybden for BAM ved afstanden 500 meter nedstrøms forureningskilden er omkring 6,12 meter. Denne opblandingsdybde overstiger den egentlige tykkelse af grundvandsmagasinet på 5 meter. Da dette først sker ved afstanden 500 meter nedstrøms forureningskilden behøves der ikke at foretages yderligere udregninger ved at benyttes den todimensionale model der antager fuld opblanding over dybden.

Resultater for Fælledvej

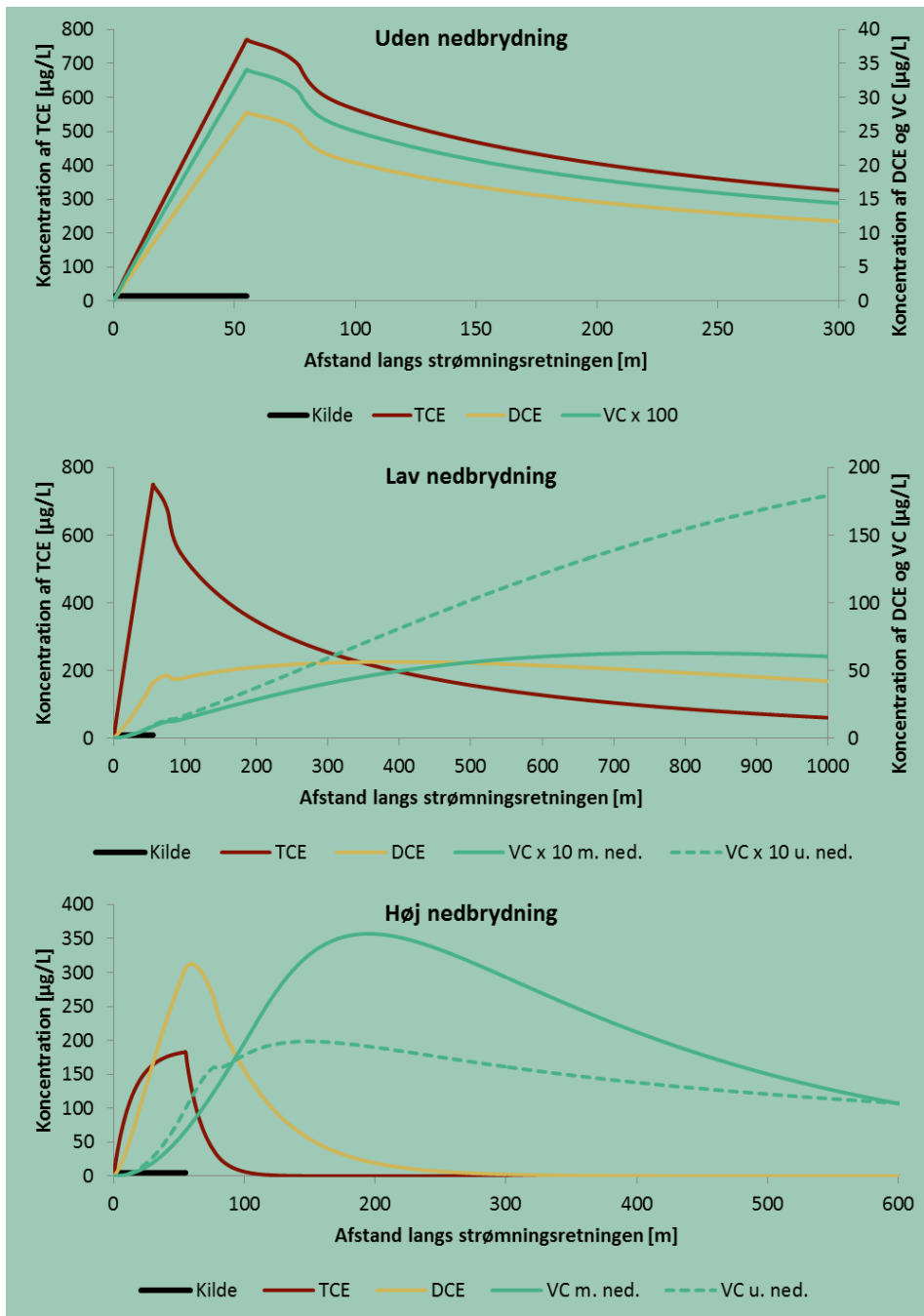
Der er på Fælledvej fundet forurening med chlorerede opløsningsmidler, TCE, DCE og VC. Videre er det vurderet, at der sker nedbrydning på lokaliteten. Herved er resultaterne givet for tilfældet med og uden nedbrydning, ved brug af de scenarier der er beskrevet i den første del af dette afsnit.

Figur 53 viser koncentrationen over et filter på 2 m langs strømningsretningen. Først vises den for scenarie 1, hvor stofferne ikke nedbrydes. Hernæst vises koncentrationen for scenarie 2, hvor stofferne nedbrydes med lave nedbrydningsrater, og sidst scenarie 3, hvor stofferne nedbrydes med høje nedbrydningsrater. Bemærk forskellige størrelser på x-akserne.

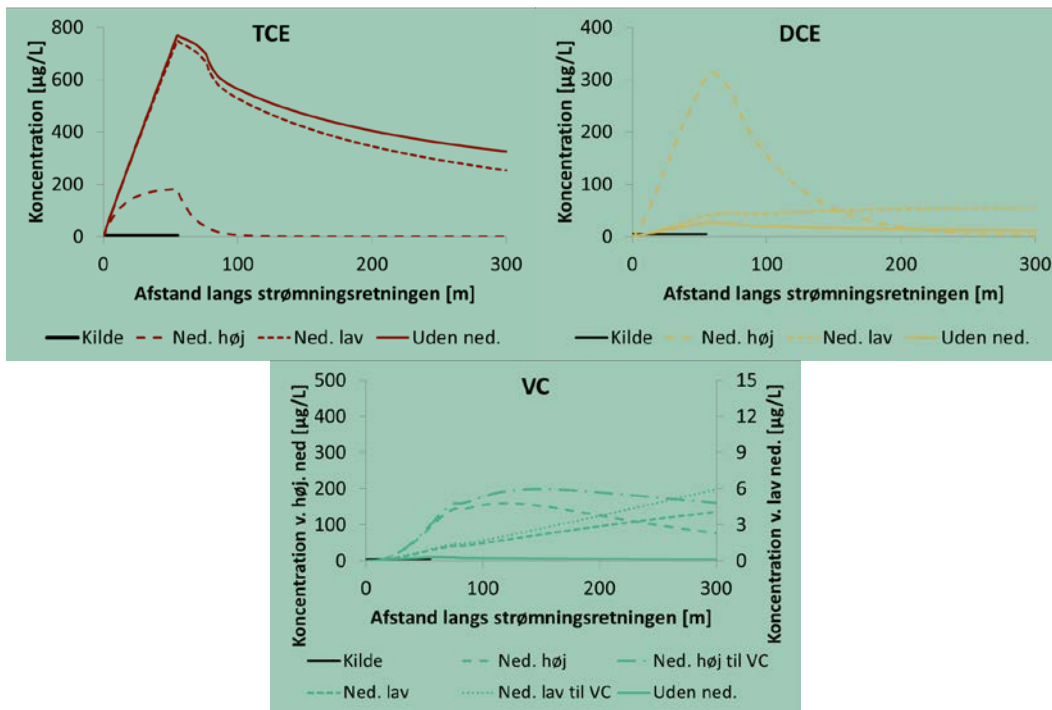
Af graferne ses det, at der er stor forskel på resultatet når nedbrydning medtages og når denne ikke medtages. Ligeledes ses det også, at forskellen mellem at bruge lave og høje nedbrydningsrater er stor. Den store forskel ses specielt for nedbrydningsprodukterne DCE og VC. Effekten af nedbrydning er vist for hvert af de tre stoffer i Figur 54.

Ved brug af lave nedbrydningsrater stiger koncentrationen af DCE og VC nedstrøms forureningskilden. Koncentrationen af DCE fortsætter med at stige til omkring 500 meter nedstrøms og koncentrationen af VC er ved 1000 meter nedstrøms endnu ikke begyndt at aftage. Ved brug af høje nedbrydningsrater ses det, at DCE kun over en kort distance stiger nedstrøms kildearealet og, at koncentrationen af VC stiger og falder indenfor de første 300 meter. Koncentrationen af VC stiger stadig efter de første 200 m nedstrøms.

Som det ses nederst på Figur 54 er koncentrationerne af TCE og DCE væsentlig påvirket af om der benyttes en høj eller lav nedbrydningsrate. Ved brug af den høje nedbrydningsrate er den maksimalt beregnede koncentration godt 4 gange lavere end hvis der benyttes en lav nedbrydningsrate. For DCE er den maksimalt beregnede koncentration godt fire gange højere når der benyttes en høj nedbrydningsrate i forhold til en lav. For VC ses det, at scenarierne med nedbrydning i tilfældet er det der fører til den højeste koncentration af VC. Videre ses det også, at de højeste koncentrationer af VC findes længere end 100 m fra den nedstrøms kant af forureningskilden (det nuværende kontrolpunkt) når nedbrydning medtages.



FIGUR 53: RESULTATERNE FOR FORURENINGEN AF CHLOREREDE OPLØSNINGSMIDLER FUNDET PÅ LOKALITETEN FÆLLEDVEJ. GENNEMSNIKSKONCENTRATIONEN OVER EN FILTERLÆNGDE PÅ 2 M LANGS STRØMNINGSRETNINGEN. ØVERST SES TILFÆLDET, HVOR DER IKKE SKER NEDBRYDNING (1) AF NOGLE AF STOFFERNE, MIDTERST SES TILFÆLDET HVOR DE LAVE NEDBRYDNINGSRATER AF ALLE STOFFERNE ER BENYTTET (2), SAMT HVOR DER INGEN NEDBRYDNING AF VC SKER. NEDERST SES KONCENTRATIONEN, HVOR DEN HØJEST ANGIVNE NEDBRYDNINGSRATE ER BENYTTET (3), SAMT HVOR DER INGEN NEDBRYDNING AF VC SKER.



FIGUR 54: GENNEMSNITSKONCENTRATIONEN OVER 2 METER AF TCE, DCE OG VC LANGS STRØMNINGSDIREKTIONEN PÅ LOKALITETEN FÆLLEDVEJ. DETTE ER VIST FOR ALLE FEM TILFÆLDE FOR VC OG TRE TILFÆLDE FOR TCE OG DCE. BEMÆRK, AT DER ER BENYTTET FORSKELLIGE AKSER VED VC FOR HØJE OG LAVE NEDBRYDNINGSRATER.

Påvirkning af nedbrydning

Tabel 41 viser koncentrationerne ved kontrolpunktet 100 meter fra den nedstrøms kant af forureningskilden over en filterlængde på 2 meter. Dette er undersøgt for alle tre scenarier beskrevet tidligere.

TABEL 41: KONCENTRATIONEN AF TCE, DCE OG VC PÅ LOKALITETEN FÆLLEDVEJ. KONCENTRATIONEN ER VIST SOM GENNEMSNITTET OVER EN FILTERLÆNGDE PÅ 2 M 100 M FRA DEN NEDSTRØMS KANT AF FORURENINGSKILDEN. KONCENTRATIONERNE ER VIST FOR DE FORSKELLIGE SCENARIER.

	1) Uden nedbrydning	2) Lav nedbrydning		3) Høj nedbrydning		Grundvandskvalitetskriteriet
		a) Hele kæden	b) Til VC	a) Hele kæden	b) Til VC	
TCE	462 µg/L	411 µg/L		0,12 µg/L		1 µg/L
DCE	17 µg/L	50 µg/L		49 µg/L		1 µg/L
VC	0,20 µg/L	2,3 µg/L	2,8 µg/L	151 µg/L	199 µg/L	0,2 µg/L

Jf. den sekventielle nedbrydning er det kun TCE hvis koncentration er større uden nedbrydning i forhold til den med nedbrydning. For DCE er den største koncentration fundet ved både scenarie 2 og 3. For VC er det ved scenarie 3, at den højeste koncentration er fundet. Her er der blevet benyttet høje nedbrydningsrater. Ved alle scenarierne overtrædes grundvandskvalitetskriterierne for de DCE. Ved scenarie 3 (høj nedbrydningsrate) overholder TCE grundvandskvalitetskriteriet, og ved scenarie 1 (ingen nedbrydning) overholder VC grundvandskvalitetskriteriet.

Forskellige kontrolpunkter

Tabel 42 viser koncentrationerne af TCE, DCE og VC ved forskellige kontrolpunkter, hvor der er benyttet to afstande (100 og 500 meter fra den nedstrøms kant af forureningskilden). Videre er der

benyttet tre forskellige filterlængder, 0,25 m, 2 m og opblandingsdybden. Disse kontrolpunkter er undersøgt for scenariet med lav nedbrydning af hele kæden (2a).

For TCE er koncentrationen ved alle filterlængder mindre ved 500 meter fra den nedstrøms kant af forureningskilden i forhold til 100 meter nedstrøms. For TCE er koncentrationen over opblandingsdybden 500 meter fra den nedstrøms kant af forureningsfanen mindre end, hvad der er observeret over opblandingsdybden ved en afstand på 100 meter. For DCE og VC er koncentrationen for alle tre filterlængder større 500 meter fra den nedstrøms kant af forureningskilden end 100 meter nedstrøms, da der er sket sekventiel nedbrydning. For alle de forskellige kontrolpunkter er der ingen der overholder grundvandskvalitetskriterierne for de respektive stoffer.

TABEL 42: KONCENTRATIONEN AF TCE, DCE OG VC VED FORSKELLIGE KONTROLPUNKTER PÅ LOKALITETEN FÆLLEDVEJ. DER ER ÆNDRET PÅ LÆNGDEN FRA DEN NEDSTRØMS KANT AF FORURENINGSKILDEN OG OVER FORSKELLIGE FILTERLÆNGDER.

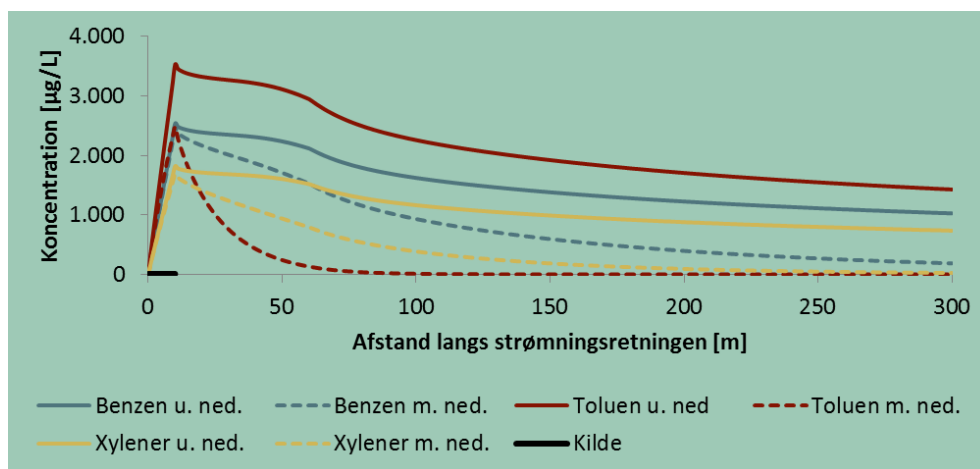
Stof	Filterlængde	100 m nedstrøms	500 m nedstrøms
TCE	0,25 m	467 µg/L	159 µg/L
	2 m	411 µg/L	154 µg/L
	Opblandingsdybde 100 m (8,22 m)	159 µg/L	-
	Opblandingsdybde 500 m (14,64 m)	-	62 µg/L
DCE	0,25 m	57 µg/L	62 µg/L
	2 m	50 µg/L	60 µg/L
	Opblandingsdybde 100 m (6,56 m)	24 µg/L	-
	Opblandingsdybde 500 m (13,22 m)	-	27 µg/L
VC	0,25 m	2,6 µg/L	6,7 µg/L
	2 m	2,3 µg/L	6,5 µg/L
	Opblandingsdybde 100 m (5,20 m)	1,4 µg/L	-
	Opblandingsdybde 500 m (12,20 m)	-	3,1 µg/L

Resultater for Vesterågade

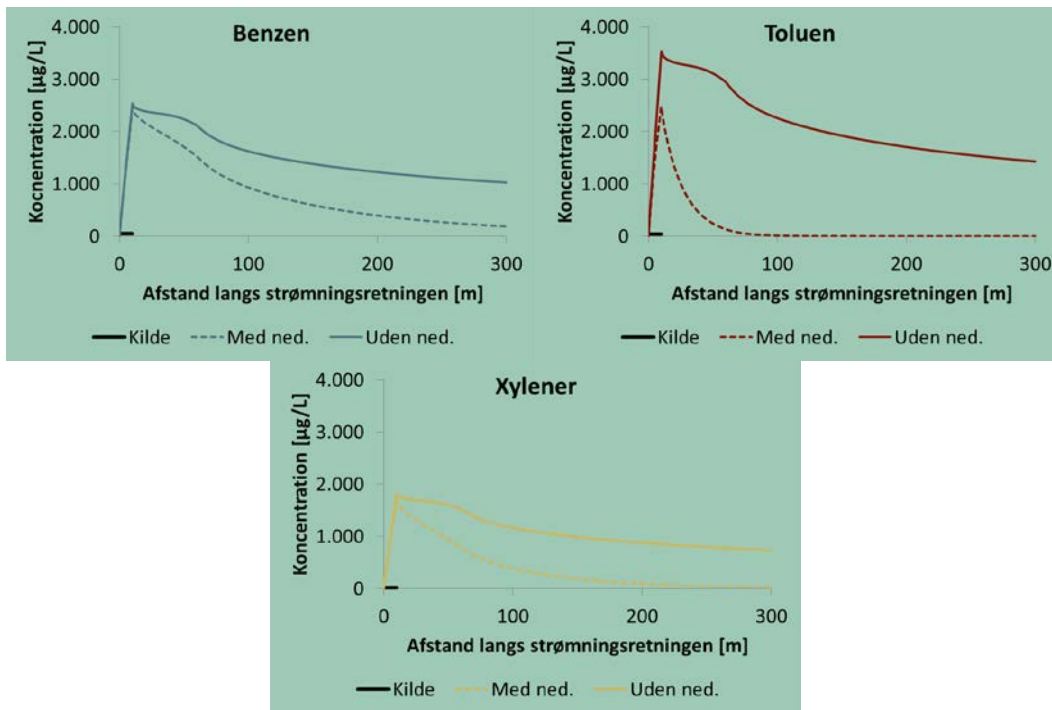
På Vesterågade er der sket forurening med benzen, toluen og xylener. Det er vurderet, at der sker nedbrydning af alle tre stoffer. Derfor er der i dette afsnit blevet set på to forskellige scenarier, hvor der medtages og ikke medtages nedbrydning af stofferne.

Figur 55 viser koncentrationen af BTEX'er på lokaliteten Vesterågade. Af graferne ses det, at alle tre forureningsstoffer påvirkes betydeligt af nedbrydningen. Specielt toluen påvirkes af nedbrydningen, hvilket ses på den maksimale koncentration der falder cirka 1/3 når nedbrydningen medtages i forhold til når den ikke medtages. Grunden til, at nedbrydningen påvirker toluen mest, er den høje nedbrydningsrate på 0,01 d⁻¹, hvor benzen og xylener nedbrydes med lavere rater på henholdsvis 0,001 d⁻¹ og 0,002 d⁻¹.

Figur 56 viser koncentrationen af hvert af forureningsstofferne langs strømningsretningen over en filterlængde på 2 meter.



FIGUR 55: RESULTAT FOR BTEX FORURENINGEN PÅ LOKALITETEN FLINTHOLMVEJ. RESULTATERNE ER VIST SOM GENNEMSNITSKONCENTRATIONERNE OVER EN FILTERLÆNGDE PÅ 2 M LANGS STRØMNINGSRETNINGEN.



FIGUR 56: RESULTATET FOR HVERT AF DE TRE STOFFER BENZEN, TOLUEN OG XYLENER FRA LOKALITETEN VESTERÅGADE. HER VISES DER BÅDE RESULTATERNE MED OF UDEN NEDBRYDNING. RESULTATERNE ER VIST SOM GENNEMSNITSKONCENTRATIONERNE OVER EN FILTERLÆNGDE PÅ 2 M LANGS STRØMNINGSRETNINGEN.

Påvirkning af nedbrydning

Tabel 43 viser resultaterne for koncentrationen af BTEX'er på Vesterågade ved kontrolpunktet 100 m fra den nedstrøms kant af forureningsfanen over en filterlængde på 2 m.

TABEL 43: KONCENTRATIONEN AF BENZEN, TOLUEN OG XYLENER PÅ LOKALITETEN VESTERÅGADE. KONCENTRATIONEN ER VIST SOM GENNEMSNITTET OVER EN FILTERLÆNGDE PÅ 2 M 100 M FRA DEN NEDSTRØMS KANT AF FORURENINGSKILDEN. KONCENTRATIONEN ER VIST NÅR DER BENYTTES NEDBRYDNING OG IKKE ER BENYTTET NEDBRYDNING.

	Uden nedbrydning	Med nedbrydning	Grundvandskvalitetskriterie
Benzen	1.561 $\mu\text{g/L}$	846 $\mu\text{g/L}$	1 $\mu\text{g/L}$
Toluen	2.172 $\mu\text{g/L}$	7,6 $\mu\text{g/L}$	5 $\mu\text{g/L}$
Xylener	1.120 $\mu\text{g/L}$	332 $\mu\text{g/L}$	5 $\mu\text{g/L}$

Tabellen viser, at alle forureningsstofferne overskrider de respektive grundvandskvalitetskriterier i kontrolpunktet. Af tabellen ses det også, at koncentrationen af benzen næsten halveres hvis der medtages nedbrydning i forhold til hvis der ikke medtages nedbrydning. For xylener resulterer nedbrydningen i, at koncentrationen i kontrolpunktet bliver godt fire gange så lav som hvis nedbrydning ikke blev medtaget. I tilfældet med toluen fjernes en stor del af dette ved nedbrydning, og grundvandskvalitetskriteriet er tæt på at bliver overholdt når nedbrydningen medtages.

Forskellige kontrolpunkter

Tabel 44 viser koncentrationerne af benzen, toluen og xylener ved forskellige kontrolpunkter, hvor der er benyttet to afstande (100 og 500 meter fra den nedstrøms kant af forureningskilden). Videre er der benyttet tre forskellige filterlængder på henholdsvis 0,25 m, 2 m og opblandingsdybden.

Koncentrationerne i de forskellige kontrolpunkter er fundet for scenariet, hvor der sker nedbrydning af alle forureningsstofferne.

Som det ses af tabellen, falder koncentrationerne af alle forureningsstofferne over en forøget afstand fra forureningskilden og over en øget filterlængde. Ved afstanden 100 meter overskrider alle forureningsstofferne grundvandskvalitetskriteriet for de tre benyttede filterlængder, på nær toluen. Beregnes koncentrationen over opblandingsdybden fås en koncentration der er lavere end grundvandskvalitetskriteriet. 500 meter nedstrøms overholder både toluen og xylener grundvandskvalitetskriteriet der for begge stoffer er 5 µg/L.

TABEL 44: KONCENTRATIONEN AF BENZEN, TOLUEN OG XYLENER VED FORSKELLIGE KONTROLPUNKTER PÅ LOKALITETEN VESTERÅGADE. DER ER ÆNDRET PÅ LÆNGDEN FRA DEN NEDSTRØMS KANT AF FORURENINGSKILDEN OG OVER FORSKELLIGE FILTERLÆNGDER.

Stof	Filterlængde	100 m nedstrøms	500 m nedstrøms
Benzen	0,25 m	987 µg/L	44,9 µg/L
	2 m	846 µg/L	43,5 µg/L
	Opblandingsdybde 100 m (5,86 m)	424 µg/L	-
	Opblandingsdybde 500 m (12,31 m)	-	19,9 µg/L
Toluen	0,25 m	7,6 µg/L	0 µg/L
	2 m	6,4 µg/L	0 µg/L
	Opblandingsdybde 100 m (3,94 m)	4,5 µg/L	-
	Opblandingsdybde 500 m (når ikke)	-	-
Xylener	0,25 m	387 µg/L	1,8 µg/L
	2 m	332 µg/L	1,7 µg/L
	Opblandingsdybde 100 m (5,55 m)	175 µg/L	-
	Opblandingsdybde 500 m (4,73 m)	-	1,5 µg/L

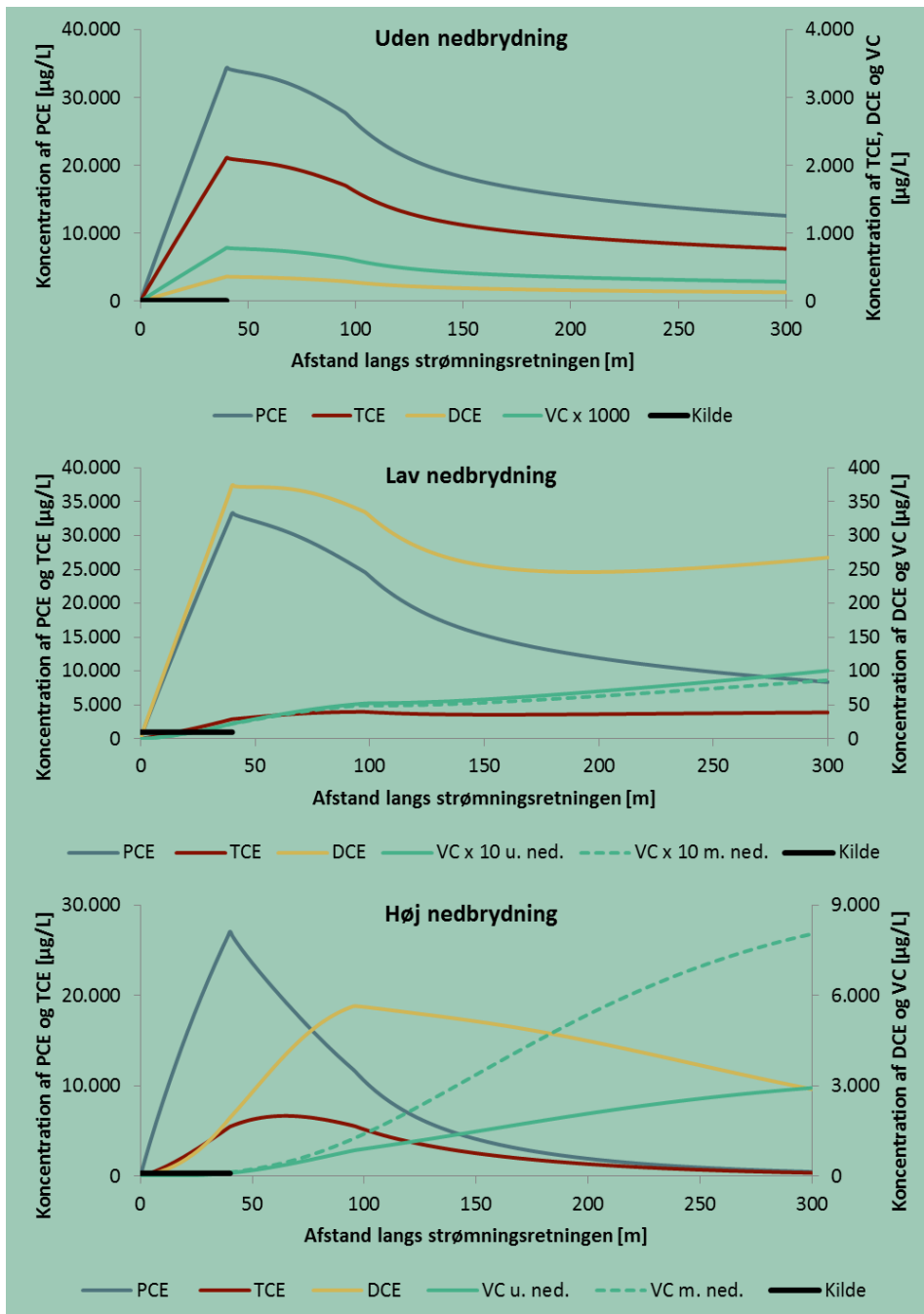
Resultater for Fladhøjvej

Der er på Fladhøjvej fundet forurening med chlorerede opløsningsmidler. Videre er det vurderet, at der sker nedbrydning på lokaliteten. Herved er resultaterne givet for tilfældet med og uden nedbrydning.

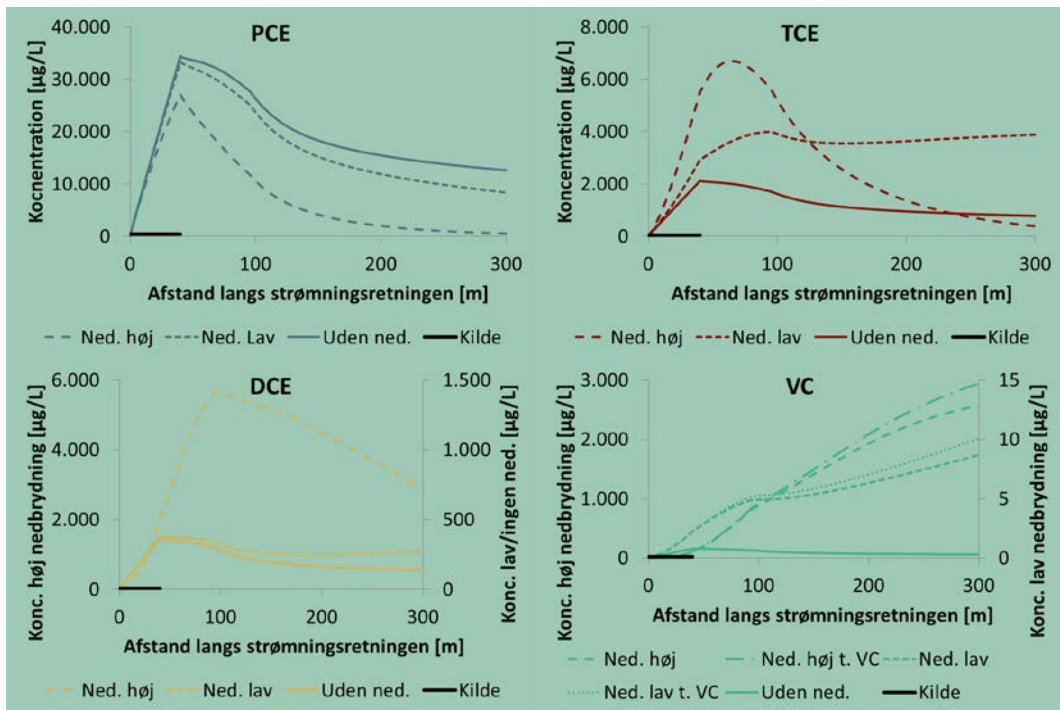
Figur 57 viser koncentrationen over et filter på 2 m langs strømningsretningen. Først vises den for scenarie 1, hvor stofferne ikke nedbrydes. Dernæst vises koncentrationen for scenarie 2, hvor stofferne nedbrydes med lave nedbrydningsrater, og sidst scenarie 3, hvor stofferne nedbrydes med høje nedbrydningsrater.

Graferne viser, at der er stor forskel på scenarierne med og uden nedbrydning, samt mellem lave og høje nedbrydningsrater. Denne forskel ses specielt for VC som er det sidste forureningsstof i den sekventielle nedbrydning. Dette ses også i Figur 58, hvor alle scenarierne er plottet for hvert af de fire forureningsstoffer.

Ved lave nedbrydningsrater stiger koncentrationen af DCE og VC stadig nedstrøms kildearealet, og som TCE nedbrydes til DCE stiger koncentrationen af DCE. For DCE og VC fortsætter stigningen stadig efter 300 meter. Ved brug af høje nedbrydningsrater ses det, at TCE kun kort stiger nedstrøms kildearealet og, at koncentrationen af DCE stiger og falder indenfor de første 300 meter. Koncentrationen af VC stiger stadig efter de første 300 m nedstrøms. Som det ses nederst på Figur 58 er koncentrationen af VC uden brug af nedbrydning lav da kildekonzentrationen er 0,79 µg/L, og der ikke sker nogen dannelse af VC. Af graferne ses det, at scenarierne med nedbrydning i tilfældet af VC er det der fører til den højeste koncentration af VC. Videre ses det også, at de højeste koncentrationer af VC findes længere end 100 m fra den nedstrøms kant af forureningskilden (det nuværende kontrolpunkt) når nedbrydning medtages.



FIGUR 57: RESULTATERNE FOR FORURENINGEN AF CHLOREREDE OPLØSNINGSMIDLER FUNDET PÅ LOKALITETEN FLADHØJVEJ. GENNEMSNIKSKONCENTRATIONEN OVER EN FILTERLÆNGDE PÅ 2 M LANGS STRØMNINGSRETNINGEN. ØVERST SES TILFÆLDET, HVOR DER IKKE SKER NEDBRYDNING (1) AF NOGLE AF STOFFERNE, MIDTERST SES TILFÆLDET HVOR DE LAVE NEDBRYDNINGSRATER AF ALLE STOFFERNE ER BENYTTET (2), SAMT HVOR DER INGEN NEDBRYDNING AF VC SKER. NEDERST SES KONCENTRATIONEN, HVOR DEN HØJEST ANGIVNE NEDBRYDNINGSRATE ER BENYTTET (3), SAMT HVOR DER INGEN NEDBRYDNING AF VC SKER.



FIGUR 58: GENNEMSNITSKONCENTRATIONEN OVER 2 METER AF PCE, TCE, DCE OG VC LANGS STRØMNINGSRETNINGEN FOR LOKALITETEN FLADHØJVEJ. DETTE ER VIST FOR ALLE FEM TILFÆLDE FOR VC OG TRE TILFÆLDE FOR PCE, TCE OG DCE. BEMÆRK AT DER ER BENYTTET FORSKELLIGE AKSER FOR DCE OG VC FOR HØJE OG LAVE NEDBRYDNINGSRATER.

Påvirkning af nedbrydning

Tabel 45 viser koncentrationerne ved 100 meter fra den nedstrøms kant af forureningskilden over en filterlængde på 2 meter. Dette er undersøgt for alle tre scenarier beskrevet tidligere.

TABEL 45: KONCENTRATIONEN AF PCE, TCE, DCE OG VC PÅ LOKALITETEN FLADHØJVEJ. KONCENTRATIONEN ER VIST SOM GENNEMSNITTET OVER EN FILTERLÆNGDE PÅ 2 M 100 M FRA DEN NEDSTRØMS KANT AF FORURENINGSKILDEN. KONCENTRATIONERNE ER VIST FOR DE FORSKELLIGE SCENARIER.

	1) Uden nedbrydning	2) Lav nedbrydning		3) Høj nedbrydning		Grundvandskvalitetskriteriet
		a) Hele kæden	b) Til VC	a) Hele kæden	b) Til VC	
PCE	19.490 µg/L	16.360 µg/L		4.908 µg/L		1 µg/L
TCE	1.198 µg/L	3.592 µg/L		2.942 µg/L		1 µg/L
DCE	206 µg/L	262 µg/L		5.300 µg/L		1 µg/L
VC	0,45 µg/L	5 µg/L	6 µg/L	1.316 µg/L	1.384 µg/L	0,2 µg/L

Jf. den sekventielle nedbrydning er det kun PCE hvis koncentration er større uden nedbrydning i forhold til den med nedbrydning. For TCE er den største koncentration fundet ved scenarie 2, hvor der er benyttet lave nedbrydningsrater. For både DCE og VC er det ved scenarie 3, at den højeste koncentration er fundet. Her er der blevet benyttet høje nedbrydningsrater. Ved alle scenarierne overtrædes grundvandskvalitetskriterierne for de respektive forureningsstoffer.

Forskellige kontrolpunkter

Tabel 46 viser koncentrationerne af PCE, TCE, DCE og VC ved forskellige kontrolpunkter, hvor der er benyttet to afstande (100 og 500 meter fra den nedstrøms kant af forureningskilden). Videre er der benyttet tre forskellige filterlængder, 0,25 m, 2 m og opblandingsdybden. Disse kontrolpunkter

er undersøgt for scenariet med lav nedbrydning af hele kæden (2a), da dette antages at være tilfældet for lokaliteten.

For PCE er koncentrationen ved alle filterlængder mindre ved 500 meter fra den nedstrøms kant af forureningskilden i forhold til 100 meter nedstrøms. For TCE og DCE er koncentrationen over opblandingsdybden 500 meter fra den nedstrøms kant af forureningsfanen mindre end, hvad der er observeret over opblandingsdybden ved en afstand på 100 m. For filterlængder på 0,25 meter og 2 meter er koncentrationerne af TCE og DCE højere 500 meter fra den nedstrøms kant af forureningskilden end 100 m nedstrøm. For VC er koncentrationen for alle tre filterlængder større 500 meter fra den nedstrøms kant af forureningskilden end 100 meter nedstrøms, da der er sket sekventiel nedbrydning. For alle de forskellige kontrolpunkter er der ingen der overholder grundvandskvalitetskriterierne for hvert af de fire stoffer.

TABEL 46: KONCENTRATIONEN AF PCE, TCE, DCE OG VC VED FORSKELLIGE KONTROLPUNKTER FOR LOKALITETEN FLADHØJVEJ. DER ER ÆNDRET PÅ AFSTANDEN FRA DEN NEDSTRØMS KANT AF FORURENINGSKILDEAREALET OG OVER TRE FORSKELLIGE FILTERLÆNGDER.

Stof	Filterlængde	100 m nedstrøms	500 m nedstrøms
PCE	0,25 m	17.537 µg/L	4.526 µg/L
	2 m	16.360 µg/L	4.428 µg/L
	7,89 m (100 m)	7.156 µg/L	-
	20,08 m (500 m)	-	1.539 µg/L
TCE	0,25 m	3.842 µg/L	4.213 µg/L
	2 m	3.592 µg/L	4.122 µg/L
	7,39 m (100 m)	1.684 µg/L	-
	20,06 m (500 m)	-	1.438 µg/L
DCE	0,25 m	281 µg/L	372 µg/L
	2 m	262 µg/L	364 µg/L
	6,32 m (100 m)	143 µg/L	-
	18,23 m (500 m)	-	140 µg/L
VC	0,25 m	6 µg/L	16 µg/L
	2 m	5 µg/L	16 µg/L
	5,22 m (100 m)	3,5 µg/L	-
	16,89 m (500 m)	-	6,6 µg/L

Resultater for MW Gjões Vej

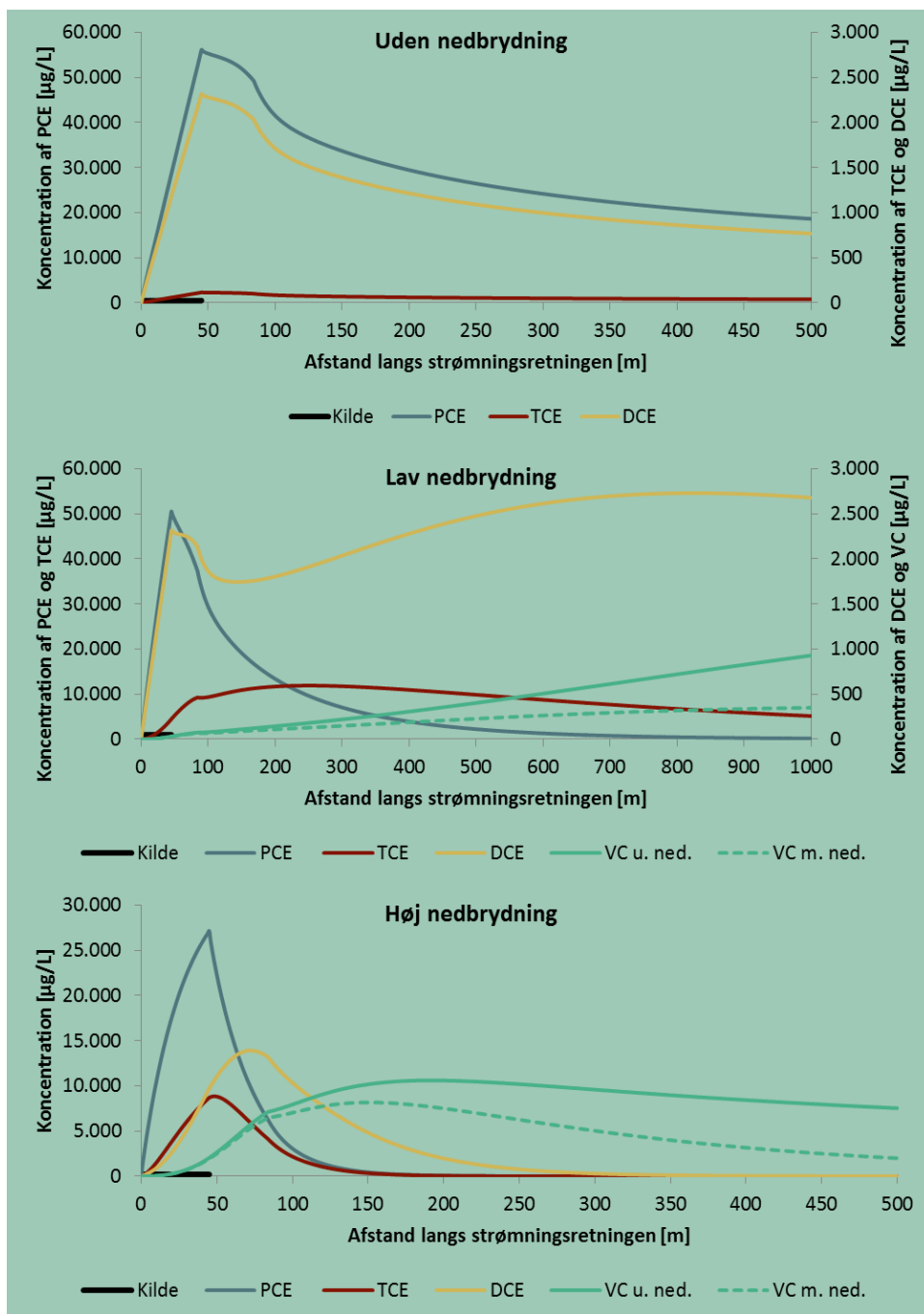
Der er på MW Gjões Vej fundet forurening med chlorerede opløsningsmidler. Videre er det vurderet, at der sker nedbrydning på lokaliteten. Herved er resultaterne givet for tilfældet med og uden nedbrydning.

Figur 59 viser koncentrationen over et filter på 2 m langs strømningsretningen. Først vises den for scenarie 1, hvor stofferne ikke nedbrydes. Dernæst vises koncentrationen for scenarie 2, hvor stofferne nedbrydes med lave nedbrydningsrater, og sidst scenarie 3, hvor stofferne nedbrydes med høje nedbrydningsrater.

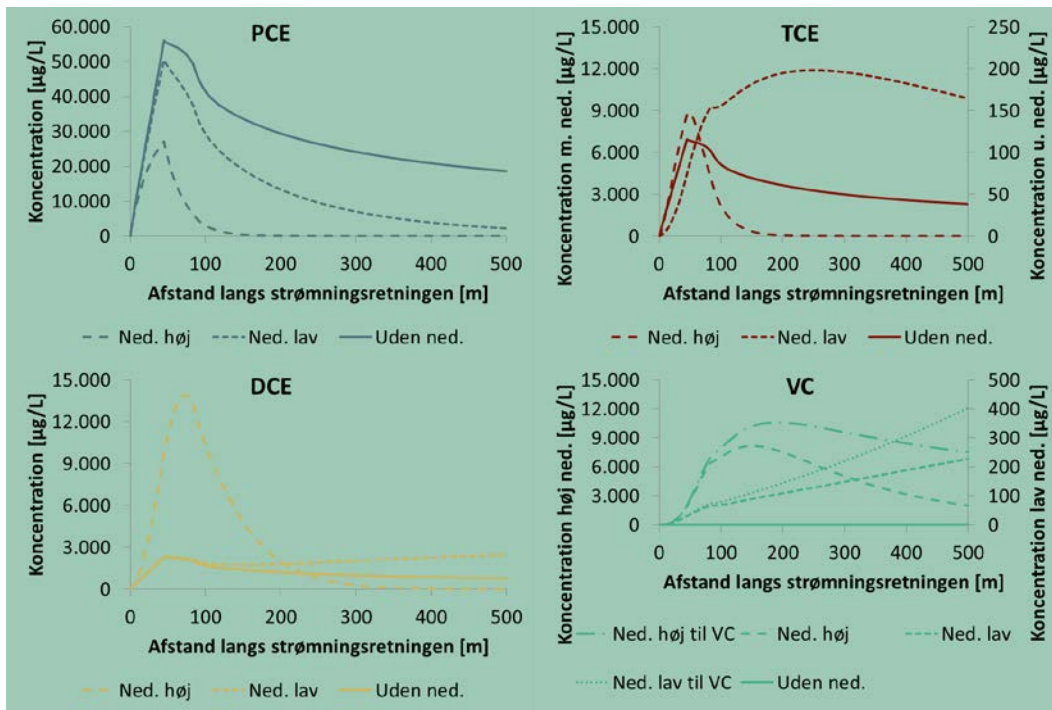
Graferne viser, at der er stor forskel på scenarierne med og uden nedbrydning, samt mellem lave og høje nedbrydningsrater. Denne forskel ses specielt for VC som er det sidste forureningsstof i den sekventielle nedbrydning. Dette ses også i Figur 60, hvor alle scenarierne er plottet for hvert af de chlorerede opløsningsmidler.

Som det ses af grafen uden nedbrydning er der ingen simulering af VC. Dette skyldes, at den observerede forureningskildekoncentration er fundet til 0 µg/L. Herved kommer VC først ind i systemet, når nedbrydningen medtages i simuleringerne. Ved brug af lave nedbrydningsrater ses det, at når PCE nedbrydes dannes der TCE, som videre nedbrydes til DCE, som i sidste ende nedbrydes til VC. Koncentrationen af TCE stopper med at stige omkring 200 meter nedstrøms. Stigningen af DCE koncentrationen sker indtil ca. 800 meter nedstrøms. Koncentrationen af VC stiger stadig længere end 1000 meter nedstrøms.

Når der benyttes høje nedbrydningsrater sker omdannelsen af PCE til TCE til DCE til VC meget tidligere nedstrøms. Den maksimale koncentration af TCE findes 50 meter nedstrøms. For DCE er den maksimale koncentration 75 meter nedstrøms. Den maksimale koncentration af VC er fundet godt 150 meter nedstrøms.



FIGUR 59: RESULTATERNE FOR FORURENINGEN AF CHLOREREDE OPLØSNINGSMIDLER FUNDET PÅ LOKALITETEN MW GJØES VEJ. GENNEMSNIKSKONCENTRATIONEN OVER EN FILTERLÆNGDE PÅ 2 M LANGS STRØMNINGSRETNINGEN. ØVERST SES TILFÆLDET, HVOR DER IKKE SKER NEDBRYDNING (1) AF NOGLE AF STOFFERNE, MIDTERST SES TILFÆLDET HVOR DE LAVE NEDBRYDNINGSRATER AF ALLE STOFFERNE ER BENYTTET (2), SAMT HVOR DER INGEN NEDBRYDNING AF VC SKER. NEDERST SES KONCENTRATIONEN, HVOR DEN HØJEST ANGIVNE NEDBRYDNINGSRATE ER BENYTTET (3), SAMT HVOR DER INGEN NEDBRYDNING AF VC SKER.



FIGUR 60: GENNEMSNITSKONCENTRATIONEN OVER 2 METER AF PCE, TCE, DCE OG VC LANGS STRØMNINGSRETNINGEN PÅ LOKALITETEN MW GJØES VEJ. DETTE ER VIST FOR ALLE FEM TILFÆLDE FOR VC OG TRE TILFÆLDE FOR PCE, TCE OG DCE. BEMÆRK, AT DER ER BENYTTET FORSKELLIGE AKSER VED TCE OG VC.

Påvirkning af nedbrydning

Tabel 47 viser koncentrationerne ved kontrolpunktet 100 meter fra den nedstrøms kant af forureningskilden over en filterlængde på 2 meter. Dette er undersøgt for alle tre scenarier beskrevet tidligere.

TABEL 47: KONCENTRATIONEN AF PCE, TCE, DCE OG VC PÅ LOKALITETEN MW GJØES VEJ. KONCENTRATIONEN ER VIST SOM GENNEMSNITTET OVER EN FILTERLÆNGDE PÅ 2 M 100 M FRA DEN NEDSTRØMS KANT AF FORURENINGSKILDEN. KONCENTRATIONERNE ER VIST FOR DE FORSKELLIGE SCENARIER.

	1) Uden nedbrydning	2) Lav nedbrydning		3) Høj nedbrydning		Grundvandskvalitetskriteriet
		a) Hele kæden	b) Til VC	a) Hele kæden	b) Til VC	
PCE	34.369 µg/L	19.938 µg/L		545 µg/L		1 µg/L
TCE	71 µg/L	10.825 µg/L		421 µg/L		1 µg/L
DCE	1.417 µg/L	1.753 µg/L		5.275 µg/L		1 µg/L
VC	0 µg/L	88 µg/L	108 µg/L	10.095 µg/L	8.195 µg/L	0,2 µg/L

Jf. den sekventielle nedbrydning er det kun PCE hvis koncentration er større uden nedbrydning i forhold til den med nedbrydning. For TCE er den største koncentration fundet ved scenarie 2. I tilfældet af DCE og VC er den højeste koncentration fundet ved scenarie 3, hvor der er benyttet høje nedbrydningsrater. Videre er den højeste koncentration af VC fundet når der ikke sker nogen nedbrydning af VC. Ved ingen af scenarierne overholdes de respektive grundvandskvalitetskriterier.

Forskellige kontrolpunkter

Tabel 48 viser koncentrationerne af PCE, TCE, DCE og VC ved forskellige kontrolpunkter, hvor der er benyttet to afstande (100 og 500 meter fra den nedstrøms kant af forureningskilden). Videre er der benyttet tre forskellige filterlængder, 0,25 m, 2 m og opblandingsdybden. Disse kontrolpunkter er undersøgt for scenariet med lav nedbrydning af hele kæden (2a), da dette antages at være tilfældet for lokaliteten.

TABEL 48: KONCENTRATIONEN AF PCE, TCE, DCE OG VC VED FORSKELLIGE KONTROLPUNKTER PÅ LOKALITETEN FÆLLEDVEJ. DER ER ÆNDRET PÅ LÆNGDEN FRA DEN NEDSTRØMS KANT AF FORURENINGSKILDEN OG OVER FORSKELLIGE FILTERLÆNGDER.

Stof	Filterlængde	100 m nedstrøm	500 m nedstrøm
PCE	0,25 m	22.864 µg/L	1.875 µg/L
	2 m	19.938 µg/L	1.814 µg/L
	Opblandingsdybde 100 m (7,60 m)	8.125 µg/L	-
	Opblandingsdybde 500 m (17,74 m)	-	588 µg/L
TCE	0,25 m	12.360 µg/L	10.003 µg/L
	2 m	10.825 µg/L	9.682 µg/L
	Opblandingsdybde 100 m (7,50 m)	4.527 µg/L	-
	Opblandingsdybde 500 m (19,75m)	-	2.833 µg/L
DCE	0,25 m	2.003 µg/L	2.720 µg/L
	2 m	1.753 µg/L	2.633 µg/L
	Opblandingsdybde 100 m (6,93 m)	791 µg/L	-
	Opblandingsdybde 500 m (18,31m)	-	832 µg/L
VC	0,25 m	100 µg/L	260 µg/L
	2 m	88 µg/L	252 µg/L
	Opblandingsdybde 100 m (6,49 m)	42 µg/L	-
	Opblandingsdybde 500 m (17,13 m)	-	84 µg/L

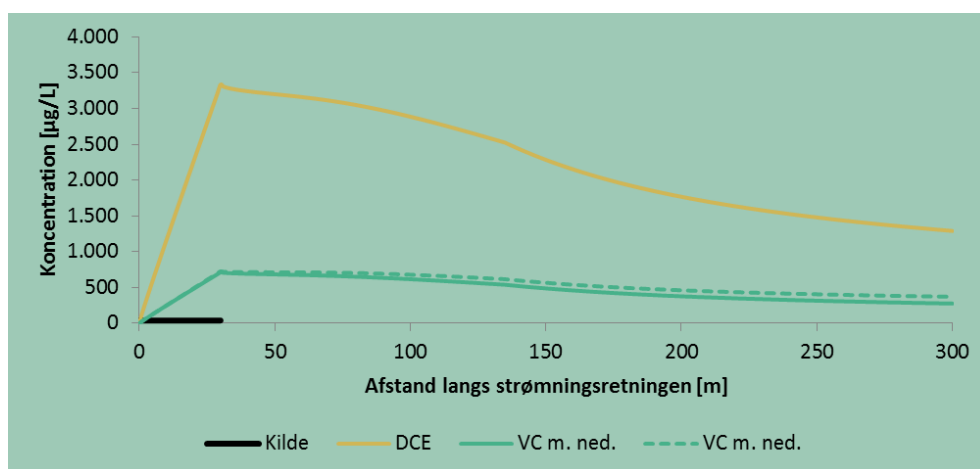
For PCE og TCE er koncentrationen ved alle filterlængder mindre 500 meter fra den nedstrøms kant af forureningskilden i forhold til 100 meter nedstrøms. For DCE og VC er koncentrationen ved alle benyttede filterlængder ved afstanden 500 meter nedstrøms større, end hvad der er observeret 100 meter nedstrøms. For alle de forskellige kontrolpunkter er der ingen der overholder de respektive grundvandskvalitetskriterier for hvert af de fire stoffer.

Resultater for Rugårdsvej

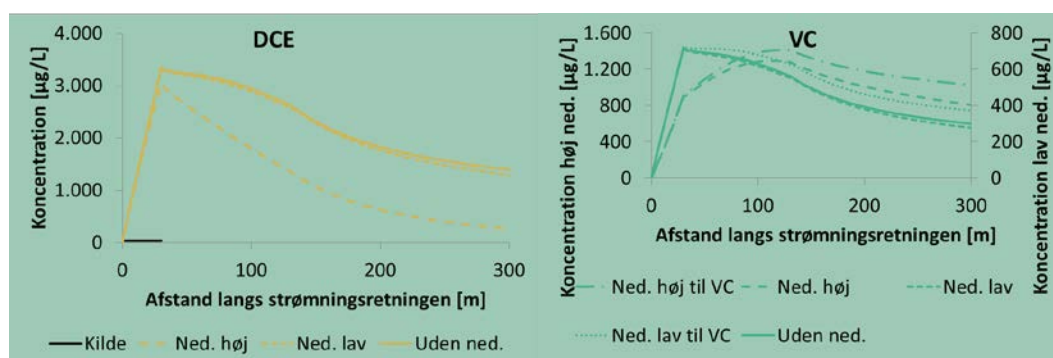
Der er på Rugårdsvej fundet forurening med chlorerede opløsningsmidler DCE og VC. Videre er det vurderet, at der sker nedbrydning på lokaliteten. Herved er resultaterne givet for tilfældet med og uden nedbrydning.

Figur 61 viser koncentrationen over et filter på 2 m langs strømningsretningen. Dette er også vist for hvert af forureningsstofferne i Figur 62. Graferne viser, at når der medtages en lav nedbrydningsrate, påvirkes den resulterende koncentration ikke synderligt i forhold til når nedbrydning medtages.

Ses der derimod på når der benyttes høje nedbrydningsrater er forskellen mellem resultaterne med og uden nedbrydning. Denne påvirkning er stor for både DCE og VC. Den maksimale koncentration af VC stiger til næsten det dobbelte når den høje nedbrydning medtages i forhold til når nedbrydning ikke medtages.



FIGUR 61: RESULTATERNE FOR FORURENINGEN AF CHLOREREDE OPLØSNINGSMIDLER FUNDET PÅ LOKALITETEN RUGÅRDSVEJ. GENNEMSNITSKONCENTRATIONEN OVER EN FILTERLÆNGDE PÅ 2 M LANGS STRØMNINGSRETNINGEN. ØVERST SES TILFÆLDET, HVOR DER IKKE SKER NEDBRYDNING (1) AF NOGLE AF STOFFERNE, MIDTERST SES TILFÆLDET HVOR DE LAVE NEDBRYDNINGSRATER AF ALLE STOFFERNE ER BENYTTET (2), SAMT HVOR DER INGEN NEDBRYDNING AF VC SKER. NEDERST SES KONCENTRATIONEN, HVOR DEN HØJEST ANGIVNE NEDBRYDNINGSRATE ER BENYTTET (3), SAMT HVOR DER INGEN NEDBRYDNING AF VC SKER.



FIGUR 62: GENNEMSNITSKONCENTRATIONEN OVER 2 METER AF DCE OG VC LANGS STRØMNINGSRETNINGEN PÅ LOKALITETEN RUGÅRDSVEJ. DETTE ER VIST FOR ALLE FEM TILFÆLDE FOR VC OG TRE TILFÆLDE FOR DCE. BEMÆRK, AT DER ER BENYTTET FORSKELLIGE AKSER VED VC FOR HØJE OG LAVE NEDBRYDNINGSRATER.

Påvirkning af nedbrydning

Tabel 49 viser koncentrationerne ved kontrolpunktet 100 meter fra den nedstrøms kant af forureningskilden over en filterlængde på 2 meter. Dette er undersøgt for alle tre scenarier beskrevet tidligere. Jf. sekventiel nedbrydning er det kun DCE hvis koncentration er større uden nedbrydning i forhold til den med nedbrydning. For VC er det ved scenarie 3, at den højeste koncentration er fundet. Her er der blevet benyttet høje nedbrydningsrater. Ved alle scenarierne overtrædes grundvandskvalitetskriterierne for både DCE og VC. Igen ses det, at forskellen mellem modellen med nedbrydning og modellen uden nedbrydning ikke er stor.

TABEL 49: KONCENTRATIONEN AF DCE OG VC PÅ LOKALITETEN RUGÅRDSVEJ. KONCENTRATIONEN ER VIST SOM GENNEMSNITTET OVER EN FILTERLÆNGDE PÅ 2 M 100 M FRA DEN NEDSTRØMS KANT AF FORURENINGSKILDEN. KONCENTRATIONERNE ER VIST FOR DE FORSKELLIGE SCENARIER.

	1) Uden nedbrydning	2) Lav nedbrydning		3) Høj nedbrydning		Grundvandskvalitetskriteriet
		a) Hele kæden	b) Til VC	a) Hele kæden	b) Til VC	
DCE	2.668 µg/L	2.579 µg/L		1.365 µg/L		1 µg/L
VC	570 µg/L	551 µg/L	627 µg/L	1.410 µg/L	1.277 µg/L	0,2 µg/L

Forskellige kontrolpunkter

Tabel 50 viser koncentrationerne af DCE og VC ved forskellige kontrolpunkter, hvor der er benyttet to afstande (100 og 500 meter fra den nedstrøms kant af forureningskilden). Videre er der benyttet tre forskellige filterlængder, 0,25 m, 2 m og opblandingsdybden. Disse kontrolpunkter er undersøgt for scenariet med lav nedbrydning af hele kæden (2a), da dette antages at være tilfældet for lokaliteten.

For både DCE og VC er koncentrationerne mindre når afstanden forøges, samt når filterlængden forøges. For alle de forskellige kontrolpunkter er der ingen der overholder de respektive grundvandskvalitetskriterier for de chlorerede opløsningsmidler.

Det skal bemærkes, at grundvandsdybden blot er 1 meter, og at både filterlængden på 2 m og over opblandingsdybden er større end dette. Herved foreslås det at foretage simulering ved brug af den todimensionale model, der antager fuld opblanding over dybden.

TABEL 50: KONCENTRATIONEN AF DCE OG VC VED FORSKELLIGE KONTROLPUNKTER PÅ LOKALITETEN RUGÅRDSVEJ. DER ER ÆNDRET PÅ LÆNGDEN FRA DEN NEDSTRØMS KANT AF FORURENINGSKILDEN OG OVER FORSKELLIGE FILTERLÆNGDER.

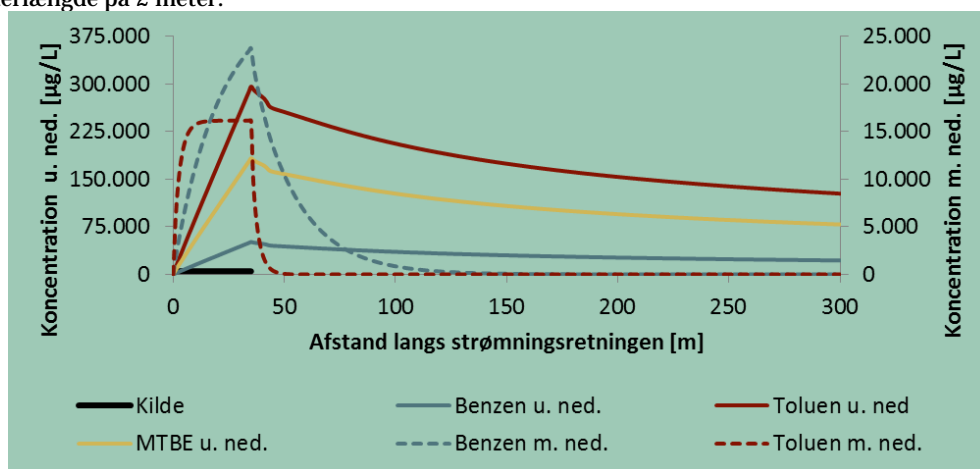
Stof	Filterlængde	100 m nedstrøms	500 m nedstrøms
DCE	0,25 m	3.099 µg/L	858 µg/L
	2 m	2.579 µg/L	831 µg/L
	Opblandingsdybde 100 m (5,30 m)	1.177 µg/L	-
	Opblandingsdybde 500 m (13,13 m)	-	365 µg/L
VC	0,25 m	662 µg/L	184 µg/L
	2 m	551 µg/L	178 µg/L
	Opblandingsdybde 100 m (5,32 m)	251 µg/L	-
	Opblandingsdybde 500 m (13,17 m)	-	78 µg/L

Resultater for Møllemarksvej

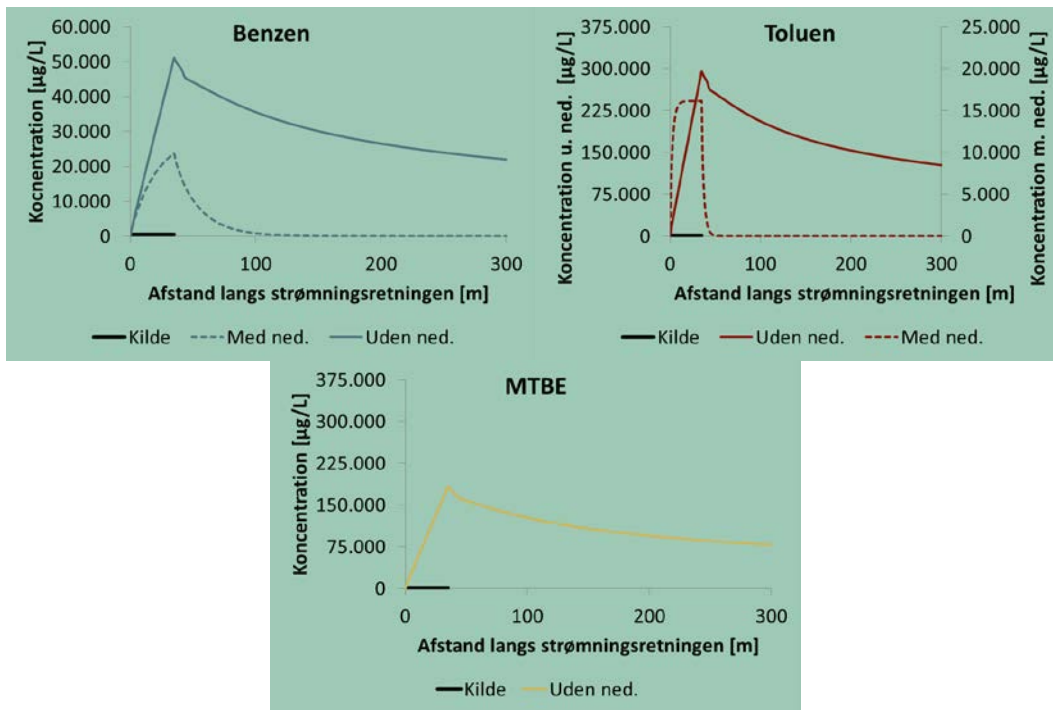
På Møllemarksvej er der sket forurening med benzen, toluen og MTBE. Det er vurderet, at der sker nedbrydning af benzen og toluen, men ikke MTBE. Derfor er der i dette afsnit blevet set på to forskellige scenarier for benzen og toluen, hvor der medtages og ikke medtages nedbrydning af stofferne. For MTBE ses der kun på det scenarie, hvor nedbrydning ikke medtages.

Figur 63 viser koncentrationen af forureningsstofferne på lokaliteten Møllemarksvej. Det kan ses, at benzen og toluen påvirkes meget af nedbrydningen. Den maksimale koncentration af toluen bliver godt 20 gange mindre når nedbrydning medtages i forhold til når denne ikke medtages. Den maksimale koncentration af benzen bliver godt tre gange mindre når der medtages nedbrydning i forhold til når der ikke medtages nedbrydning. Grunden til, at nedbrydningen påvirker toluen mest, er den høje nedbrydningsrate på $0,01 \text{ d}^{-1}$, hvor benzen nedbrydes med lavere rate på $0,001 \text{ d}^{-1}$.

Figur 64 viser koncentrationen af hvert af forureningsstofferne langs strømningsretningen over en filterlængde på 2 meter.



FIGUR 63: RESULTAT FOR BTEX FORURENINGEN FUNDET PÅ LOKALITETEN FLINTHOLMVEJ. RESULTATERNE ER VIST SOM GENNEMSNITSKONCENTRATIONERNE OVER EN FILTERLÆNGDE PÅ 2 M LANGS STRØMNINGSRETNINGEN.



FIGUR 64: RESULTATET FOR HVERT AF DE TRE FORURENINGSTOFFER BENZEN, TOLUEN OG MTBE FRA LOKALITETEN MØLLEMARKEVEJ. HER VISES DER BÅDE RESULTATERNE MED OF UDEN NEDBRYDNING. RESULTATERNE ER VIST SOM GENNEMSNITSKONCENTRATIONERNE OVER EN FILTERLÆNGDE PÅ 2 M LANGS STRØMNINGSRETNINGEN.

Påvirkning af nedbrydning

Tabel 51 viser resultaterne for koncentrationen af forureningsstofferne på Møllemarksvej ved kontrolpunktet 100 m fra den nedstrøms kant af forureningsfanen over en filterlængde på 2 m. Den viser, at alle forureningsstofferne overskrider de respektive grundvandskvalitetskriterier i kontrolpunktet når nedbrydning ikke medtages. Ses der på koncentrationerne når nedbrydning er medtaget, overskrider benzen stadig grundvandskvalitetskriteriet, mens toluen overholder grundvandskvalitetskriteriet.

TABEL 51: KONCENTRATIONEN AF BENZEN, TOLUEN OG MTBE PÅ LOKALITETEN MØLLEMARKEVEJ. KONCENTRATIONEN ER VIST SOM GENNEMSNITTET OVER EN FILTERLÆNGDE PÅ 2 M 100 M FRA DEN NEDSTRØMS KANT AF FORURENINGSKILDEN. KONCENTRATIONEN ER VIST NÅR DER BENYTTES NEDBRYDNING OG IKKE ER BENYTTET NEDBRYDNING.

	Uden nedbrydning	Med nedbrydning	Grundvandskvalitetskriteriet
Benzen	31.506 µg/L	152 µg/L	1 µg/L
Toluen	182.410 µg/L	0 µg/L	5 µg/L
MTBE	112.760 µg/L	-	5 µg/L

Forskellige kontrolpunkter

Tabel 52 viser koncentrationerne af benzen, toluen og MTBE ved forskellige kontrolpunkter, hvor der er benyttet to afstande (100 og 500 meter fra den nedstrøms kant af forureningskilden). Videre er der benyttet tre forskellige filterlængder på henholdsvis 0,25 m, 2 m og opblandingsdybden. Koncentrationerne i de forskellige kontrolpunkter er fundet for scenariet, hvor der sker nedbrydning af benzen og toluen, men der sker ingen nedbrydning af MTBE.

Som det ses af tabellen, falder koncentrationerne af alle forureningsstofferne over en forøget afstand fra forureningskilden og over en øget filterlængde. Ved afstanden 100 meter overskrider toluen ikke grundvandskvalitetskriteriet, men det gør benzen og MTBE. 500 meter nedstrøms overholder både toluen og benzen deres respektive grundvandskvalitetskriterier.

Opblandingsdybden af MTBE 500 meter nedstrøms er godt 20 m, hvilket er større end den reelle tykkelse på grundvandsmagasinet, som er 15 meter. På trods af dette anses det ikke som værende nødvendigt at foretage simuleringer med den todimensionale model, der antager fuld opblanding over dybden, da punktet er 500 meter nedstrøms og risikovurdering som regel vil blive foretaget for et kontrolpunkt tættere på forureningskilden.

TABEL 52: KONCENTRATIONEN AF BENZEN, TOLUEN OG MTBE VED FORSKELLIGE KONTROLPUNKTER PÅ LOKALITETEN MØLLEMARKEVEJ. DER ER ÆNDRET PÅ LÆNGDEN FRA DEN NEDSTRØMS KANT AF FORURENINGSKILDEN OG OVER FORSKELLIGE FILTERLÆNGDER.

Stof	Filterlængde	100 m nedstrøms	500 m nedstrøms
Benzen	0,25 m	178 µg/L	0 µg/L
	2 m	152 µg/L	0 µg/L
	Opblandingsdybde 100 m (6,66 m)	67 µg/L	-
	Opblandingsdybde 500 m (når ikke)	-	-
Toluen	0,25 m	0 µg/L	0 µg/L
	2 m	0 µg/L	0 µg/L
	Opblandingsdybde 100 m (GW)	0 µg/L	-
	Opblandingsdybde 500 m (når ikke)	-	-
MTBE	0,25 m	129.730 µg/L	60.629 µg/L
	2 m	112.760 µg/L	58.666 µg/L
	Opblandingsdybde 100 m (10,23 m)	33.673 µg/L	-
	Opblandingsdybde 500 m (19,86 m)	-	16.996 µg/L

Bilag 5 Litteraturgennemgang af dispersiviteter

I GrundRisk er det nødvendigt at have longitudinal, transversal og vertikal dispersiviteter. Derfor er der foretaget en litteraturgennemgang af dispersiviteter i alle tre retninger. Der er lagt stor vægt på at finde værdier for dispersiviteter i den transversale og vertikale retning. Der er benyttet to metoder til at udsøge relevante referencer:

- Der er taget udgangspunkt i dispersiviteter rapporteret i Schulze-Makuch (2005). Her er der kigget på samtlige referencer, der har angivet dispersiviteter for grundvandsmagasin. Dispersiviteter for transport i ler er således ikke medtaget. Der er fokuseret på studier af spredningen på en skala mellem 10 m og 350 m, som svarer til den typiske skala ved risikovurdering af forurenede grunde. Såfremt der i referencerne er angivet dispersiviteter i den transversale og/eller vertikale retning er der blevet kigget nærmere på disse, og hvordan dispersiviteterne er fundet.
- Søgning af litteratur efter 2005, med fokus på referencer der omhandler transversale og/eller vertikale dispersiviteter med samme fokus som ovenfor.

Søgningen viste, at der ikke var mange referencer der omhandlede transversale og/eller vertikale dispersiviteter. Nogle af de fundne referencer, der omhandlede transversale og/eller vertikale dispersiviteter, var for skalaer, der enten var for små eller store i forhold til den ønskede skala. Der blev i alt fundet fem referencer der kunne benyttes til dette projekt (Tabel 53).

TABEL 53: RESULTATET AF LITTERATURGENNEMGANGEN AF DISPERSIVITETER I ALLE RETNINGER.

Referencer	Metode	Skala [m]	α_L [m]	α_T [m]	α_V [m]
Robertson et al. (1991)*	3D analytisk model	130	1	0,004	0,01
Chiang et al. (1989)*	Model 1	350	10	3	-
	Model 2		0,8	0,3	-
Rivett et al. (1994)*	3D analytisk model	60	0,5	0,0025	0,01
Rotaru et al. (2014)**	Model	10	-	-	0,008
Mallants et al. (2000)**	2D model	10	0,2	0,0085	-

*Fra Schulze-Makuch (2005)

** Søgning af litteratur efter 2005

-Ingen data fundet

Som det ses af tabellen, er den longitudinale dispersivitet fundet til at være omkring 1 m. Dog er der for Chiang et al. (1989) ved model 1 fundet en longitudinal dispersivitet på 10 m, hvilket synes højt. Den transversale dispersivitet i samme undersøgelse har vist sig at være 3 m, hvilket også er meget højt, og der ses derfor bort fra model 1 i Chiang et al. (1989). For den transversale dispersivitet er det fundet, at en passende værdi er 0,01 m og for den vertikale dispersivitet er fundet til 0,005 m. Dette stemmer også overens med, hvad Bjerg (2013) tidligere har rapporteret.

Referencer

Bjerg P. L. (2013), Lecture note: Dispersion in aquifers, Version 1.2, DTU Environment.

Chiang C. Y., Salanitro J. P., Chai E. Y., Colthart J. D. & Klein C. L. (1989). Aerobic Biodegradation of Benzene, Toluene, and Xylene in a Sandy Aquifer – Data Analysis and Computer Modeling, GROUND WATER, Vol. 27, Nr. 6, side 823-834.

- Mallants D., Espino A., Van Hoorick M., Feyen J., Vandenberghe N. & Loy W. (2000). Dispersivity Estimates from a Tracer Experiment in a Sandy Aquifer, *GROUND WATER*, Vol. 38, Nr. 2, side 304-310.
- Rivett M. O., Feenstra S. & Cherry J. A. (1994). Transport of dissolved-phase plume from a residual solvent source in a sand aquifer, *Journal of Hydrology*, Vol. 159, side 27-41.
- Robertson W. D., Cherry J. A. & Sudicky E. A. (1991). Ground-Water Contamination from Two Small Septic Systems on Sand Aquifers, *GROUND WATER*, Vol. 29, Nr. 1, side 82-92.
- Rotaru C., Ostendorf D. W. & DeGroot D. J. (2014). Chloride Dispersion across Silt Deposits in a Glaciated Bedrock River Valley, *Journal of Environmental Quality*, Vol. 43, side 459-467.
- Schulze- Makuck D. (2005). Longitudinal dispersivity data and implications for scaling behavior. *GROUND WATER*, Vol. 3, side 443-456.

Bilag 6 Tid til den halve stationære koncentration ($C_{1/2}$)

For at få en idé om tiden det tager for forureningerne på de ni forskellige testlokaliteter at blive stationære, er tiden det tager for den halve stationære koncentration, $t(C_{1/2})$, for hver forurening blevet udregnet. Dette er gjort ved brug af følgende ligning:

$$t(C_{1/2}) = \frac{x \cdot R}{u}$$

hvor x er afstanden fra den nedstrøms kant af forureningskilden, R er retardationsfaktoren og u er grundvandshastigheden.

I Tabel 54 ses den udregnede tid det tager, før forureningerne når den halve stationære koncentration i kontrolpunktet 100 m fra den nedstrøms kant af forureningskilden.

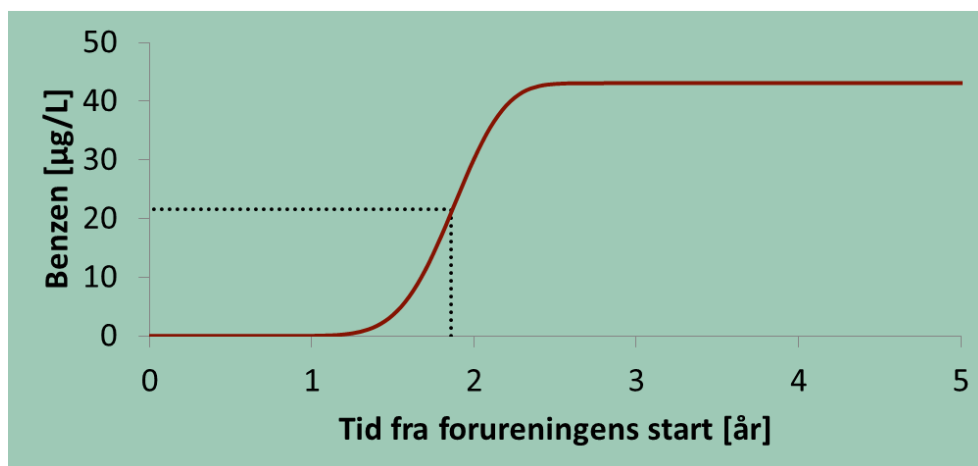
TABEL 54: RESULTATET AF UDREGNING AF $C_{1/2}$ FOR HVER AF DE NI LOKALITETER, I KONTROLPUNKTET 100 M FRA DEN NEDSTRØMS KANT AF FORURENINGSKILDEN. VIDERE ER DER FOR DE SEKS LOKALITETER, HVOR DER ER SKET FORURENING MED CHLOREREDE OPLØSNINGSMIDLER OG BTEX, ANGIVET EN RETARDATIONSFAKTOR FOR HVERT AF STOFFERNE, OG HERTIL EN $C_{1/2}$.

Lokalitet	Stof og scenarier	R [-]	v [m/år]	Tid til $C_{1/2}$ [år]	Tid til $C_{1/2}$ [år]
Malling	Alle pesticiderne	1	54	2	1,8
Oddesundvej	Alle pesticiderne	1	120	0,98	0,84
Flintholmvej	Alle pesticiderne	1	44	2,8	2,3
Fælledvej	TCE	1,445	40	5,6	3,6
	DCE	1,09	40	4,2	2,7
	VC	1,05	40	4,1	2,6
Rugårdsvej	DCE	1,09	126	1,1	0,86
	VC	1,05	126	1,1	0,83
MW Gjões Vej	PCE	2,03	40	7,3	5,0
	TCE	1,445	40	5,2	3,6
	DCE	1,09	40	3,9	2,7
	VC	1,05	40	3,8	2,6
Møllemarksvej	Benzen	1,171	7,6	21	15
	Toluen	1,719	7,6	31	23
	MTBE	1,01	7,6	18	13
Fladhøjvej	PCE	2,03	126	2,3	1,6
	TCE	1,445	126	1,6	1,1
	DCE	1,09	126	1,2	0,86
	VC	1,05	126	1,2	0,83

Vesterågade	Benzen	1,171	63	2	1,9
	Toluen	1,719	63	3	2,7
	Xylener	3,215	63	5,6	5,1

Den korteste tid det tager før den halve stationære koncentration er opnået er under et år for pesticidforureningen på Oddesundvej, og forureningerne med chlorerede opløsningsmidler på henholdsvis Rugårdsvej og Fladhøjvej. Dette skyldes, at alle tre lokaliteter har høje grundvandshastigheder på mellem 120 og 126 m/år. Den langsomme grundvandshastighed på 7,6 m/år ved Møllemarksvej resulterer i et langsomt gennembrud ved kontrolpunktet 100 m fra den nedstrøms kant af forureningskilden. Det tager således toluenforureningen 23 år, at opnå $C_{1/2}$. For benzen- og xylenerforureningen på Møllemarksvej tager det henholdsvis 15 og 13 år. Intervallet for opnåelse af $C_{1/2}$ for lokaliteterne er fra 0,83-5,1 år, hvis der ses bort fra Møllemarksvej.

Figur 65 viser gennembrudskurven af benzenforureningen på Vesterågade ved kontrolpunktet 100 m fra den nedstrøms kant af forureningsfanen. Denne gennembrudskurve er lavet ved brug af en numerisk model i COMSOL Multiphysics. Det ses, at når tiden til den halve stationære koncentration udsøges af grafen, viser denne, at det tager lige under 2 år, hvilket stemmer overens med udregningen vist i Tabel 54, der gav 1,9 år.



FIGUR 65: GENNEMBRUDSKURVEN FOR BENZENFORURENINGEN VED VESTERÅGADE, SAMMEN MED DEN UDREGNEDE TID TIL DEN HALVE STATIONÆRE KONCENTRATION.

Bilag 7 Sensitivitetsanalyse

For at undersøge, hvilke parametre der påvirker modelresultatet, er der foretaget en sensitivitetsanalyse for følgende 8 parametre:

- Længden af forureningskilden, L_x
- Bredden af forureningskilden, L_y
- Kildekoncentrationen, c_0
- Infiltration, I
- Longitudinal dispersivitet, α_{lx}
- Transversal dispersivitet, α_{ly}
- Vertikal dispersivitet, α_{lz}
- Retardationsfaktoren, R

Analysen er foretaget for den fiktive lokalitet der også benyttes i hovedrapporten.

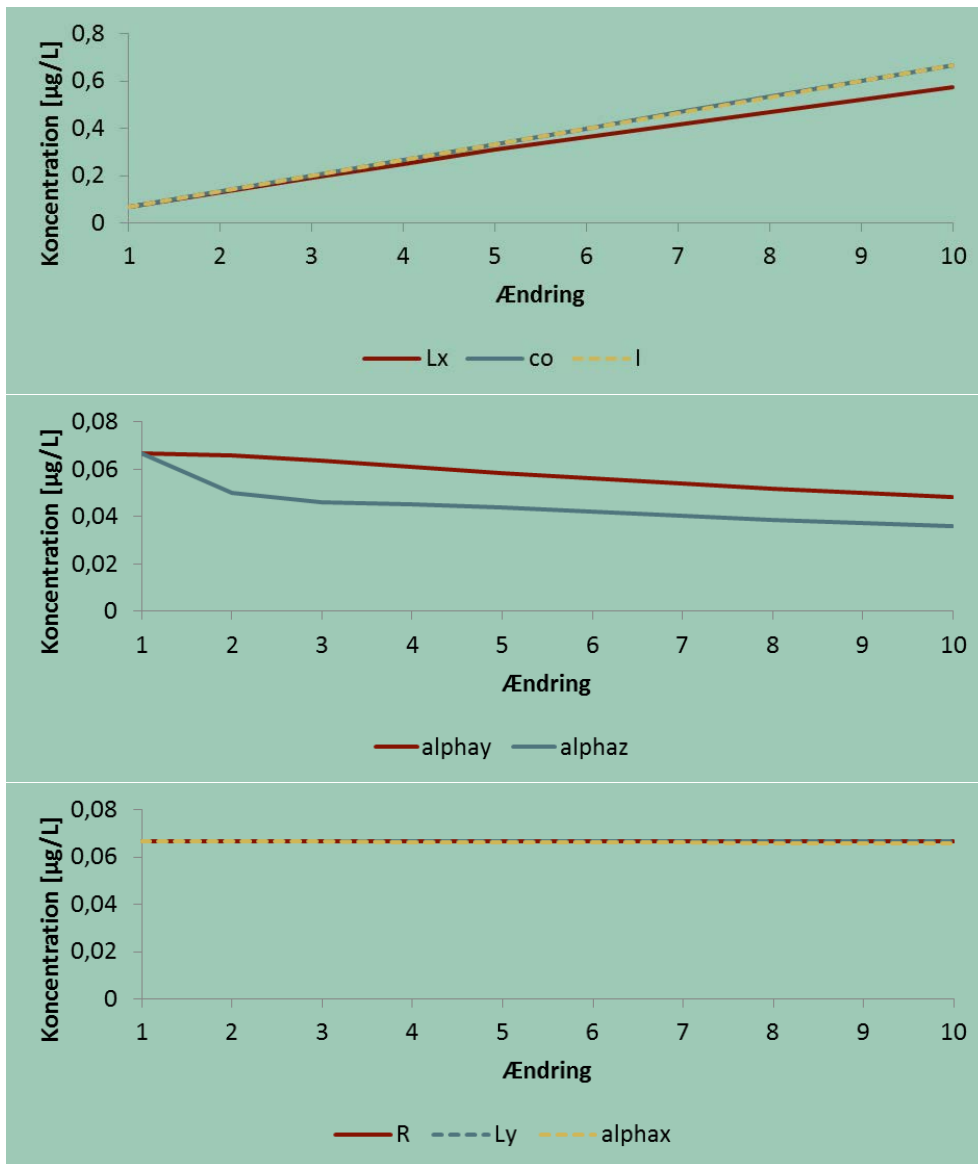
Sensitivitetsanalysen er foretaget ved at undersøge den maksimale koncentration i kontrolpunktet 100 m fra den nedstrøms kant af forureningsfanen. Hver af parametrene er separat blevet ændret med en faktor gående fra 1 til 10, hvor faktor 1 er den oprindelige værdi af hver af parametrene. Resultatet heraf ses i Figur 66 (bemærk forskellig y-akse).

Den øverste graf i Figur 66 viser, at en øget kildelængde, infiltration og forureningskildekoncentration resulterer i en øget maksimal koncentration i kontrolpunktet. En øget infiltration giver en øget forureningsflux, og således en øget masse i grundvandsmagasinet. Dette leder således til en øget maksimal koncentration. Dette er det samme tilfælde når forureningskildekoncentrationen og kildelængden forøges.

Af den midterste graf i Figur 66 ses det, at en stigning i den transversale og vertikale dispersivitet resulterer i et fald i den maksimale koncentration i kontrolpunktet 100 m fra den nedstrøms kant. En stigning i den transversale og vertikale dispersivitet resulterer i en øget spredning, og således en øget spredningsradius, og derfor en lavere maksimal koncentration i kontrolpunktet. Disse to parametre er oprindeligt fundet fra litteraturen, og er ikke bestemt for hver af testlokaliteterne.

Som det ses af den nederste graf i Figur 66 påvirker ændringen af retardationsfaktoren, kildebredden og den longitudinale dispersivitet ikke den maksimale koncentration i kontrolpunktet 100 m fra den nedstrøms kant af forureningsfanen. Retardationen påvirker, hvor lang tid det tager før, at forureningen opnår stationære forhold. Dette påvirker således ikke værdien af den stationære koncentration, og dermed heller ikke modelresultatet. Den longitudinale dispersivitet påvirker ikke den maksimale koncentration i kontrolpunktet, da spredningen i denne retning primært styres af grundvandshastigheden. Ligeledes er det vist, at kildebredden ikke ændrer den maksimale koncentration i kontrolpunktet. Dette skyldes, at den maksimale koncentration er fundet i centerlinjen. Således vil kildebredden kun ændre forurenings spredning i den transversale retning.

Af sensitivitetsanalysen ses det, at de parametre der benyttes til at beskrive forureningsfluxen til grundvandsmagasinet har en stor betydning for resultatet i GrundRisk, og hermed risikovurderingen. Derfor er det vigtigt at opsætte klare retningslinjer for, hvordan disse parametre skal udvælges.



FIGUR 66: RESULTAT AF SENSITIVITETSANALYSE FOR OTTE PARAMETRE. DETTE ER GJORT FOR DEN FIKTIVE LOKALITET.

GrundRisk

GrundRisk er et samarbejdsprojekt mellem DTU Miljø og Miljøstyrelsen. GrundRisk er opdelt i fire delprojekter. I denne rapport er delprojekt 2 beskrevet, der omhandler udvikling af en ny beregningsmodel til risikovurdering af grundvandstruende jordforureninger.

Der har gennem projektforløbet været afholdt workshops med repræsentanter fra de fem danske regioner. Det har hermed været muligt at få input til hvilke principper, som den fremtidige risikovurdering skal hvile på, og hvilke processer, der er væsentlige at medtage.

Den udviklede GrundRisk model kan simulere transport og stofspredning i grundvandet i 3 dimensioner fra en jordforurening. I modellen nedsiver jordforureningen som en forureningsflux gennem et horisontalt areal placeret over grundvandsmagasinet. Ligeledes er det muligt at simulere en 1. ordens nedbrydning af forureningen, herunder kædenedbrydning (sekventiel nedbrydning). Dette er i særdeleshed relevant for at beskrive nedbrydningen af klorerede opløsningsmidler. Modellen kan tage højde for effekten af infiltration og den påvirkning af forureningsfanens udbredelse over dybden og heraf følgende fortynding.

For at undersøge modellens egenskaber blev der under projektet udvalgt ni testlokaliteter i samarbejde med regionerne. Denne afprøvning viste bl.a.:

At modellen med relevante spredningsparametre simulerer en spredning af en grundvandsforurening i tre dimensioner.

At når infiltration inkluderes i simuleringerne, falder den resulterende koncentration i punktet 100 m fra den nedstrøms kant af forureningskilden.

At de kildespecifikke parametre har stor betydning for den resulterende koncentration i kontrolpunktet, og bestemmelse af disse er derfor vigtige.

At nedbrydning har en stor effekt på reduktionen af koncentrationen af BTEX og nogle pesticider i kontrolpunktet.

At sekventiel nedbrydning kan resultere i stigende koncentrationer i kontrolpunktet af nedbrydningsprodukterne i forhold til, hvis nedbrydningen ikke medtages.

I et parallelt projekt udvikles en konceptuel og matematisk kobling af vertikale stoftransportmodeller til denne rapport udviklede grundvandsmodel GrundRisk. Når dette arbejde er afsluttet, vil der eksistere en samlet model for risikovurdering af en forurennet grund i forhold grundvand.



Miljøstyrelsen
Strandgade 29
1401 København K

www.mst.dk