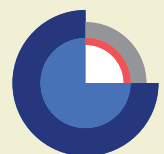


Fælles grundvand – Fælles ansvar: WP3 Stoftransport og risikovurdering

Ida M. Valentin Christiansen, Anders R. Johnsen,
Jacob Kidmose & Torben O. Sonnenborg

DE NATIONALE GEOLOGISKE UNDERSØGELSER
FOR DANMARK OG GRØNLAND,
ENERGI-, FORSYNINGS- OG KLIMAMINISTERIET



GEUS

Fælles grundvand – Fælles ansvar: WP3 Stoftransport og risikovurdering

Ida M. Valentin Christiansen, Anders R. Johnsen,
Jacob Kidmose & Torben O. Sonnenborg

Indhold

Forord

Indhold	5
1 Indledning	9
2 Datagrundlag	11
2.1 Hydrologisk model, WP2.....	11
2.2 Partikelbanesimuleringer.....	12
2.3 Stoftransportsimuleringer	15
2.3.1 Udvalgte stoffer	15
2.3.2 Kildestyrker og fri fase generelt.....	15
2.3.3 Anaerob fane	16
2.3.4 Sorption generelt	16
2.3.5 Nedbrydning generelt	19
2.3.6 Umættet zone	19
2.3.7 Kilder med pesticider – kildestyrker, sorption og nedbrydelighed	19
2.3.8 Kilder med klorerede opløsningsmidler – kildestyrker, sorption og nedbrydelighed	27
2.3.9 Kilder med oliestoffer – kildestyrker, sorption og nedbrydelighed	28
2.3.10 Dispersiviteter	33
2.3.11 Redoxforhold	33
3 Metode – modeltekniske overvejelser	37
3.1 Strømningsløsning for årene 1900-2017	37
3.2 Partikelbanesimuleringer.....	37
3.2.1 Simuleringsperiode.....	37
3.2.2 ParticleTracking modulet i MIKE SHE.....	37
3.2.3 Kildestørrelse og antal partikler.....	38
3.2.4 Sinks	38
3.3 Stoftransportsimuleringer	38
3.3.1 MIKE SHE.....	38
3.3.2 Simuleringstid	39
3.3.3 Time step control parametre	39
3.3.4 Opsætning af umættet zone i MIKE SHE.....	39
3.3.5 Nedbrydningsprocesser	40
3.3.6 Sorptionsprocesser.....	40
3.3.7 Vandkvalitetslag i mættet zone	40
3.3.8 Kildestyrker	41
3.3.9 Pumpescenarier	42
4 Resultater	45
4.1 Partikelbanesimuleringer.....	45

4.1.1	Præsentation af resultater	45
4.1.2	Udvalgte punktkilder	45
4.1.3	Kort over partikelbanesimuleringerne	46
4.2	Stoftransportsimuleringer	62
4.2.1	Resultater for basisscenariet.....	62
4.2.2	GIS visualisering	93
4.2.3	Resultater for scenarie 2	96
4.2.4	Resultater for scenarie 7	101
5	Diskussion	107
6	Konklusion	111
7	Referencer	113
Bilag		117
1	Udvalgte punktkilder til videre stoftransportmodellering	117
2	Oversigt over forureningstruede boringer	120

Forord

Den 23. september 2015 indgik Region Syddanmark, Odense Kommune og VandCenter Syd en partnerskabsaftale om grundvandsbeskyttelse. Formålet med partnerskabet er at styrke samarbejdet om beskyttelse af grundvandet i området vest for Odense, hvor der er store grundvandsinteresser. Som det første projekt i partnerskabets regi blev partnerskabsprojektet "Fælles grundvand fælles ansvar" igangsat i efteråret 2015. Partnerskabsprojektet gennemføres som et pilotprojekt i et tæt samarbejde mellem Region Syddanmark, Odense Kommune, VandCenter Syd og GEUS.

Formålet med partnerskabsprojektet er at udvikle værktøjer, metoder og processer, der kan bidrage til optimering af den langsigtede indsats i relation til beskyttelse, anvendelse og forvaltning af grundvandsressourcen i oplandene til VandCenter Syds kildepladser vest for Odense. Samtidig skal projektets innovative samarbejdsmodel inspirere til øget samarbejde om grundvandsbeskyttelse i Danmark.

I forbindelse med partnerskabsprojektet vil der med udgangspunkt i statens grundvandskortlægning og med inddragelse af supplerende viden blive foretaget risikovurdering og prioritering af indsatserne med henblik på at beskytte grundvandet. Indsatserne kan blandt andet omfatte forebyggelse af forurening, undersøgelser og oprensning af forureningskilder, overvågning, optimering af indvindingsstrategier, særlige arealdispositioner og forvaltningsmæssige tiltag mv.

Partnerskabsprojektet gennemføres indenfor indvindingsoplandene til VandCenter Syds kildepladser Bolbro og Eksercermarken, som forsyner store dele af Odense med grundvand. De to kildepladser er velegnede som projektområde, fordi der foreligger væsentlig viden om de geologiske og hydrogeologiske forhold fra tidligere kortlægningsarbejde, blandt andet statens grundvandskortlægning og vandselskabets arbejde med grundvandsbeskyttelsen. Desuden er der kendskab til flere forurenede og muligt forurenede lokaliteter inden for oplandene til de to kildepladser, hvilket støtter valget af projektområdet.

Projektet er opdelt i 5 arbejdsplaner (Work Packages; WP):

- WP0: Projektledelse
- WP1: Geologisk model, hvor formålet er at opstille en detaljeret geologisk model, der kan danne grundlag for arbejdet i WP2 og WP3 og i SUBWATER projektet.
- WP2: Hydrologisk model, hvor formålet er at opstille en detaljeret, fuldt integreret hydrologisk model, der kan danne grundlag for arbejdet i WP3 og i SUBWATER projektet.
- WP3: Stoftransport, risikovurdering og prioritering, hvor formålet er at vurdere risikoen for forurening af de dybereliggende grundvandsmagasiner til brug for prioritering af indsatser
- WP4: Vandbalance og klima, hvor formålet er at belyse sammenhænge mellem grundvand og overfladevand i byen

Den overordnede projektledelse (WP0) er varetaget af Troels Kærgaard Bjerre, VandCenter Syd og Jørgen Fjeldsø Christensen, Region Syddanmark, som afløste Troels Kærgaard Bjerre i efteråret 2018. Projektledelsen af de enkelte arbejdsopgaver er varetaget af: WP1: Jørgen Fjeldsø Christensen, Region Syddanmark (WP1), Torben Sonnenborg, GEUS (WP2), Anette Hansen, Region Syddanmark (WP3), og Hans Peter Birk Hansen, Odense Kommune (WP4).

Nærværende rapport udgør en afrapportering af det arbejde, der er blevet udført i forbindelse med WP3 – Stoftransport, risikovurdering og prioritering. I WP3 indgår to hovedelementer; partikelbanesimulering og stoftransport for udvalgte punktkilder inden for indvindingsoplandene/modelområdet. Projektgruppen har været sammensat således: Anette Hansen og Jørgen Fjeldsø Christensen, Region Syddanmark, Hans Peter Birk Hansen og Lone Hansgård Frederiksen, Odense Kommune, Troels Kærgaard Bjerre (afløst af Anne Esbjørn i efteråret 2018) og Johan Linderberg, VandCenter Syd, samt Ida M. Valentin Christiansen, Anders R. Johnsen, Jacob Kidmose, Peter Sandersen og Torben O. Sonnenborg, GEUS.

1 Indledning

Den tredje arbejdsopgave i projektet "Fælles Grundvand – Fælles Ansvar" omfatter stoftransport og risikovurdering af udvalgte forureningspunktkilder ved lokaliteter, som er kortlagt på vidensniveau V1 og V2 i oplandet til de to kildepladser Bolbro og Eksercermarken nær Odense by, som VandCenter Syd indvinder vand fra. Desuden er der inddraget en række fiktive punktkilder, baseret på formodninger om at arealanvendelsen på den pågældende lokalitet vil kunne medføre en forurening af kildepladserne. Forureningskilderne i oplandet er undersøgt gennem en konservativ partikelbanesimulering og en efterfølgende reaktiv stoftransportsimulering af de V1 og V2 kortlagte kilder, der på baggrund af partikelbaneresultaterne udgør den største forureningsfare for de to kildepladser.

Partikelbanesimuleringerne og den efterfølgende stoftransportsimulering bygger på den hydrologiske model, der blev opsat i arbejdsopgave to (WP2 rapport, Kidmose & Sonnenborg, 2018). I arbejdsopgave to var formålet at gennemføre en analyse af sårbarheden for de to kildepladser Bolbro og Eksercermarken samt at analysere indvindingsmønstre i perioden 1900-1989. Desuden var formålet at opstille en hydrogeologisk model til analyse af fremtidige klimaændringer, som kan danne grundlag for stoftransportberegninger for udvalgte kildepladser i området i arbejdsopgave tre. Resultaterne herfra er præsenteret i Kidmose & Sonnenborg (2018).

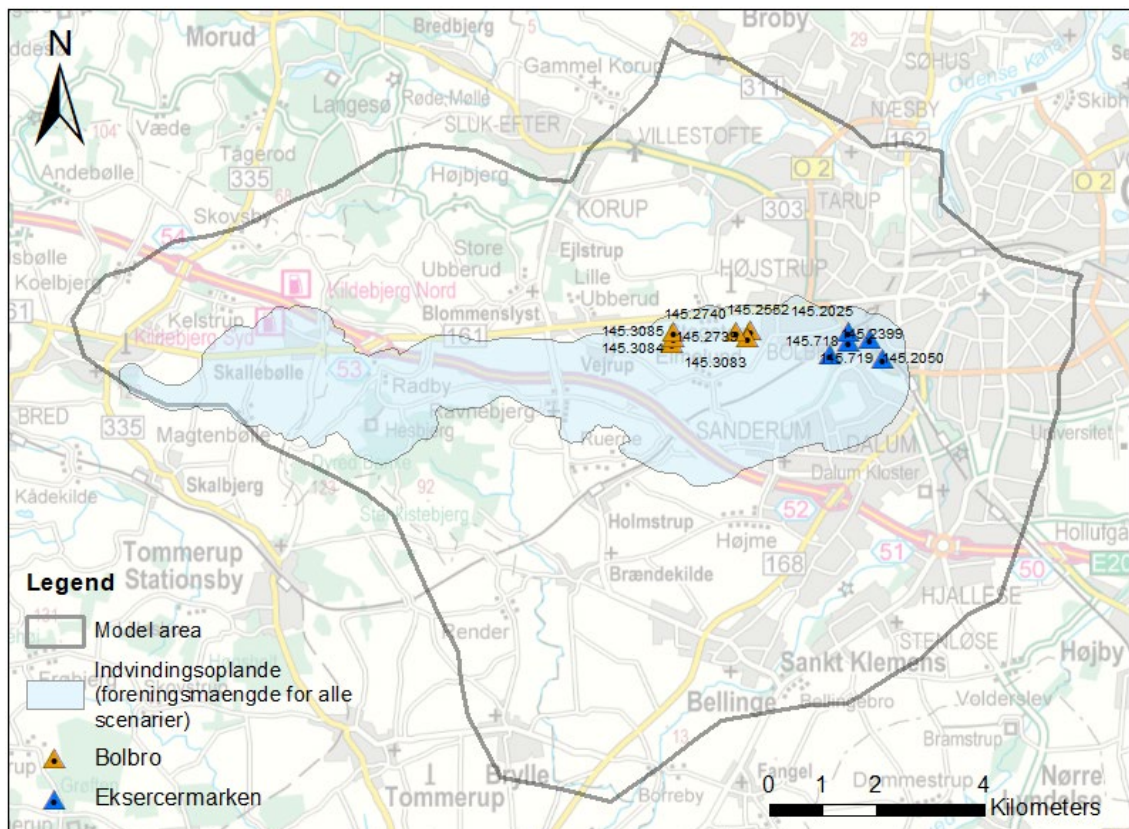
I den første del af WP3 udføres konservative partikelbaneberegninger for i alt 83 kendte V1 og V2 kortlagte forureningskilder i modelområdet, hvor V1-grunde er udpeget som mulige forureningskilder og V2-grunde er steder, hvor kortlægning peger på, at en konstateret forurening kan have skadelig virkning på miljøet. Resultaterne fra disse beregninger viser, hvordan en given forurening fra disse arealer vil kunne bevæge sig, og dermed hvilke forureningskilder der potentielt vil kunne udgøre en fare for Bolbro og Eksercermarken kildepladser. På baggrund af denne viden bliver en række af de potentielle forureningskilder udvalgt til videre stoftransportmodellering, hvor en palette af mulige stoffer bliver sendt afsted fra kilderne, og hvor der (i modsætning til partikelbaneberegningerne) også tages højde for nedbrydning og sorption. Resultatet af WP3 bliver en række gennembrudskurver for de forskellige stoffer fra de udvalgte potentielle forureningskilder, der viser hvornår (hvis overhovedet) forureningen fra de udvalgte forureningskilder vil kunne påvirke vandkvaliteten ved hhv. Bolbro og Eksercermarken.

2 Datagrundlag

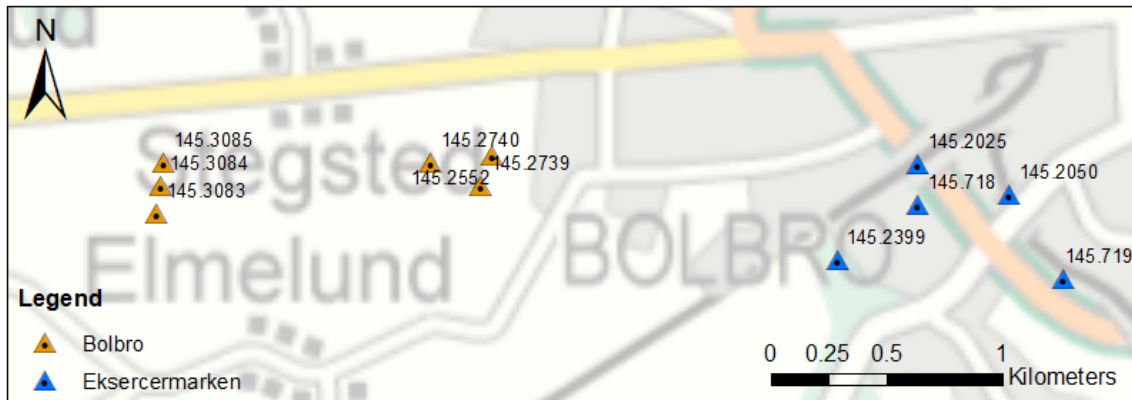
En stor del af arbejdet med WP3 har været indsamlingen af data særligt i forbindelse med stoftransportsimuleringerne. I det følgende gennemgås datagrundlaget for hhv. partikelbanesimuleringerne og stoftransporten.

2.1 Hydrologisk model, WP2

De analyser, der udføres i WP3, bygger på den hydrologiske model, der blev opstillet i WP2 for Bolbro og Eksercermarken kildepladser sydvest for Odense (se figur 2-1 og 2-2). Modelområdet dækker 149 km² morænelandskab og omfavner indvindingsoplandene til begge kildepladser. Den hydrologiske model blev opstillet i det integrerede modelleringsværktøj MIKE SHE og kalibreret og valideret med hensyn til grundvandsstand og vandføringsdata (Kidmose og Sonnenborg, 2018). Modellen blev opstillet med en horisontal opløsning på 50x50m, som derfor også vil være den fineste opløsning i de analyser, der udføres i WP3. Den hydrologiske model er opbygget med 11 beregningslag, som opdeles yderligere i WP3. Ved hjælp af partikelbaneberegninger blev der i WP2 yderligere kortlagt et 300 års opland for både Bolbro og Eksercermarken.



Figur 2-1. Modelområdet for den hydrogeologiske model, der blev sat op i WP2. På figuren ses desuden indvindingsboringerne for Bolbro og Eksercermarken kildepladser samt foreningsmængden for indvindingsoplandene til de to kildepladser for alle indvindings-scenarier beskrevet i WP2 rapporten (Kidmose & Sonnenborg, 2018).



Figur 2-2. Placering af vandindvindingsboringer ved Bolbro og Eksercermarken kildepladser.

2.2 Partikelbanesimuleringer

Formålet med partikelbanesimuleringerne er at fastlægge, om en given forurening fra bestemte arealer i oplandet til Bolbro og Eksercermarken vil kunne påvirke vandkvaliteten ved kildepladserne i negativ retning. Data til partikelbanesimuleringerne udgøres derfor af information om V1 og V2 kortlagte punktkilder i modelområdet, som ligger indenfor indvindingsoplandene til både Bolbro og Eksercermarken. Informationerne inkluderer placeringen af punktkilderne samt et fiktivt spilds startdato.

Til partikelbanesimuleringer er der udvalgt kilder inden for seks forskellige "kildetype-kategorier":

- lossepladser (5 stk),
- kilder med klorerede opløsningsmidler (3 stk),
- pesticidkilder (3 stk),
- kulbrintekilder (34 stk),
- frugtplantager (15 stk), og
- fiktive kilder (22 stk).

Ud over disse er der også gennemført beregninger for en stor fladekilde, der dækker en stor del af modelområdet. Der bliver altså udført partikelbanesimuleringer for 82 mindre forureningskilder og én stor fladekilde. De kendte V1 og V2 kortlagte kilder (lossepladser, klorerede opløsningsmidler, pesticidkilder og kulbrinter) er præsenteret i Tabel 2-1. Her er de noteret med lokalitetsnummer, en kort beskrivelse af kildetypen samt en markering af, hvorvidt kilden er V1 eller V2 kortlagt. Det er yderligere noteret, hvornår spildet fra kilden er estimeret til at ske. Det er skal bemærkes, at det er disse årstal, der bestemmer partikelbanesimuleringerne starttidspunkt.

Da datatætheden med forureningslokaliteter inden for indvindingsoplandet er lav, er det valgt at tilføje en række fiktive lokaliteter. Til at afklare om der er områder, som kan udgøre en risiko for kildepladserne, blev der etableret "fiktive lokaliteter" i områder, hvor der ikke var nogen V1/V2 kortlagte lokaliteter, men hvor det jf. tidligere luftfotos fremgik, at der har været landbrug, gartneri, frugtplantager eller lignende. De 22 fiktive kilder, frugtplantagerne og den store fladekilde er ikke repræsenteret i tabel 2-1. De fiktive kilder repræsenterer fiktive pesti-

cidpunktkilder i tilknytning til bebyggelse tæt ved kildepladserne, hvor det kan forventes/sandsynliggøres, at der vil være en punktkilde. Disse er endvidere udvalgt med tanke på geologien, herunder i de begravede dale, således at de er placeret i områder, hvor den naturlige beskyttelse af grundvandet forventes at være begrænset.

I tillæg til de "fiktive kilder" blev der udvalgt 15 tidligere frugtplantager ud fra kendskab til deres placering i modelområdet, fordi der her sprøjtes med pesticider.

Til afklaring af i hvilket omfang en fladekilde kontra punktkilder udgør en risiko for grundvandet, blev der foretaget et dataudtræk på markblokkene. Den store fladekilde repræsenterer de marker i modelområdet, hvor det forventes, at der tidligere er blevet dyrket roer og dermed blevet sprøjtet med chloridazon.

De fiktive pesticidkilder, frugtplantagerne og den store fladekilde indgår ikke på listen over de kendte V1 og V2 kortlagte og er derfor ikke angivet med årstal for spildets start. Følgende startdatoer er valgt for de forskellige forureningskilder:

- **Fiktive kilder – 1964**
Ifølge Miljøstyrelsen har chloridazon været godkendt i Danmark i perioden 1964 – 1996, hvorfor 1964 er valgt som start år for spildet ved de fiktive pesticidkilder.
- **Frugtplantager - 1956**
I pesticidtabasen forelægger der fra 1956 information omkring brug af pesticider på frugtplantager.
- **Den store fladekilde (roemarker) – 1966**
Det største salg af chloridazon har ligget fra 1966 til 1981 (Figur 2-3).

Tabel 2-1. Udvalgte punktkilder til partikelbanesimuleringer. Kilderne er markeret med lokalitetsnummer, som vil gå igen igennem rapporten. Der er yderligere angivet hvilken kildetype det drejer sig om, samt hvorvidt kilden er V1 eller V2 kortlagt.

Kommune	Lokalitetsnummer	Lokalitetsnavn/beskrivelse af lokalitet	Kildetype	Status	Etablingsår	Spildets start
Odense	461-00051	Sanderum Losseplads	Losseplads	V2	1967	1967
Odense	461-00072	Odense Købstads Losseplads	Losseplads	V2	1938	1938
Odense	461-00074	Losseplads	Losseplads	V2	1958	1958
Odense	461-00075	Losseplads	Losseplads	V2	1958	1958
Odense	461-00087	Roeskovvej Losseplads	Losseplads	V2	1900	1900
Odense	461-70117	Ravnebjerg Plastik og Tromleoplæg	Klorerede opl.	V2	1973	1983
Odense	461-00124	Micro Matic	Klorerede opl.	V2	1953	1963
Odense	461-00146	Jacobsens Garveri.	Klorerede opl.	V2	1935	1945
Odense	461-70191	Brændekilde Maskinstation	Pesticidkilder	V2	1956	1966
Odense	461-81364	Gartneri	Pesticidkilder	V1	1966	1976
Odense	461-81368	Ravnebjerg Maskinstation	Pesticidkilder	V1	1984	1994
Odense	461_00014	XXXX, uden for indvindingsoplandet				
Odense	461-00105	Nedlagt Texaco-Station	Kulbrinter	V1/V2	1962	1972
Odense	461-00164	Holmstrup Brugs	Kulbrinter	V2	1920	1930
Odense	461-04098	Leasy Udlejning	Kulbrinter	V2	1992	2002
Odense	461-05597	Shell-Servicestation + autoværksted	Kulbrinter	V1/V2	1963	1973
Odense	461-06344	Shell Service Station	Kulbrinter	V1/V2	1957	1967
Odense	461-70193	L.M. Kalkværker	Kulbrinter	V2	1946	1956
Odense	461-70134	Bolbro Autogenbrug I/S	Kulbrinter	V2	1961	1971
Odense	461-70197	Autoværksted	Kulbrinter	V2	1975	1985
Odense	461-70204	Autoværksted	Kulbrinter	V2	1920	1930
Odense	461-70217	Maskinfabrik	Kulbrinter	V2	1969	1979
Odense	461-90091	J.B.Winsløvs Vej 15, 17, 20	Kulbrinter	V2	1977	1987
Assens	485-04014	Børnehaven Rendertoppen	Kulbrinter	V2	1958	1968
Odense	461-81365	KEA PHØNIX / K E Montage A/S / Jucum A/S / STE Consult	Kulbrinter	V1	1954	1964
Odense	461-81367	Stegsted Autoopretning / Stegsted Auto / Købmand med benzinsalg (Esso)	Kulbrinter	V1	1953	1963
Odense	461-81373	Finns Auto	Kulbrinter	V1	1930	1940
Odense	461-81374	Savværk / Autoværksted med lake-ring	Kulbrinter	V1	1948	1958
Odense	461-81375	K.J.K. APS	Kulbrinter	V1	1990	2000
Odense	461-81377	Månsson's Auto Blommenslyst	Kulbrinter	V1	1976	1986
Odense	461-81390	Købmand med brændstofsalg	Kulbrinter	V1	1957	1967
Odense	461-81400	Autoværksted og bilsalg / Købmand med benzinsalg	Kulbrinter	V1	1957	1967
Odense	461-81448	Maskinværksted	Kulbrinter	V1	1963	1973
Odense	461-90075	Dansk Maskinpark	Kulbrinter	V1	1960	1970
Assens	491-50015	Shell	Kulbrinter	V1	1957	1967
Assens	491-50038	Caltex Service Station	Kulbrinter	V1	1946	1956
Assens	491-70157	Autoværksted	Kulbrinter	V1	1973	1983
Assens	491-70159	Autoværksted	Kulbrinter	V1	1987	1997
Odense	461-04034	El - Zink A/S	Kulbrinter	V1	1963	1973
Odense	461-05100	Autoophug	Kulbrinter	V1	1920	1930
Odense	461-05275	Vognmand	Kulbrinter	V1	1956	1966
Odense	461-70135	H.W.N. Trans	Kulbrinter	V1	1968	1978
Odense	461-70182	Tankanlæg ved Planteskolen Ellebæk	Kulbrinter	V1	1964	1974
Odense	461-70189	Vognmandsforretning	Kulbrinter	V1	1951	1961
Odense	461-70206	Sanderum Varmecentral	Kulbrinter	V1	1965	1975
Odense	461-70211	Autoværksted	Kulbrinter	V1	1951	1961

2.3 Stoftransportsimuleringer

Udvalgte resultater fra partikelbanesimuleringerne er præsenteret i afsnit 4.1. Ud fra resultaterne er det vurderet hvilke lokaliteter og dermed forureningskilder, der potentielt udgør den største risiko for kildepladserne Bolbro og Eksercermarken. Denne udvælgelsesproces er nærmere beskrevet i afsnit 3.2.4. På baggrund af dette er der udvalgt en række stoffer, der bedst repræsenterer de forskellige forureningskildetyper, og som evt. er påvist ved den enkelte udvalgte kilde. Disse stoffer er præsenteret i afsnit 2.3.1, og baggrunden herfor er løbende forklaret igennem metodeafsnittet.

Til forskel for partikelbaneberegningerne tages der i stoftransportberegningerne både hensyn til opblanding, nedbrydning og sorption. I det følgende er det derfor beskrevet, hvorledes data for sorption og nedbrydning er indsamlet samt hvordan kildestyrkerne for de enkelte stoffer ved de udvalgte forureningskilder er beregnet.

2.3.1 Udvalgte stoffer

På baggrund af resultaterne fra partikelbanesimuleringerne er der udvalgt en delmængde af forskellige lokaliteter med forskellige forureningskilder til videre stoftransportsimulering (se afsnit 4.1.2). For at beskrive disse kilder er tre forskellige stofgrupper inkluderet i stoftransportsimuleringerne: oliestoffer, pesticider og klorerede opløsningsmidler. Inden for de enkelte stofgrupper er følgende stoffer valgt til stoftransportsimuleringen:

Oliestoffer: Benzen, toluen, ethylbenzen, xylener, methyl-tertiær-butylæter (MTBE)

Pesticider: 1,2-dichlorbenzamid (BAM), dimethylsulfamid (DMS), imidacloprid, desphenylchloridazon (DPC), desethyldeisopropylatrazin (DEIA), bentazon og mechlorprop.

Klorerede opløsningsmidler: Perchlorethen (PCE), vinylchlorid (VC)

Stofferne er udvalgt ud fra kendskab til forureningskilden ved lokaliteten. Tabel 2-1 viser de udvalgte lokaliteter og forureningskilder. Det er denne information, samt kendskab til forureningskildes historie, der danner grundlag for udvælgelsen af stoffer. Til de anførte stoffer skal der findes data for nedbrydning og sorption samt kildestyrker ved hver kilde. Denne proces er beskrevet i følgende afsnit.

2.3.2 Kildestyrker og fri fase generelt

Mht. kildestyrke er det valgt at arbejde med to scenarier, hhv. et "worst-case" scenarium og et "mildt scenarium". De fleste worst-case scenarier bygger på højst mulige kildestyrker og/eller fravær af nedbrydning i grundvandsmagasinerne. Det forventes, at de faktiske kildestyrker i mange tilfælde vil have været mindre, ligesom der muligvis vil foregå en ganske langsom nedbrydning af stofferne i grundvandet. Først gennemføres en beregning med worst-case scenariet, og hvis det resulterer i stofkoncentrationer ved indvindingsboringerne, som ligger over en "kritisk" koncentration (her valgt til mere end 0,1 µg/L), gentages simuleringerne med en reduceret kildestyrke ("mildt scenarium").

Fri fase strømning beskrives ikke af modellen, men er relevant for oliestoffer og klorerede opløsningsmidler. I modellen tages der højde for effekten af en fri fase ved at påføre en

konstant høj kildestyrke samt ved at anvende en worst-case kildestyrke. For oliestoffer vil kildestyrken tæt på områder med fri fase generelt være bestemt af fasefordelingen mellem oliefasen og vandfasen. Som worst-case kildestyrke anvendes der derfor den vandige ligevægtskoncentration beregnet ud fra de enkelte stoffers fugacitet og det typiske indhold af stoffet i benzin/diesel. For klorerede opløsningsmidler vil kildestyrken ofte være tæt på den vandige opløselighed. Dette skyldes, at PCE ofte findes som fri fase, det vil sige et vandigt system, som tættest på kilden er mættet med PCE (eller evt. TCE). Mht. vinylchlorid forudsættes en momentan omdannelse fra PCE til vinylchlorid, når PCE er frigivet til vandfasen (se nedenfor), hvorfor kildestyrken vil svare til PCE's vandige opløselighed.

I modellen har forureningskilderne en minimumudbredelse på 50x50 m svarende til én celle i grid'et (se afsnit 2.1). Idet de fleste af punktkilderne har en mindre udbredelse, ville det give for høje koncentrationer, hvis en worst-case kildestyrke blev påført dette areal. For at kompensere for dette er alle de fastsatte kildestyrker multipliceret med en arealfaktor. Denne faktor svarer til forholdet mellem arealet af grid-cellen (50 m x 50 m = 2500 m²) og arealet af fri fase ved punktkilden. I tilfældet med en losseplads, hvor der forekommer fri fase på omkring 25 m², er kildestyrkekoncentrationerne divideret med 100, for dermed at undgå at sende urealistisk høje mængder stof afsted i modellen. Tilsvarende er pesticidkildestyrken på en 50 m² sprøjtehandteringsplads divideret med en arealfaktor 50.

2.3.3 Anaerob fane

En anaerob forureningsfane er mest relevant for oliestofferne, idet deres nedbrydning kan forløbe så hurtigt, at alt ilt opbruges i den centrale del af fanen. Den anaerobe fanes længde vil typisk have en udbredelse, som er mindre end modellens gridstørrelse på 50x50 m. Det betyder, at den manglende nedbrydning af oliearomater i den anaerobe del af forureningsfanen kan ignoreres.

Nogle pesticider, specielt phenoxysyrer, og klorerede opløsningsmidler kan desuden forekomme i den anaerobe fane fra lossepladser. Grundvandszonen er kun opdelt i aerob og anaerob zone ud fra kortlægningen af redoxgrænsen, og der tages derfor ikke højde for en smal, kraftigt reduceret fane fra en losseplads.

2.3.4 Sorption generelt

Parametrene K_f og K_d er begge mål for et stofs binding til jord (sorption), idet disse parametre beskriver fordelingen mellem vandfasen og jordfasen, når denne fordeling er i ligevægt. Ved en K_d på 10 vil der således være 10 molekyler bundet til jorden for hvert molekyle i vandfasen bestemt under standardiserede forhold. Forskellen på de to parametre er, at K_d bygger på en model, hvor fordelingen mellem vand og jord er koncentrationsuafhængig, og K_f bygger på en model, hvor sorptionen mindskes ved højere koncentrationer. Ved en vandig koncentration på 1 er $K_d = K_f$, hvorfor K_f ofte bruges som estimat for K_d . K_d (eller K_f) er den mest styrende faktor for miljøfremmede stoffers mobilitet i jord og grundvand, men det er vigtigt at benytte K_d eller K_f bestemt for grundvandssediment, ikke for pløjelaget, idet bindingen i grundvandssedimentet oftest er langt mindre pga. lavt kulstofindhold. Desværre findes der stort set ikke sorptionsdata for grundvandssedimenter.

For stoffer, hvor kun K_{oc} eller K_{foc} (fordelingskoefficienten mellem vand og organisk kulstof) kendes, kan K_d (eller K_f) estimeres, hvis der er kendskab til sedimenternes indhold af total

organisk kulstof (TOC). Nedenfor i tabel 2-2 er TOC-værdier for Pesticidvarslingsprogrammets lerjorde og sandjorde listet, samt data fra yderligere to lerlokalteter (Gjorslev og Lund, Albers m.fl, submitted). Tabellerne indeholder data fra 2 meter under terræn og dybere. For lerjordene varierer TOC fra 0,04% til 0,78% med en middel på 0,18%. Omregningsfaktoren fra K_{oc} til K_d (eller K_{foc} til K_f) for en typisk dansk lerjord er derfor $K_{oc} * 0,18/100$ (eller $K_{foc} * 0,18/100$). For sandjordene varierer TOC fra 0,02% til 0,20% med en middel på 0,09%. Omregningsfaktoren fra K_{oc} til K_d (eller K_{foc} til K_f) for en typisk dansk sandjord er derfor $K_{oc} * 0,09/100$ (eller $K_{foc} * 0,09/100$). Minimums- og maksimums-værdierne viser, at der er betydelig variation, som lokalt vil kunne give større eller mindre sorption. Omregningerne fra K_{oc} til K_d gælder kun for stoffer, hvor bindingen er bestemt af jordens indhold af organisk kulstof, det vil oftest sige stoffer, som er mere eller mindre hydrofobe f.eks. oliestoffer, klorede opløsningsmidler og en del pesticider. De beregnede K_d -værdier for grundvandssediment er betydeligt mere usikre for polære stoffer som f.eks. nogle mobile pesticidnedbrydningsprodukter, der kan have andre typer binding i grundvandssedimenterne. I disse tilfælde er den beregnede K_d et worst-case estimat, idet nogle stoffer vil have større binding, hvis de f.eks. binder til sedimenternes mineralske fraktion.

Tabel 2-2. Indhold af total organisk kulstof (TOC) i forskellige dybder på VAP-markerne (Estrup, Fårdrup, Slæggerup, Tylstrup og Estvad, Lindhardt m.fl., 2001) og to andre lokaliteter (Lund og Gjorslev, Albers m.fl., 2018). Prøvematerialet stammer fra udgravninger og fra borekerner.

Lerjorde		
Lokalitet	Dybde (m)	TOC (%)
Gjorslev	3	0,05
	3	0,05
	4,4	0,18
Lund	2,3	0,06
	3,2	0,05
	3,2	0,06
	4,7	0,17
Estrup	2	0,25
	2,5	0,23
	3	0,19
	3,5	0,17
	3,75	0,17
	4	0,16
	4,5	0,16
	5	0,15
	2	0,31
	5,6	0,36
	2,5	0,13
3,5	0,78	
Fårdrup	2	0,07
	2,5	0,1
	3	0,08
	3,75	0,09
	4,1	0,17
	5	0,23
Slæggerup	2,2	0,06
	3	0,21
	3,5	0,13
	4,2	0,17
	4,8	0,08
	2,8	0,04
	10	0,12
	13,8	0,12
	4,5	0,57
	7	0,11
	7,1	0,33
8,5	0,13	
Middel	4,25	0,18
Maks	13,8	0,78
Min	2	0,04

Sandjorde		
Lokalitet	Dybde (m)	TOC (%)
Tylstrup	2,9	0,03
	6	0,04
	11,5	0,03
	1,4	0,16
	2	0,04
	2,5	0,11
	3,6	0,07
	5,5	0,11
	6,5	0,09
	7	0,06
	7,5	0,08
	8	0,04
	10	0,03
Jynde vad	12	0,02
	10	0,03
	4,7	0,17
	5,2	0,17
	5,7	0,08
	2,2	0,2
	3	0,15
	4,5	0,05
	5,5	0,04
	5,7	0,19
	6,1	0,05
8,7	0,04	
12	0,06	
2,9	0,14	
2,1	0,14	
Middel	5,9	0,09
Maks	12,0	0,20
Min	1,4	0,02

2.3.5 Nedbrydning generelt

Der behov for data om nedbrydning (1. ordens ratekonstant) for aerobe og anaerobe grundvandsedimenter for stoffer og stofgrupper nævnt nedenfor. Der tages udgangspunkt i modelværktøjet GrundRisk, hvor nedbrydningsrater for nylig er evalueret (Ottosen, 2018) med hensyn til relevans for nedbrydning i grundvandet. I GrundRisk-rapporten (Ottosen, 2018) beskrives for de valgte nedbrydningsrater at: *"Udgangspunktet for opdateringen af nedbrydningsraterne er, at de skal være realistisk konservative. Med realistisk menes der, at der tages højde for, at de skal repræsentere forhold i grundvandet. Der er altså i søgningen stræbt efter at opnå værdier, der bedst muligt kan repræsentere den nedbrydning, der foregår in situ."* Samme princip er anvendt i denne rapport. Der anvendes så vidt muligt nedbrydningsraterne fra GrundRisk. I mange tilfælde kan der ikke findes ratekonstanter i GrundRisk, idet GrundRisk kun indeholder data for få nedbrydningsprodukter, hvilket er beklageligt, idet nedbrydningsprodukterne oftest udgør de største pesticidproblemer for vandforsyningerne. I nogle tilfælde er det derfor nødvendigt at estimere ratekonstanter ud fra den tilgængelige viden om nedbrydning af andre nedbrydningsprodukter med lignende kemisk struktur, hvis der er tilgængelige data for disse. I andre tilfælde er der ikke relevante stoffer at sammenligne med, og i disse tilfælde foretages en konservativ vurdering ud fra stoffets spontane hydrolyse i vand, det vil sige, at en eventuel langsom bionedbrydning af stoffet i grundvandsmagasinerne ignoreres. Ved estimerede rater er der således tale om et kvalificeret gæt på konservative ratekonstanter for grundvandsedimenter ud fra den meget begrænsede, eksisterende viden.

2.3.6 Umættet zone

Som udgangspunkt anvendes samme sorptions- og nedbrydningsparametre i umættet zone som i mættet zone. I GrundRisk anbefales for pesticider, at anvende ratekonstanter fra den aerobe, mættede zone i aerob umættet zone. For PCE og TCE angiver GrundRisk ingen ratekonstanter i aerob mættet zone, hvorfor en differentiering mellem aerob mættet og umættet zone er ikke-relevant, da der ikke foregår nogen nedbrydning under aerobe forhold. Ved beregning af stoftransporten tages desuden ikke højde for en eventuel diffusionen af flygtige stoffer (f.eks. TCE og PCE) i gasfasen i umættet zone.

2.3.7 Kilder med pesticider – kildestyrker, sorption og nedbrydelighed

2.3.7.1 Kildestyrke for pesticider og nedbrydningsprodukter i punktkilder ved maskinstationer/landbrug

Projektgruppen har udvalgt fire pesticider som generelle modelstoffer for punktkilder. Stofferne er valgt ud fra forskellige kriterier. Desphenyl-chloridazon (DPC), bentazon, DEIA og mechlorprop er valgt på grund af deres store udbredelse i grundvandet og deres store salgstonnager. For disse stoffer modelleres punkt-spild ved sprøjtehandteringspladser. Mechlorprop er valgt som repræsentant for de lidt sværere nedbrydelige phenoxysyre herbicider, idet mechlorprop ifølge GrundRisk har langsommere nedbrydning end f.eks. 4-CPP og dichlorprop. DEIA er det hyppigst påviste stof fra gruppen af triazinherbicider i grundvandsovervågningen (Thorling, 2018). For DPC modelleres både punktkilde ved sprøjtehandteringsplads og udvaskning fra fladebelastning ved dyrkning af roer.

For pesticiderne foretages simuleringer svarende til worst-case med udgangspunkt i en dårligt befæstet sprøjtehandteringsplads på en maskinstation eller et landbrug. På maskinstationens sprøjtehandteringsplads kan pesticidkoncentrationerne nå adskillige tusinde µg/L i det øverste grundvand umiddelbart under sprøjtehandteringspladsen. De allerhøjeste koncentrationer må dog formodes at være kortvarige, hvorfor der er valgt en worst-case kildestyrke på 1000 µg/L for sprøjtehandteringspladsens areal. I det "milde" scenarie sættes kildestyrken til 100 µg/L. Som beskrevet ovenfor (afsnit 2.3.2) omregnes kildestyrken i punktkildens udbredelse på 50 m² til en gennemsnitlig kildestyrke for modellens mindste enhed på 2500 m². Ved kildestyrker lavere end 100 µg/L vil der derfor forholdsvis hurtigt opnås koncentrationer under grænseværdien på 0,1 µg/L.

2.3.7.2 Kildestyrke for fladebelastning med chloridazon/DPC på landbrugsarealer

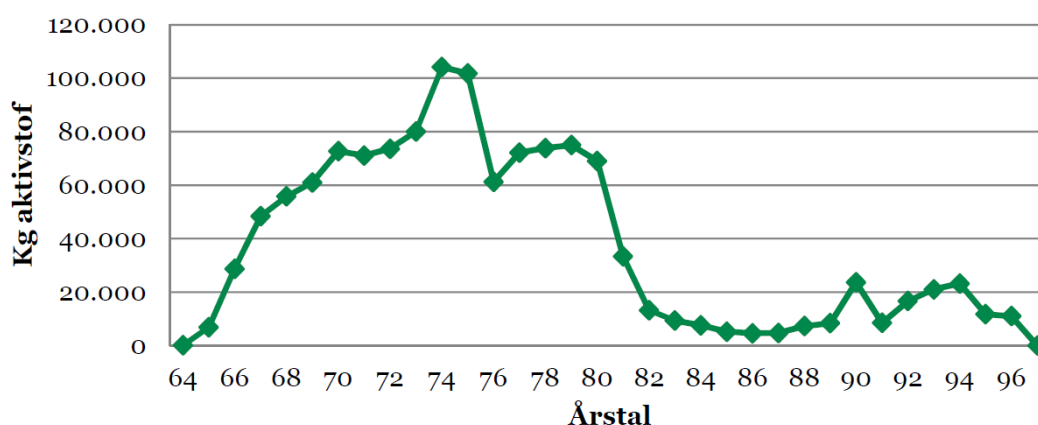
Ifølge Miljøstyrelsen (2017a) har chloridazon været godkendt i Danmark i perioden 1964 – 1996. Det største salg har ligget fra 1966 til 1981 (Figur 2-3). Anvendelsen af chloridazon har i det væsentligste været ved dyrkning af bederoer til husdyrfoder og sukkerproduktion (Miljøstyrelsen 2017a). Landbrugets Rådgivningscenter (2002) anbefalede at: "Der bør være 3 frie år mellem sukkerroer for at forebygge rodbrand, nematoder og jordboende skadedyr". Projektgruppen ønskede et worst-case scenarie, hvor der blev dyrket sukkerroer på alt landbrugsjord med kortest mulig sædskifte, samt at arealer med sukkerroer årligt blev sprøjtet med chloridazon. Kildestyrken beregnes derfor ud fra en antagelse om, at sukkerroer er dyrket hvert fjerde år på de enkelte marker i perioden, og at behandlingshyppigheden var én gang per år på roemarken for perioden 1966-81. Det antages desuden, at 80% af den tilførte mængde ikke ender i jorden, men derimod optages og metaboliseres i planter, fordampes eller fotooxideres. Denne andel er usikkert estimeret, idet den i høj grad afhænger af roernes vækststadium på sprøjtetidspunktet. Anvendelse af Pyramin DF og Pyramin Fi har f.eks. været tilladt frem til to måneder før høst (Middeldatabasen.dk), dvs. frem til vækststadier med betydeligt bladareal. De resterende 20% ender i jordmiljøet, og her antages der som worst-case en fuldstændig omdannelse til desphenyl-chloridazon, hvoraf alt udvaskes. Den fuldstændige omdannelse er konsistent med tidligere resultater fra et 361-dages laboratorieforsøg med dansk jord. Forfatterne fra dette forsøg konkluderede, at bakterier fraspaltede og brugte benzen-ringen, hvorimod desphenyl-chloridazon forblev i forsøgsjorden uden omdannelse (Engvild og Jensen, 1969). Desuden er der også regnet på et "mildere" scenarie, hvor kun 10% af den del, der rammer jorden, udvaskes som desphenyl-chloridazon og resten nedbrydes i pløjelaget. I dette scenarium udgør udvaskningen kun 2% af den påførte mængde.

I Middeldatabasen er der oplysninger om indhold og anvendelse for fire chloridazonprodukter (tabel 2-3). Middeldosis aktivstof af de fire produkter er 2182 g/ha svarende til 218200 µg/m², hvoraf 43640 µg/m² (20%) forventes at ende i jordmiljøet i worst-case og 4364 µg/m² (2%) i det "mildere" scenarie. Desphenyl-chloridazons molvægt (145,55 g/mol) er mindre end chloridazons molvægt (221,6 g/mol), hvilket betyder, at modellens kildestyrker for desphenyl-chloridazon sættes til henholdsvis 28.663 µg/m² (20%) og 2866 µg/m² (2%). Det skal bemærkes at de estimerede kildestyrker for desphenyl-chloridazon er behæftet med stor usikkerhed.

Tabel 2-3. Markedsførte chloridazonprodukter, hvor der i Middeldatabasen kan findes informationer om indhold af aktivstoffer og dosis.

Produkt (handelsnavn)	Godkendelse	Afgrøde	Indhold aktiv stof	Dosis	Dosis aktiv stof
DLG Pyramin FL		Roer	430 g/L	6,05 L/ha	2601 g/ha
Expander		Roer	240 g/L	3,86 L/ha	926 g/ha
Pyramin DF	1980-1996	Roer	650 g/kg	4,00 kg/ha	2600 g/ha
Pyramin FI	1980-1990	Roer	350 g/L	7,43 L/ha	2600 g/ha

Salg af chloridazon i Danmark



Figur 2-3. Salg af chloridazon i Danmark opgjort som salg i kg chloridazon pr. år (Miljøstyrelsen, 2017).

2.3.7.3 Kildestyrke for fladebelastning med diclobenil/BAM og tolylfluanid/DMS i frugtplantager

2,6-dichlorbenzamid (BAM) og N,N-dimethylsulfamid (DMS) er valgt, fordi de har haft stor anvendelse i frugtplantager. For disse to stoffer modelleres derfor en flade-udvaskning fra æble/pære plantager.

2,6-dichlorbenzamid (BAM) er et nedbrydningsprodukt fra ukrudtsmidlerne chlorthiamid (Prefix) og diclobenil (f.eks. Casoron G og Prefix G). Diclobenil omdannes til BAM i ét reaktionstrin, hvorimod chlorthiamid først omdannes til diclobenil og derefter til BAM. Stofferne blev introduceret på markedet i 1960-1963, men er først anvendt i større omfang fra 1965 og frem til forbuddet i 1997.

Det antages, at moderstofferne er anvendt regelret til bekæmpelse af ukrudt ved bær- og frugtav. I "Planteværn 93" er f.eks. angivet følgende doseringer for Casoron G: "Skal bruges under frugttræer og frugtbuske efter frugtplukning og indtil første maj. . . I æble- og pæreplantager samt ribs- og solbærbeplantninger kan behandles med 80 - 100 kg Casoron G pr hektar i det tidlige forår". Indhold af aktivstof var 6,75% svarende til 5,4-6,8 kg aktivstof per ha. Prefix G kan anvendes til: "Totalukrudsbehandling og ukrudsbehandling i æble, pære, frugtbuske, løvfældende træer og busketter. . . Dosering: Udyrkede arealer: 100 - 200 kg/ha, æble- og pæretræer med mere: 60 - 80 kg/ha." Indhold af diclobenil var 6,75% svarende til 4,1-5,4 kg aktivstof per ha for æble og pære.

Anbefalet dosis har varieret over tid, og Miljøstyrelsen har generelt vurderet at: *"doseringen af diclobenil har været mellem 4 og 30 kg aktivstof per ha med en skønnet typisk dosering på ca. 20 kg aktivstof per ha. Doseringen af chlorthiamid har formentlig været af samme størrelsesorden"* (Ludvigsen m.fl., 2005). Det må derfor formodes, at behandlingen har ligget omkring 4-30 kg/ha svarende til 400-3000 mg/m². Ved én årlig behandling og en nettonedbør på 354 mm/år giver det en gennemsnitlig diclobenil-koncentration på 1130-8480 µg/L. I modsætning til de fleste andre pesticider er diclobenil udbragt som granulat direkte på jorden, hvorfor det som worst-case antages, at alt stoffet ender i jordmiljøet. Med en molvægt for diclobenil på 172,01 g/mol, og for BAM på 190,03 g/mol giver det en gennemsnitlig BAM koncentration på 1250-9370 µg/L ved fuldstændig omdannelse til BAM. Disse koncentrationer synes urealistisk høje sammenlignet med, hvad der er påvist i grundvandet. Det kan blandt andet skyldes, at en del BAM kan være nedbrudt i pløjelaget, inden det udvaskes til grundvandet. Der er heller ikke taget højde for, at diclobenil kan være akkumuleret i overjorden med efterfølgende langsom frigivelse af BAM over mange år.

Efter ønske fra projektgruppen anvendes worst-case estimaterne præsenteret ovenfor ikke. I stedet benyttes et "mildere" scenarie, som er baseret på målte koncentrationer af BAM i det øverste grundvand. Der er ikke data for BAM-koncentrationer under frugtplantager i den periode, hvor forbruget var højest. I stedet er der taget udgangspunkt i målte koncentrationer i Grundvandsovervågningens GRUMO indtag i perioden 1990-2017 (Thorling m.fl., 2019). De største koncentrationer må forventes at komme fra frugt og bærproduktion, idet bær- og frugtplantager udgør store arealer sammenlignet med busketter, indkørsler, gårdspladser osv., hvor diclobenil ellers har været brugt. Bidraget fra evt. nedgravet emballage og punktspild må også forventes at være småt sammenlignet med bær- og frugtplantager på grund af den store mængde granulat, der er anvendt i bær- og frugtproduktionen. Som et bud på en kildestyrke anvendes derfor 95%-fraktilen for alle fund af BAM i grundvandsovervågningen i perioden 1990-2017. I denne periode er der påvist BAM i 2542 prøver med den højeste værdi på 43 µg/L og en 95-fraktil på 0,76 µg/L. Det skal bemærkes, at de estimerede kildestyrker for BAM er behæftet med stor usikkerhed.

N,N-dimethylsulfamid (DMS) er et nedbrydningsprodukt fra svampemidlerne tolylfluamid og diclofluamid. Tolylfluamid blev brugt til bekæmpelse af svampesygdomme i æbler, pærer, ribs, solbær, brombær, hindbær, jordbær, tomater og pryddplanter. I Middeldatabasen forekommer tre formuleringer med denne anvendelse (Euparenmulti, Euparen M 50 WG og ND Tolylfluamid) dog uden behandlingsindex. Brugsanvisningen for Euparen Multi angiver en dosis på 2 kg/ha for æbler og pærer, og 3 kg/ha for hindbær, brombær, solbær og ribs. Brugsanvisningen angiver desuden at: "Da Euparen Multi er et ikke-systemisk middel, er det vigtigt at dække ny vækst ved gentagne sprøjtninger." Det maksimale antal behandlinger per år er 5 for jordbær, 4 for æbler, pærer, hindbær og brombær, og 2 for solbær og ribs. Som worst-case for æbler/pærer anvendes i beregningerne en behandlingshyppighed på 3 gange per år, idet det må forventes, at det maksimale antal behandlinger kun er anvendt i år med kraftige svampeangreb. Indholdet af aktiv stof i Euparen Multi er 500 g/kg (Middeldatabasen), hvilket giver en belastning med aktivstof på 3 kg/ha/år ved udbringning i plantager med æble/pære. Da stoffet udsprøjtes på frugttræerne forudsættes det, at kun 10% ender i jordmiljøet, mens resten optages og omdannes i træerne, foto-nedbrydes eller fordampes, det

hvilket resulterer i en belastning i jordmiljøet på 0,3 kg aktivstof per ha per år. Med en netto-nedbør på 354 mm/år giver det en gennemsnitlig tolylfluanid-koncentration på 85 µg/L. Med en molvægt for tolylfluanid på 347,27 g/mol og for DMS på 124,16 g/mol giver det en gennemsnitlig DMS koncentration på 30 µg/L ved fuldstændig omdannelse til DMS. Her er der ikke taget højde for, at anvendelsesfrekvensen kan være større eller mindre end 3 gange årligt, eller at noget DMS kan nedbrydes i pløjelaget, inden det udvaskes til grundvandet. Der er heller ikke taget højde for, at tolylfluanid kan være akkumuleret i overjorden med efterfølgende langsom frigivelse af DMS over mange år. Hvis worst-case scenariet (kildestyre på 30 µg/L) resulterer i signifikante koncentrationer på kildepladserne modelleres desuden et "mildere" scenarie, hvor kun 10%, af den del, der rammer jorden, udvaskes som DMS, og resten nedbrydes i pløjelaget, det vil sige udvaskning af 1% af den påførte mængde svarende til 3 µg/L. Det skal bemærkes, at de estimerede kildestykker for DMS er behæftet med stor usikkerhed. Diclofluanid, har hovedsageligt været anvendt som biocid i malinger, men var dog godkendt til frugt og bær fra 1966 til 1974 med stort set samme anvendelsesområde som tolylfluanid. Tolylfluanid har desuden været anvendt som bejdsemiddel, hvilket ikke er relevant i forbindelse med frugtplantager. Der er heller ikke taget højde fra bidrag fra maling og træbeskyttelsesmidler, hvor stofferne har været anvendt som biocider.

2.3.7.4 Gartnerier som punktkilder

I gartnerier/væksthuse anvendes ofte andre pesticider, end dem der anvendes i det åbne land. Odense Kommune har, ud fra kendskab til brug af midler i gartnerier og væksthuse og fund ved diverse undersøgelser af vandløb, dræn, returkar mv, vurderet, at insektmidlet imidacloprid er et af de vigtigste stoffer. Imidacloprid har været brugt i mange år og bruges stadig i store mængder. Imidacloprid er fundet med stor hyppighed og koncentration i drænvand, samlebrønde og returkar på gartnerier i drift ved en undersøgelse i 2016. Imidacloprid har i PPDB databasen et GUS udvaskningsindeks på 3,74. Stoffer med GUS >2,8 vurderes at have stor risiko for udvaskning til grundvandet, så imidacloprid er et meget relevant stof. For imidacloprid modelleres punkt-spild ved gartneri/væksthus med en kildestykke på 1000 µg/L i det øverste grundvand umiddelbart under punktkilden.

2.3.7.5 Pesticidernes sorption

Tabel 2-4 viser estimater for pesticidernes sorption i grundvandssedimenter beregnet ud fra K_{foc} og sedimenternes typiske indhold af organisk stof. For pesticiderne er koncentrationerne i bestemmelsen af K_{oc} målt i µg/L og µg/kg. I PPDB er DEIA angivet som en ikke-betydende metabolit, hvorfor der ikke skal opgives sorptions- og nedbrydningsdata for dette stof. Derfor er K_{foc} estimeret ud fra strukturel sammenligning med to andre nedbrydningsprodukter. Når isopropyl-sidegruppen spaltes fra atrazin, reduceres K_{foc} med 44 fra 174 (atrazin) til 130 (desisopropyl-atrazin), og når ethyl-sidegruppen spaltes fra atrazin reduceres K_{foc} med 64 fra 174 (atrazin) til 110 (desethyl-atrazin). Det antages herefter, at når begge sidegrupper fraspaltes, det vil sige omdannelse fra atrazin til DEIA, opnås en additiv reduktion i K_{foc} , altså en reduktion på 108 fra 178 (atrazin) til 70 (DEIA). Det skal bemærkes, at dette estimat er behæftet med betydelig usikkerhed.

Der er ingen data for DMS i PPDB databasen, men DMS' sorption er beskrevet i en EU-rapport for tolylfluanid som biocid (EU, 2016), hvor der står: "Log K_{ow} of N,N-DMS is -0.8 and log K_{oc} was not possible to determine because there were no adsorption at all". DMS skal derfor beskrives som et fuldstændig ikke-sorberende stof.

Tabel 2-4. Pesticider og nedbrydningsprodukters sorption beregnet ud fra grundvandssedimenters typiske indhold af organisk kulstof. Høj K_f -værdi medfører høj sorption.

Stof	K_{foc}^1	K_f , Ler grundvandssediment	K_f sand grundvandssediment
Desphenyl-chloridazon (DPC)	50	0,090	0,045
1,2-dichlorbenzamid (BAM)	40,98	0,074	0,037
N,N-dimethylsulfamid (DMS)	Sorberer ikke ³		
Bentazon	59,6	0,11	0,05
Imidacloprid	225	0,41	0,20
Atrazin	174	0,31	0,16
Desisopropyl-atrazin	130	0,23	0,12
Desethyl-atrazin	110	0,20	0,10
Desethyl-desisopropyl-atrazin (DEIA)	70 ²	0,13 ²	0,063 ²
Mechlorprop	31	0,056	0,028

¹ Pesticides Properties Database.

² Estimeret ud fra atrazin, desisopropyl-atrazin og desethyl-atrazin.

³ EU 2016.

K_d (eller K_f) estimerer baseret alene på K_{oc} (eller K_{foc}) kan være usikre, hvis stofferne er meget polære og udviser binding til sedimenternes mineralske fraktion. I praksis vil estimerterne dog ofte være tilstrækkelige til en modellering, hvilket er antaget i dette projekt. Målte værdier for bentazons sorption i danske, sandede grundvandssedimenter lå således i spændet 0,004 til 0,158 for dybder varierende fra 1 til 9 meter under terræn (GEUS, upublicerede data, $n=5$). Bentazons estimerede værdi på 0,05 i sandet grundvandssediment (tabel 2-4) ligger pænt indenfor de målte værdier. I den anden ende ligger imidacloprid, hvor K_f beregnet ud fra K_{foc} kan give betydelige afvigelser fra målte værdier (Papiernik m.fl., 2006).

2.3.7.6 Pesticiders nedbrydning

Mechlorprop, BAM og bentazon er de eneste af de valgte pesticider, hvor der i GrundRisk findes anbefalede værdier for nedbrydningen, se Tabel 2-5. Ifølge GrundRisk findes der ikke forsøgsbaserede rater i pesticiddatabasen (eller i litteratursøgningen for udvalgte stoffer) for DPC og DEIA.

DEIA indgår ikke i GrundRisk, hvor den anbefalede nedbrydningsvej går gennem desethylatrazin. Dette er problematisk, idet DEIA er et af de hyppigst fundne stoffer i Grundvandsovervågningen (Thorling m.fl., 2018). Ydermere er ratekonstanterne i GrundRisk for de to strukturelt lignende nedbrydningsprodukter desethylatrazin og desisopropylatrazin ($0,005 \text{ d}^{-1}$ for begge stoffer) oprindeligt fra JAGG-databasen uden ny information i GrundRisk. Det er uklart, hvorledes disse ratekonstanter er estimeret. Opslag i PPDB viser to halveringstider for desethylatrazin i jord på 45 dage i et feltforsøg og 170 dage i et laboratorieforsøg ved $20 \text{ }^\circ\text{C}$, hvilket svarer til $0,015 \text{ d}^{-1}$ og $0,004 \text{ d}^{-1}$. De høje ratekonstanter i PPDB antyder, at ratekonstanten for dette stof i GrundRisk kunne stamme fra forsøg med overjord og derfor er

urealistisk høj for grundvandssedimenter. Der findes ikke ratekonstanter i PPDB for desisopropylatrazin. DEIAs nedbrydningsvej i jord og grundvand forløber via udskiftning af kloratomet i triazinringen med en hydroxygruppe, så der dannes ammelin, der kan videre-nedbrydes (f.eks. Albright m.fl. 2013). DEIA adskiller sig fra de to andre nedbrydningsprodukter, idet disse kan nedbrydes både ved de-alkylering til DEIA og ved hydroxylering. Alt andet lige må det derfor forventes, at DEIAs nedbrydning også af denne grund vil forløbe langsommere end angivet for desethylatrazin i GrundRisk.

Mht. forekomsten i grundvandsovervågningen ligger DEIAs fundprocenter på niveau med BAM og langt over bentazon, hvorfor der foreslås en ratekonstant for DEIA svarende til den anbefalede ratekonstant for BAM og bentazon, det vil sige, ingen nedbrydning i grundvandssedimenter. Det samlede salgstal for DEIA moderstoffer frem til 2004 ligger på 4225 tons (atrazin: 1313 tons, terbutylazin: 895 tons, simazin: 1167 tons, cyanazin 850 tons), hvorimod det for BAMs moderstof diclobenil ligger på 662 tons (Miljøstyrelsen, 2017). Forskellene i salgsmængder kunne tolkes således, at DEIA burde give højere fundprocenter end BAM, men her er det vigtigt at huske, at triazinerne nedbrydes til mange forskellige metabolitter, hvorimod dichlobenils nedbrydning hovedsageligt går via BAM.

Desphenyl-chloridazon. I PPDB ligger DT50 for desphenyl-chloridazon på 235,5 dage i feltforsøg, svarende til en ratekonstant på $0,003 \text{ d}^{-1}$. Der er ingen data for grundvandssedimenter, men reaktionshastigheden vil som for andre pesticider være meget langsommere i grundvandssediment. Chloridazons nedbrydning beskrives ofte at forløbe som fraspaltning af phenylgruppen til desphenyl-chloridazon, som derefter methyleres til methyl-desphenyl-chloridazon. I alle undersøgte vandværksboringer findes methyl-desphenyl-chloridazon i lavere koncentrationer end desphenyl-chloridazon (Johnsen, 2018), hvilket tyder på, at denne proces forløber meget langsomt i grundvandsmagasiner, hvis den overhovedet forekommer. Desphenyl-chloridazons fundprocenter i GRUMO-boringer (Tabel 2-6) ligger betydeligt højere end BAM og meget højere end bentazon for både fund og overskridelser af kravværdien (drikkevandskvalitetskriteriet), til trods for, at den samlede mængde solgt chloridazon kun er 1265 tons (Miljøstyrelsen, 2017) altså ca. dobbelt så stor som diclobenils (BAMs moderstof). I PPDB opgives, at BAM er stabil i vand med hensyn til spontan hydrolyse, samt at halveringstiden i vand og vand-sediment sættes til 10.000 dage. Derfor tildeles desphenyl-chloridazon samme ratekonstant som anbefalet for BAM og bentazon, det vil sige ingen nedbrydning.

N,N-Dimethylsulfamid. I GrundRisk er der ikke data for nedbrydningen af N,N-dimethylsulfamid (DMS) i grundvandet (Ottosen, 2018). I PPDB databasen er DMS ikke opgivet som et nedbrydningsprodukt fra dichlofluanid og tolylfluanid, hvorfor der heller ikke er data for spontan hydrolyse i vand. Denne mangel på data skyldes, at DMS ikke indgår som metabolit i EFSA's konklusionsrapport vedrørende tolylfluanid (EFSA, 2005). DMS indgår derimod i EU's rapport for tolylfluanid som biocid (EU, 2016), hvor DMS' ratekonstant i jord angives til $0,000523 \text{ d}^{-1}$ ved $12 \text{ }^\circ\text{C}$, svarende til en halveringstid på 1325 dage. I grundvandssedimenter er nedbrydningen oftest størrelsesorden mindre end i jord. Som worst-case antages derfor, at DMS er persistent i grundvandet med en rate-konstant på 0.

Imidacloprid. I GrundRisk er der ikke nedbrydningsdata for imidacloprid i grundvandsmagasiner (Ottosen, 2018). Som worst-case tages der derfor udgangspunkt i stoffets stabilitet i

vandig opløsning. For spontan hydrolyse i vand angives imidacloprid at være stabilt ved pH 5 til pH 7, og med en DT50 på ca. 1 år ved pH 9, alle bestemt ved 25 °C (PPDB). Ved normale pH for grundvand vil imidachlorpid derfor stort set ikke hydrolyseres. Hydrolyseraterne i PPDB er desuden bestemt under standardbetingelser ved 25 °C, og stoffets spontane hydrolyse er derfor endnu langsommere i grundvandet pga. grundvandets lavere temperatur. Imidacloprid må derfor som worst-case anses for at være stabilt i grundvand, idet der ikke er data for en eventuelt mikrobiel nedbrydning. I PPDB angives ét relevant nedbrydningsprodukt (1-((6-chloro-3-pyridinyl)methyl)N-nitro-1H-imidazol-2-amine), men uden nogen fysisk-kemiske data. Udvaskningen af dette nedbrydningsprodukt modelleres derfor ikke. PPDB angiver desuden endnu et nedbrydningsprodukt (6-chloronicotinsyre), hvor relevansen er ukendt. 6-chloronicotinsyres udvaskningsindex (GUS=1,38) er dog lavere end moderstoffet (GUS=3,74). Modellering af moderstoffet alene uden omdannelse til 6-chloronicotinsyre giver derfor en konservativ vurdering af risikoen for udvaskning. I Tabel 2-5 er de estimerede nedbrydningsrater angivet.

Tabel 2-5. Pesticiders nedbrydelighed.

	Aerob	Anaerob
	1.-ordens ratekonstant (d ⁻¹)	1.-ordens ratekonstant (d ⁻¹)
DPC	0 ²	0 ²
BAM	0 ¹	0 ¹
DMS	0 ⁴	0 ⁴
Imidacloprid	0 ³	0 ³
Bentazon	0 ¹	0 ¹
DEIA	0 ²	0 ²
Mechlorprop	0,0003 ¹	0 ¹

¹Anbefalede værdier fra GrundRisk.

²Estimeret i denne rapport.

³Estimeret i denne rapport ud fra spontan hydrolyse i vand som opgivet i PPDB.

⁴Estimeret i denne rapport ud fra ratekonstanter i jord som opgivet i EFSA's konklusion dokument for tolylfluanide.

Tabel 2-6. Udvalgte pesticiders forekomst og overskridelse af kravværdien på 0,1 µg/L i GRUMO-boringer i 2016. Tallene angiver procentandelen af undersøgte indtag, hvor pesticidet er påvist mindst én gang. Der findes ikke data for DMS og imidacloprid.

	Indtag med fund	Indtag > 0,1 µg/L µg/l
DPC ^b	29,2%	16,9%
BAM ^a	14,8%	3,6%
DEIA ^a	13,8%	1,5%
Bentazon	2,6%	0,9%
Mechlorprop ^a	1,5%	0,6%

^aThorling m.fl., 2018.

^aJohnsen, 2018.

2.3.8 Kilder med klorerede opløsningsmidler – kildestyrker, sorption og nedbrydelighed

TCE blev blandt andet brugt i renserier frem til omkring 1950, hvor det blev erstattet af PCE. Nedbrydningen af de klorerede solventer forløber ved trinvis anaerob deklorerings, så stofferne nedbrydes/dannes i rækkefølgen:

PCE (tetrachlorethen) → TCE (tichlorethen) → DCE (dichlorethener → vinylchlorid (chlor-ethen) → ethen

Den anvendte stoftransportmodel kan ikke håndtere sekventiel nedbrydning. I modelleringerne køres derfor to scenarier, dels transport og nedbrydning af PCE, dels øjeblikkelig og fuld omdannelse til vinylchlorid, som er det mest mobile af stofferne. Det vil sige at disse to stoffers transport og nedbrydning modelleres. PCE og vinylchlorid introduceres på to måder i modellen. Først introduceres de som en overfladisk punktkilde. Men da de er tungere end vand, kan der også forekomme residual fri fase i stor dybde, hvilket simuleres ved at have en vertikal fordeling af kilden. Som kildestyrke anvendes PCEs vandige opløselighed (Tabel 2-7) til modellering af både PCE og vinylchlorid, ud fra en antagelse om at dette er koncentrationen i porevandet i umiddelbar nærhed af en fri fase i et mættet system. Det antages, at vinylchlorids koncentration ikke kan overstige PCEs koncentration, idet PCE er moderstoffet. PCEs molvægt er 165,83 g/mol, for vinylchlorid er molvægten 62,498 g/mol. En vandig PCE koncentration på 206 mg/L svarer derfor til 77,7 mg/L vinylchlorid. Her er der ikke taget højde for, at noget vinylchlorid kan være dannet ud fra TCE, som har større opløselighed end PCE. I det milde scenarie er der, hvor der er data, anvendt højest målte værdier (lokalitet 461_00114). For lossepladser er der anvendt kildestyrker svarende til 1% af den beregnede worst case kildestyrke.

Tabel 2-7. Klorerede opløsningsmidlers vandige opløselighed, der anvendes som kildestyrke.

	Opløselighed ^a (mg/L)
PCE (127-18-4)	206
TCE (79-01-6)	1280
Vinylchlorid (75-01-49)	2700

^aPubChem Open Chemistry Database.

I modellen er sorptionen beskrevet med K_d -værdier estimeret ud fra stoffernes K_{oc} (ToxNet, tabel 2-8) og grundvandssedimenternes typiske indhold af organisk kulstof. Der er ikke adgang til metodiske detaljer om bestemmelsen af stoffers K_{oc} i ToxNet, men sandsynligvis er koncentrationerne målt i mg/L og mg/kg.

Tabel 2-8. Klorerede opløsningsmidlers sorption beregnet ud fra grundvandssedimenters typiske indhold af organisk kulstof.

	K _{oc} ^a	K _d Grundvandssediment Ler	K _d Grundvandssediment Sand
PCE	218	0,39	0,20
TCE	101	0,18	0,09
Vinylchlorid	57	0,10	0,05

^aData fra ToxNet.

Nedbrydningen bliver i modellen beskrevet ved ratekonstanterne fra GrundRisk (Tabel 2-9). Ifølge GrundRisk varierer ratekonstanter bestemt under anaerobe feltforsøg en faktor 18 for vinylchlorid og en faktor 26 for PCE, og der er altså ganske betydelig usikkerhed forbundet med disse parametre i modellen.

Tabel 2-9. Klorerede opløsningsmidlers nedbrydelighed.

	Aerob 1.-ordens ratekonstant ^a (d ⁻¹)	Anaerob 1.-ordens ratekonstant ^a (d ⁻¹)
PCE	-	0,0007
TCE	-	0,0006
Vinylchlorid	0,0003	0,0007

^aAnbefalede værdier fra GrundRisk

2.3.9 Kilder med oliestoffer – kildestyrker, sorption og nedbrydelighed

Det er valgt at modellere udbredelsen af monoaromaterne benzen, toluen, ethylbenzen og xylener (BTEX), samt tilsætningsstoffet MTBE, da disse stoffer er meget mobile, og da indholdet er bestemt for mange typer benzin og diesel. I drikkevandsbekendtgørelsen (Miljøstyrelsen, 2018) findes kun en grænseværdi på 1 µg/L for indholdet af benzen. Tidligere har der også været en grænseværdi for MTBE på 2 µg/L (Miljøstyrelsen, 2016).

I beregning af **worst-case** kildestyrker forudsættes det, at forureningen har været så omfattende, at der findes en fri fase. Kildestyrkerne beregnes som den vandige ligevægtskoncentration i porevandet i umiddelbar nærhed af oliefasen, det vil sige for vand, som kommer i ligevægt med oliefasen. Porevandskoncentrationer beregnes med modelværktøjet JAGG 2.1, som er baseret på fugacitet (Ottosen m.fl., 2018). For at beregne en kildestyrke skal der være kendskab til stoffernes andel af oliefasen. Dette er angivet i Tabel 2-10 for forskellige typer uforvitret, let olie. I kildestyrkeberegningerne er der valgt en total kulbrintekonzentration i jorden på 2500 mg/kg i den frie fases udbredelsesområde og det tilsvarende indhold af BTEX-stoffer i gennemsnitlig, uforvitret olie. Kildestyrken for de enkelte stoffer er beregnet med oliemodulet i JAGG 2.1 som den vandige ligevægtskoncentration i porevandet. Det skal bemærkes, at en forøgelse af mængden af olie til f.eks. 10.000 mg/L stort set ikke påvirker de beregnede kildestyrker.

MTBE indgår ikke i oliemodulet i JAGG 2.1, så for dette stof kan der ikke umiddelbart beregnes kildestyrker for områder med fri fase med dette værktøj. I en gennemgang af 40 MTBE-

forurenede lokaliteter i Fyns Amt (Dahlstrøm m.fl., 2003) er der påvist op til 53 mg/L MTBE i terrænnært grundvand. I mangel af beregnede kildestyrker i JAGG anvendes denne koncentration som kildestyrke, idet mange af disse lokaliteter har været kraftigt olieforurenede med stor udbredelse af fri fase. MTBE har kun været tilsat benzin, rene dieselforureninger indeholder derfor ikke MTBE. MTBE blev tilsat benzin fra 1985 (Holm 2007) efter udfasning af blyholdig benzin. I 2000 indgik oliebranchen en frivillig aftale med Miljøstyrelsen om gradvis MTBE udfasning fra maj 2001. Der synes dog fortsat at have været MTBE i benzinprodukter i mindst 10 efterfølgende år. Det er således svært at sige præcis i hvilken periode der kan have forekommet MTBE forureninger, men benzin-forureninger opstået før 1985 må forventes at være fri for MTBE.

BTEX kildestyrkerne er beregnede maksimumsværdier for den vandige koncentration i porø vandet i umiddelbar nærhed af den fri fase. Et realistisk estimat for den fri fases rumlige udbredelse er derfor helt afgørende for, hvor meget stof der introduceres i modellen. Det skal bemærkes, at beregningerne bygger på fri fase af frisk, uforvitret olie, som det f.eks. vil forekomme ved en utæt underjordisk tank på det tidspunkt, hvor forureningen sker. Ved overfladespild og mere diffuse forureninger vil olien derimod forvitte ved fordampning, bionedbrydning og udvaskning, således at BTEX-indholdet kort tid efter spildet kan være flere størrelsesordner mindre end i den friske olie.

Tabel 2-10. Oliestoffernes typiske andel af ældre benzintyper og diesel.

Indhold i % w/w i friskt produkt	Gammel blyholdig benzin	Regular blyfri benzin	Mid-range og 95 oktan blyfri benzin	Premium blyfri benzin	Diesel	Middel indhold % w/w
Benzen (71-43-2)	1,0	1,6	2,9	2,1	0,029	1,53
Toluen (108-88-3)	11,4	6,4	9,9	10,2	0,18	7,62
Ethylbenzen (100-41-4)	2,1	1,4	1,9	1,9	0,068	1,47
Sum xylener	6,4	8,0	8,91	10,3	0,30	6,78 ^d
MTBE(1634-04-4)	-	0,15	1,9	0,62	-	0,88

Andersen m.fl., 2008

Tabel 2-11. Oliestoffers kildestyrke beregnet med JAGG 2.1 ud fra en total kulbrintekoncentration på 2500 mg/kg og et gennemsnitligt BTEX indhold i ældre benzintyper og diesel (Tabel 2-10).

	Middel indhold i let olie % w/w	Kilde-styrke (mg/L)
Benzen (71-43-2)	1,53	52
Toluen (108-88-3)	7,62	65
Ethylbenzen (100-41-4)	1,47	3,5
Xylener	6,78	15
MTBE (1634-04-4)	0,88	--

Efter ønske fra projektgruppen modelleres de **"milde" scenarier** på baggrund af målte BTEX koncentrationer i grundvandet på lokaliteterne. Hvis der findes flere analyser, er det valgt at bruge analysen med højeste BTEX koncentration. Ved forureningsundersøgelser foretaget

mange år efter et mindre spild eller et diffust spild vil målte koncentrationer svare til en forvitret olie, hvor de lette fraktioner (inklusive BTEXerne) er fordampet, udvasket og/eller bio nedbrudt. Målte BTEX koncentrationer ved ældre diffuse forureninger beskriver derfor sjældent sammensætningen af den oprindelige forurening, som var ophav til stofferne i forureningsfanen. I nogle tilfælde vil BTEXerne være helt forsvundet fra jord eller grundvand på lokaliteten, og der vil kun være en rest tilbage af de tungeste oliefraktioner, som det ses for nogle af lokaliteterne. Modelleringen udgår, hvis de målte koncentrationer er under den typiske detektionsgrænse på 0,01 µg/L eller hvis kildestyrken i modellens mindste enhed (50 m x 50 m) er under detektionsgrænsen. For nogle lokaliteter er der ikke data for BTEX indholdet i grundvandet. Efter ønske fra projektgruppen er der for disse lokaliteter estimeret BTEX-indholdet i porevandet ved hjælp af fugacitetsberegninger for lette olier i JAGG 2.1 (lerjord). Beregningerne er baseret på den tilgængelige viden om målte koncentrationer af total kulbrinter i jord på lokaliteten. Beregningsresultaterne i JAGG 2.1 synes at svare til en kraftigt forvitret olieprofil med meget lavt BTEX indhold. Hvor jordens indhold af total kulbrinter er opdelt i anvendelige kogepunktsintervaller og/eller koncentrationer af benzen/toluen/ethylbenzen/xylener bruges disse i beregningen.

Problemstillingen med forvitrede olier kontra frisk forurening kan eksemplificeres med data fra lokaliteten 461-04098, tabel 2-12. Forureningen skyldes en nedgravet dieseltank, som var utæt. I 1998 blev der fjernet 100 m³ jord indeholdende den primære forurening. Dieselkoncentrationen i denne jord kendes ikke. Efterfølgende er der fjernet 864 tons jord, hvor det totale kulbrinteindhold i de 12 analyserede jordprøver (herunder sider og bund af udgravningen) varierede fra <20 mg/kg til 820 mg/kg. Da det drejede sig om en diesel forurening, var der kun lidt olie i den letteste fraktion, hvor også BTEXerne findes. I den mest forurenede prøve var der følgende kulbrinteindhold: total kulbrinter: 820 mg/kg, C5-C10: 24 mg/kg; C10-C25: 760 mg/kg; C25-C35: 36 mg/kg. Kun fraktionerne total kulbrinter og C5-C10 svarer til de kogepunktsintervaller, der kan anvendes i JAGG. De beregnede porevandskoncentrationer er vist i nedenstående tabel.

Da der er tale om en omfattende forurening fra en dieseltank, afspejler total kulbrintekoncentrationerne i denne prøve en forholdsvis uforvitret diesel. Indtastes derfor en sammensætning for BTEX svarende til frisk diesel (tabel 2-12) og en total kulbrintekoncentration på 820 mg/kg (benzen: 0,238 mg/kg; toluen: 1,476 mg/kg; ethylbenzen: 0,558 mg/kg; xylener: 2,460 mg/kg) giver det porevandskoncentrationer som vist i nedenfor. Denne beregning kan kun laves, fordi det er en forholdsvis uforvitret diesel. Prøven med et indhold på 820 mg/kg total kulbrinte er desuden udtaget i udgravningens side, hvorfor det må forventes at koncentrationen i den centrale del med fri fase oprindeligt har været betydeligt højere. Havde der været tale om en benzin-forurening ville forskellene mellem "standard" JAGG estimater ud fra total kulbrinte og JAGG estimater ud fra sammensætning af "frisk" olie desuden have været endnu større.

Tabel 2-12. Sammenligning af oliestoffernes kildestyrke (porevandskoncentration) beregnet ud fra total kulbrinte (820 mg/kg, C5-C10: 24 mg/kg) i jord med JAGG's standard olieprofil, samt tilsvarende beregning, hvor der anvendes en BTEX-profil for uforvitret diesel

Lokalitet 461-04098, diesel		
	JAGG beregning ud fra total kulbrinter µg/l	JAGG beregning ud fra frisk diesel µg/l
Benzen	5,64	445
Toluen	3,30	1618
Ethylbenzen	0,91	169
Sum xylener	0,87	710

Tabel 2-13. Datagrundlag for kildestyrker i de "milde" olie-scenarier.

Lokalitet	Datagrundlag
461-70211	Anslået middelinhold af total hydrocarbon i jorden på 1000 mg/kg (Region Syd). Porevandskoncentrationer af BTEX enkeltstoffer beregnet i JAGG 2.1. Ingen data for MTBE.
461-04098	Maksimalt indhold af total hydrocarbon (820 mg/kg) og C5-C10 hydrocarbon (24 mg/kg) i jord. Porevandskoncentrationer af BTEX enkeltstoffer beregnet i JAGG 2.1. Ingen data for MTBE.
461_05597	Højest målte indhold af benzen, toluen og sum xylener i vandprøve. Ingen værdi for ethylbenzen. Ingen data for MTBE.
461_70134	Højest målte koncentrationer af benzen, toluen, ethylbenzen og sum xylener i vandprøve. Ingen data for MTBE.
461_00072	Højest målte koncentrationer af benzen, toluen og sum xylener i vandprøve. Ingen værdi for ethylbenzen. Ingen data for MTBE
461_00074	Højest målte koncentrationer af benzen, toluen og sum xylener i vandprøve. Ingen værdi for ethylbenzen. Ingen data for MTBE.
461_00075	Højest målte koncentrationer af benzen, toluen og sum xylener i vandprøve. Ingen værdi for ethylbenzen. Ingen data for MTBE.
461_00087	Højest målte koncentrationer af benzen, toluen og sum xylener i vandprøve. Ingen værdi for ethylbenzen. Ingen data for MTBE.

Der er ikke detaljer til rådighed om bestemmelsen af oliestoffernes K_{oc} , men sandsynligvis er koncentrationerne i bestemmelsen af K_{oc} målt i mg/L og mg/kg. Oliestoffernes sorption er beregnet ud fra grundvandsedimenters typiske indhold af organisk kulstof og stoffernes fordelingskoefficient mellem det organiske stof og vandfasen (K_{oc}), Tabel 2-14. K_{oc} for xylen er middel af m-xylen (407), o-xylen (363) og p-xylen (389). Der er ofte nogen variation i K_{oc} for det samme stof. Det skyldes, at værdien afhænger af, hvilken type organisk kulstof, der er brugt i bestemmelsen, samt de eksperimentelle betingelser. Således opgives K_{oc} for benzen i ToxNet til 85, for toluene er K_{oc} angivet til 166, K_{oc} for o-xylen varierer ifølge ToxNet fra 24 til 251, og for p-xylen fra 204-540.

Tabel 2-14. Oliestoffernes sorption beregnet ud fra grundvandsedimenters typiske indhold af organisk kulstof.

	Koc	Kd, Ler grundvandsse- diment	Kd, sand grundvandsse- diment
Benzen	59 ^a	0,11	0,05
Toluen	182 ^a	0,33	0,16
Ethylbenzene	241 ^b	0,43	0,22
Xylen (o-, m- og p-)	386 ^a	0,69	0,35
MTBE	12 ^b	0,022	0,011

^aUS-EPA, 1996.

^bToxNet.

Mht. nedbrydning er der for xylerne valgt værdier for den mindst nedbrydelige isomer (ifølge anbefalede værdier i GrundRisk), nemlig m-xylen, se Tabel 2-15. For oliestofferne vil der ofte ske en tilpasning i de mikrobielle samfund over årene, således at de efter nogen tid vil udvise hurtigere nedbrydning. Det skyldes at oliestofferne findes i forholdsvis høje koncentrationer kombineret med, at de er glimrende væksts substrater for olienedbrydende bakterier, som findes overalt. Der sker derfor en berigelse med nedbryderbakterier i forureningsfanen over tid. Dette betyder, at der kan være stor variation mellem rater bestemt for friske forureninger og ældede forureninger. Denne effekt er kun sparsomt beskrevet i litteraturen, og der er ikke tilstrækkelig data til at indbygge den i transportmodellen.

Tabel 2-15. Oliestoffernes nedbrydelighed, anbefalede værdier fra GrundRisk (d⁻¹).

	Aerob 1.-ordens ratekonstant ^a (d ⁻¹)	Anaerob 1.-ordens ratekonstant ^a (d ⁻¹)
Benzen	0,007	0,004
Toluen	0,1	0,004
Ethylbenzene	0,0008	0,004
Xylen (m-xylen)	0,008	0,003
MTBE	0,001	0,001

Umiddelbart virker det lidt besynderligt, at de fleste af aromaternes ratekonstanter kun er faktor 2 til 10 lavere ved anaerob nedbrydning sammenlignet med aerob nedbrydning. Ethylbenzen har endda en højere ratekonstant under anaerobe forhold. Dette afspejler sandsynligvis, at spændet i ratekonstanter opgivet i GrundRisk i er yderst varierende for begge zoner, ofte mere end en faktor 100. For MTBE er ratekonstanterne identiske i aerob og anaerob zone. Umiddelbart synes ratekonstanterne for MTBE at være i den meget optimistiske ende, idet der i opsummeringer fra ToxNet står: *"No degradation of methyl t-butyl ether occurred after 60 days using an inoculum of sandy aquifer material, suggesting that biodegradation is not an important environmental fate process.... Under denitrifying and methanogenic conditions, methyl t-butylether was resistant to degradation in organic-rich soils over a 250-day study period....Methyl t-butyl ether persists in groundwater under both aerobic and anaerobic conditions because it resists physical, chemical, and microbial degradation."*

I tabel 2-17 ses en samlet oversigt over alle kildestyrker for worst case og det milde scenarie for de udvalgte forureningskilder. For eksempel ses det, at der for lossepladserne er gennemført en beregning af 11 stoffer (fem oliestoffer, fire pesticider og to klorerede opløsningsmidler) og at kildestyrken varierer fra stof til stof. Samlet er der lavet 87 stoftransportsimuleringer fra punktkilder samt én fra fladekilden. Det skal bemærkes, at for frugtplantagerne er worst-case kildestyrken for BAM og DMS ikke anvendt, da de estimerede værdier vurderes at være urealistisk høj. I stedet er det milde scenarie kørt. I tabel 2-18 er detektionsgrænse og grænseværdi for hvert stof angivet (i det omfang værdierne er kendt eller veldefinerede).

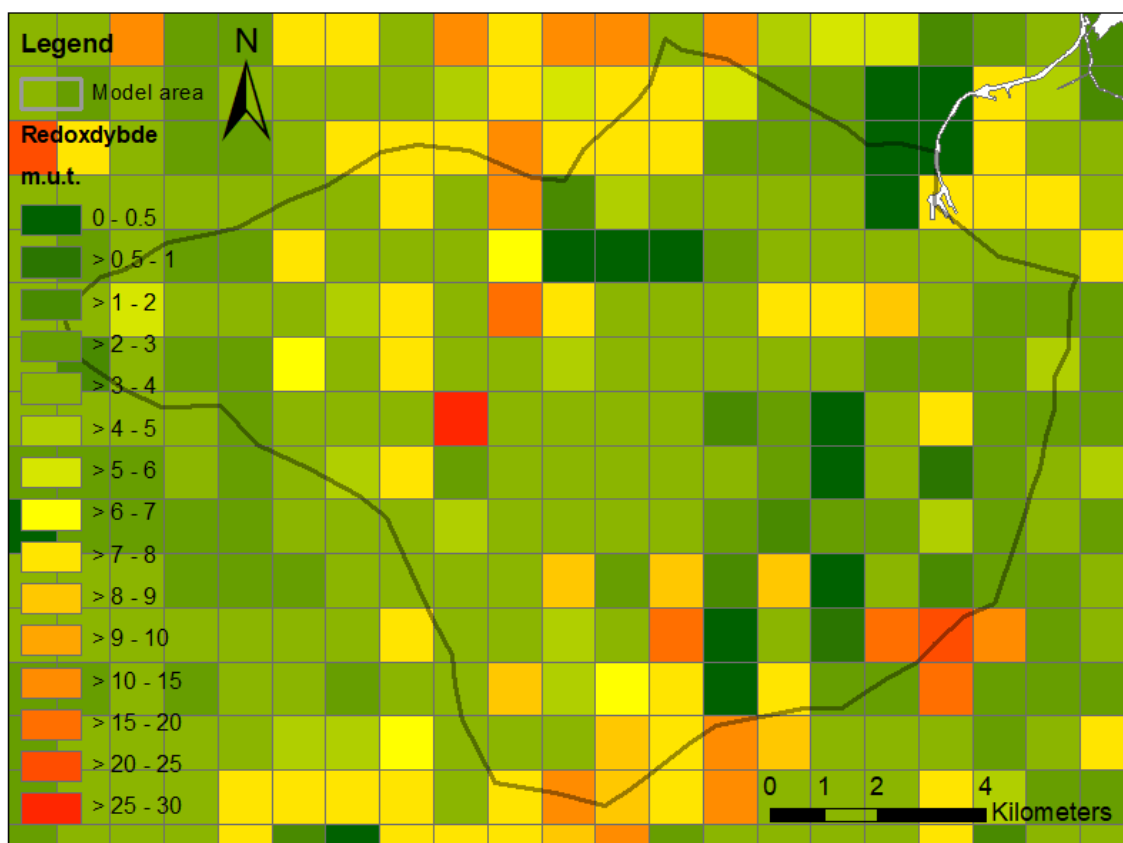
2.3.10 Dispersiviteter

Da beregningscellerne i modellen er relativt store (specielt lagtykkelsen er forholdsvis stor), må det forventes, at den såkaldte numeriske dispersion (opblanding) er signifikant. Det er derfor valgt at arbejde med forholdsvis lave værdier for dispersiviteter med hhv. langsgående og tværgående værdier $\alpha_{LHH} = 5$ m, $\alpha_{THH} = 0,5$ m og $\alpha_{TVH} = 0,05$ m (Sonnenborg et al., 2016), idet små værdier for fysisk oplanding kan kompensere for den relativt store numeriske opblanding.

Mht. porøsitet er det valgt at anvende værdier for hhv. sand og ler på 0,20 og 0,30.

2.3.11 Redoxforhold

Dybden til redoxzonen bruges til at skelne mellem aerobe og anaerobe forhold i forbindelse med værdierne for nedbrydning. Figur 2-4 viser dybden til redoxzonen i modelområdet. Kortet er lavet med en gridstørrelse på 1x1 km, hvilket er en relativt grov opløsning i forhold til modellens opløsning på 50x50 m. Kortet er brugt til at bestemme, hvilke celler i de forskellige vandkvalitetslag (beskrevet i afsnit 3.3.7) der repræsenterer anaerobe forhold og hvilke, der repræsenterer aerobe forhold, og derned hvilken værdi for nedbrydning, der hører til pågældende celle.



Figur 2-4. Kort over dybden til redoxzonen i modelområdet. Dybderne er angivet i m under terræn (Ernstsen & von Platen, 2015)

Tabel 2-17. Kildestyrker for de udvalgte forureningskilder, Worst case (venstre) og Mildt (højre).

Worst Case Stofkategori	Kildetype	Loseplaser [mg/L]		Pesticider [mg/L]		Chl. opl. [mg/L]	Kulbrinter [mg/L]				Frugtplantager [mg/L]		Fiktive kilder [mg/L]			Fladekilde [mg/m ³]			
		461_ 00072	461_ 00074	461_ 00075	461_ 00087		461_ 81368	461_ 81364	461_ 00114	461_ 04098	461_ 05597	461_ 70134	461_ 70211	Frugt 10	Frugt 14		Fiktiv10	Fiktiv14	Fiktiv18
Oliestoffer	Benzen	52	52	52	52				52	52	52								
	Toluen	65	65	65	65				65	65	65								
	Ethylbenzen	3,4	3,4	3,4	3,4				3,4	3,4	3,4								
	Xylener	17	17	17	17				17	17	17								
	MTBE	53	53	53	53				53	53	53								
Pesticider	BAM											9,4	9,4						
	DMS											0,03	0,03						
	Imidacloprid					1													
	DPC	1	1	1	1										1	1	1	1	
	DEIA	1	1	1	1										1	1	1	1	
Chlorede opl.	Bentazon	1	1	1	1										1	1	1	1	
	Mechlorprop	1	1	1	1										1	1	1	1	
	PCE	206	206	206	206														
VC	77,7	77,7	77,7	77,7														28,663	
Mildt scenarie Stofkategori	Kildetype	Loseplaser [mg/L]		Pesticider [mg/L]		Chl. opl. [mg/L]	Kulbrinter [mg/L]				Frugtplantager [mg/L]		Fiktive kilder [mg/L]			Fladekilde [mg/m ³]			
	Lokalitet	461_ 00072	461_ 00074	461_ 00075	461_ 00087		461_ 81368	461_ 81364	461_ 00114	461_ 04098	461_ 05597	461_ 70134	461_ 70211	Frugt 10	Frugt 14		Fiktiv10	Fiktiv14	Fiktiv18
	Oliestoffer	Benzen	0,0011	0,0015	0,008	ikke påvist				0,00564	0,05	0,00018	0,085						
		Toluen	0,0032	ikke påvist	0,0002	0,002				0,0033	7,8	ikke påvist	0,041						
		Ethylbenzen	ikke data	ikke data	ikke data	ikke data				0,00091	ikke data	0,00017	0,011						
Xylener		0,016	0,0002	0,0094	0,0012				0,00087	11	0,0011	0,011							
MTBE		ikke data	ikke data	ikke data	ikke data				ikke data	ikke data	ikke data	ikke data							
Pesticider	BAM											0,00076	0,00076						
	DMS											0,003	0,003						
	Imidacloprid																		
	DPC	0,1	0,1	0,1	0,1		0,1								0,1	0,1	0,1	0,1	
	DEIA	0,1	0,1	0,1	0,1										0,1	0,1	0,1	0,1	
Chlorede opl.	Bentazon	0,1	0,1	0,1	0,1										0,1	0,1	0,1	0,1	
	Mechlorprop	0,1	0,1	0,1	0,1										0,1	0,1	0,1	0,1	
	PCE	2,06	2,06	2,06	2,06														
VC	0,777	0,777	0,777	0,777														2,866	

Tabel 2-18. Liste over detektionsgrænser og grænseværdier for de anvendte stoffer (drikkevand ved forbrugers taphane, Miljø- og Fødevareministeriet, 2018).

Stofgruppe	Stof	Detektionsgrænse [$\mu\text{g/L}$]	Grænseværdi [$\mu\text{g/L}$]
Oliestoffer	Benzen		0,1
	Toluen		
	Ethylbenzen		
	Xylener		
	MTBE		
Pesticider	BAM	0,01	0,1
	DMS	0,01	0,1
	Imidacloprid	0,01	0,1
	DPC	0,01	0,1
	DEIA	0,01	0,1
	Bentazon	0,01	0,1
	Mechlorprop	0,01	0,1
Chlorerede opl.	PCE		1
	VC		0,5

3 Metode – modeltekniske overvejelser

3.1 Strømningsløsning for årene 1900-2017

Den hydrologiske model, der er opsat i dette projekt, er baseret på MIKE SHE modelsystemet. Der er opstillet en dynamisk model som beskriver hele det hydrologiske kredsløb inkl. fordampning, umættet zone, grundvandszonen inkl. dræn, samt overfladisk afstrømning og vandløbsafstrømning. Strømningsløsningen, der danner grundlag for både partikelbanesimuleringerne og stoftransportsimuleringerne, er kørt fra 1900 til 2017 og bygger på den hydrologiske model, der blev sat op i WP2. Her blev det historiske klima og grundvandsindvinding estimeret på basis af tilgængelige målinger og specificeret som input til modellen. Da nogle af forureningskilderne begynder at lække allerede i 1900, er strømningsløsningen kørt med en initialbetingelse, som repræsenterer grundvandsstanden i 1900, hvilket gør, at der opnås en troværdig strømningsløsning allerede fra år 1900. For at kunne køre helt frem til år 2100 er strømningsløsningen fra 2007-2016 "genbrugt" omkring ni gange efter 2017 for at nå frem til år 2100. Perioden 2007-2016 er valgt, da denne periode bedst afspejler det nuværende pumpescenarie.

Der er kørt med to forskellige strømningsløsninger for hhv. partikelbanesimuleringerne og stoftransportsimuleringerne. For partikelbanesimuleringerne er der kørt med en simplere løsning for umættet zone, mens der for stoftransportsimuleringerne er kørt med en mere detaljeret opsætning af umættet zone (se afsnit 3.3.4). Den hydrogeologiske model fra WP2 er sat op i et 50x50 m grid, hvorfor dette også er den mindste mulige udbredelse af forureningskilderne.

3.2 Partikelbanesimuleringer

I det følgende beskrives, hvordan partikelbanesimuleringerne er udført.

3.2.1 Simuleringsperiode

De 83 partikelbanesimuleringer (82 mindre forureningskilder og en stor fladekilde) er kørt fra 1900 til 2100. Partiklerne fra de enkelte kilder er frigivet på den dag, hvor spildet fra kilden er startet (se tabel 2-1), og fulgt frem til år 2100. Alt efter spildets startdato kan partiklernes rejse altså være simuleret i op til 200 år.

Partiklerne er typisk frigivet den 1/1 i det år, hvor spildet er startet. Hvis der er flere kilder inden for samme kildetype, der starter samme år, er datoerne forskudt lidt, da dette giver nogle fordele i forbindelse med udtrækning af resultater efter beregningerne var kørt. Det skal dermed ikke opfattes sådan, at spildets start er kendt helt ned til dag og måned.

3.2.2 ParticleTracking modulet i MIKE SHE

ParticleTracking modulet i MIKE SHE beregner den 3-dimensionelle strømningsvej for et valgfrit antal partikler, der slippes afsted fra udvalgte celler inden for modelområdet. Partiklerne følger vandets vej gennem den mættede zone. Partiklerne flyttes individuelt, og deres placering registreres løbende efter ønskede tidsskridt (DHI, 2016).

ParticleTracking kan kun udføres for partiklernes bevægelse gennem den mættede zone, og partiklernes rejse ned gennem den umættede zone er derfor ikke en del af beregningerne (DHI, 2016). Så snart partiklerne forlader den mættede zone, bliver det registreret, hvilken "sink" de havner i. Disse sinks er beskrevet i afsnit 3.2.4.

3.2.3 Kildestørrelse og antal partikler

Hver kilde er repræsenteret af én celle i modellen på 50x50m, svarende til modellens opløsning. Fra hver kilde er der sluppet 500 partikler afsted på den dato, hvor spildet er startet. Partiklerne er sluppet løs på én gang i 1,1 - 5 m dybde, således at de placeres under drændybde, som er 1 m.u.t. Der er ikke sluppet partikler løs efter pågældende dato. Kun fladekilden er repræsenteret af et større antal celler. Her er der sluppet 10 partikler afsted fra hver celle.

3.2.4 Sinks

Når partiklerne forlader den mættede zone, bliver det registreret, i hvilken sink partiklerne er havnet - eller hvorvidt de er nået til en anden form for randbetingelse. De sinks, der indgår i ParticleTracking modulet, omfatter: indvindingsboringer, vandløb, dræn, udveksling med den umættede zone eller overland flow (DHI, 2016). Partikler, der havner i dræn, ledes ud til det nærmeste vandløb inden for drænoplanet.

Det registreres ydermere, hvorvidt partiklerne havner i en af indvindingsboringerne på Bolbro eller Eksercermarken. Ud over disse to kildepladser har partiklerne i nogle tilfælde også fundet vej til andre boringer/anlæg. Hvis dette er tilfældet, er det beskrevet i resultatafsnittet ved de relevante kilder. Resultaterne fra en partikelbanesimuleringerne består dermed i en oversigt over hvor partiklerne fra de forskellige forureningskilder havner og hvorvidt de kan udgøre en risiko for de to kildepladser. De 500 partikler, der sendes afsted fra hver forureningskilde bliver fordelt på de forskellige sinks og det antal partikler, ud af de 500, der ikke er registreret i en bestemt sink, når simuleringssperioden er slut ved år 2100, bliver opfattet som stadig værende undervejs i modellen.

Det er ud fra denne fordeling på de forskellige sinks, at det vurderes, hvilke forureningskilder, der bør gå videre til den mere detaljerede stoftransportsimulering. Valget falder på de forureningskilder, hvor partiklerne der fra havner i enten Bolbro eller Eksercermarken, eller tydeligt er på vej mod en af de to kildepladser. I enkelte tilfælde er en kilde udvalgt, selvom den ifølge partikelbanesimuleringerne ikke tydeligt udgør en risiko, men fordi den på anden måde har været interessant for projektet.

3.3 Stoftransportsimuleringer

Stoftransportberegningerne er ligesom partikelbaneberegningerne udført i MIKE SHE. I det følgende er de modeltekniske overvejelser nærmere beskrevet.

3.3.1 MIKE SHE

I MIKE SHE er det muligt at simulere stoftransport i overfladevand, vandløb, umættet zone og mættet zone. Det er yderligere muligt at tage hensyn til sorption og nedbrydning. Stoftransportsimuleringen skal ligesom partikelbaneberegningerne referere til en strømningsløsning, der beskriver vandets vej gennem systemet. Her anvendes en løsning, der er kørt fra 1900 til 2017, som beskrevet i afsnit 3.1.

Stoftransportsimuleringerne er udført både i umættet zone, mættet zone og overfladevand. Sidstnævnte er ikke interessant for resultaterne i WP3, men er et krav i MIKE SHE, når der er ønske om at udføre stoftransport for umættet og mættet zone. Resultaterne fra overfladevandet vil ikke blive yderligere kommenteret i nærværende rapport. Både sorption og nedbrydning er medtaget i beregningerne, som foretages i umættet zone og grundvandszonen.

3.3.2 Simuleringstid

Stoftransporten er som partikelbanesimuleringen sat i gang fra det tidspunkt, hvor spildet fra forureningskilden er startet. Datoerne for spildets start er præsenteret i tabel 2-1, med undtagelse af pesticiderne, hvor spildet yderligere er styret efter nedenstående tabel 3-1, som angiver salgsperioder for hvert pesticid. Spildet er for de forskellige forureningskilder (ligesom for partikelbanesimuleringerne) sat til at starte 10 år efter, at kilden blev grundlagt (for lossepladserne dog fra den dag, hvor lossepladsen blev grundlagt) og frem til år 2100. Strømningsløsningen er for fremtiden, ligesom for partikelbanesimuleringerne, opsat ved at recirkulere perioden 2007-2016, da dette bedst vil afspejle en tid, hvor begge kildepladser indvinder vand fra området (se afsnit 3.1).

Tabel 3-1. Salgsperioder for pesticider. For kildetyperne Pesticider, Frugtplantager, Fiktive kilder og fladekilden er hvert pesticid kun sluppet ud i perioden mellem start og slut af salg. For lossepladser er stoffet påsat kontinuert fra start af salg til slut af simulering.

Pesticid	Start salg	Slut salg
Desphenylchloridazon (DPC)	1964	1996
Bentazon	1974	
Mechlorprop	1959	2000
N,N-dimethylsulfamid (DMS)	1966	2007
Imidacloprid	1992	
DEIA	1957	2008

3.3.3 Time step control parametre

Parameteren "Max Dispersive Courant Number" påvirker simuleringstiden rigtig meget i stoftransportkørslerne. Da stofferne bliver introduceret nede i umættet zone og da resultaterne angående overfladevandet ikke er interessante i nærværende sammenhæng, er courant tallene for advektion og dispersion her sat relativt højt. Også courant tallet for dispersion er sat relativt højt for både mættet og umættet zone for at nedsætte simuleringstiden. Alle andre time steps control parametre (max time step, advektive courant number, max transport limit og max makropore courant tal) er sat til default MIKE SHE værdien.

3.3.4 Opsætning af umættet zone i MIKE SHE

Den umættede zone, dvs. området fra jordoverfladen til grundvandsspejlet, beskrives både mht. strømning og stoftransport vha. en mere avanceret løsning, end den der blev anvendt i WP2 (Kidmose og Sonnenborg, 2018). Den umættede zone er beregningsmæssigt håndteret vha. den såkaldte "gravity flow løsning", som tillader at infiltrerende vand kan strømme ned gennem den umættede zone til grundvandsspejlet. Geologien i umættet zone er defineret af 11 forskellige jordprofiler, som giver en beskrivelse af jordtypefordelingen i modelområdet.

For hver jordprofiltype er der defineret 3 forskellige horisonter (A, B og C) med hver deres jordtypesammensætning.

Den umættede zone opdeles i en række lag (celler), hvis tykkelse vokser jævnt fra 5 cm ved terræn til én meter i en dybde på 20 m under terræn. Da grundvandsspejlet i WP3-modellen generelt ligger relativt tæt på terræn (mange steder under 5 m), vil der i de fleste tilfælde blive anvendt celler med en tykkelse på mellem 5 og 20 cm. Ved toppen af den umættede zone vil der ske infiltration, når det regner. Vand fjernes fra den øverste del af den umættede zone (rodzonen) via evapotranspiration og resulterer i, at den nedadrettede flux aftager mod bunden af rodzonen.

Stoftransporten beskrives i de samme celler, som beskrevet ovenfor. Der er forskellige måder at tilføre stof til modellen, men i nærværende projekt vil stof primært blive tilført ved at specificere en fastholdt koncentration i et givet dybdeinterval (1-2 meter). Vand, som løber igennem dette "forurenede" lag, vil blive tildelt den specificerede koncentration og blive transporteret ned mod grundvandsspejlet. Under transporten vil der ske nedbrydning og sorption. I den umættede zone antages det, at der sker nedbrydning under aerobe forhold. Sorptionen antages at afhænge af, om den umættede zone er opbygget af sand eller ler, som bestemmes på baggrund af jordtypekortet.

Den anvendte metode resulterer i, at transporten og nedbrydning/sorption beskrives hele vejen fra kilden til grundvandsspejlet. Ud over aflejringernes sammensætning (sand/ler) vil dybden til grundvandsspejlet have indflydelse på transporttiden. Eksempelvis vil en dyb umættet zone resultere i en lang transporttid (hvor der potentielt kan ske en del nedbrydning), mens en tynd umættet zone vil resultere i en kort transporttid (med begrænset nedbrydning).

3.3.5 Nedbrydningsprocesser

Nedbrydningen for de forskellige stoffer er i MIKE SHE i alle tilfælde sat til *ikke* at være temperaturafhængig eller afhængig af vandindholdet i matricen. Nedbrydningen forventes at være afhængig af vandindholdet, men grundet mangel på data er det ikke muligt at angive den korrekte eksponent for sammenhængen. Igennem dataindsamlingen er der fundet værdier for nedbrydning for de forskellige stoffer i den aerobe og anaerobe zone. I modellen er redoxzonen (se Figur 2-4) brugt til at angive skellet mellem disse to zoner. Over redoxzonen er der aerobe forhold, mens der under redoxzonen antages at være anaerobe forhold. Umættet zone antages at være aerob.

3.3.6 Sorptionsprocesser

Sorptionen beskrives ved såkaldt "Equilibrium Kinetic", som angiver, at der antages at være ligevægt mellem stof på jordfasen og vandfasen. I modellen er der valgt en lineær løsning som ligevægts isotherm, dvs. at det er K_d værdier, der benyttes til at definere sorptionen. Grunden til at denne løsning er valgt frem for en Freundlich løsning er, at K_d -værdier modsat K_F -værdier (ved Freundlich) er tilgængelige for langt størstedelen af stofferne.

3.3.7 Vandkvalitetslag i mættet zone

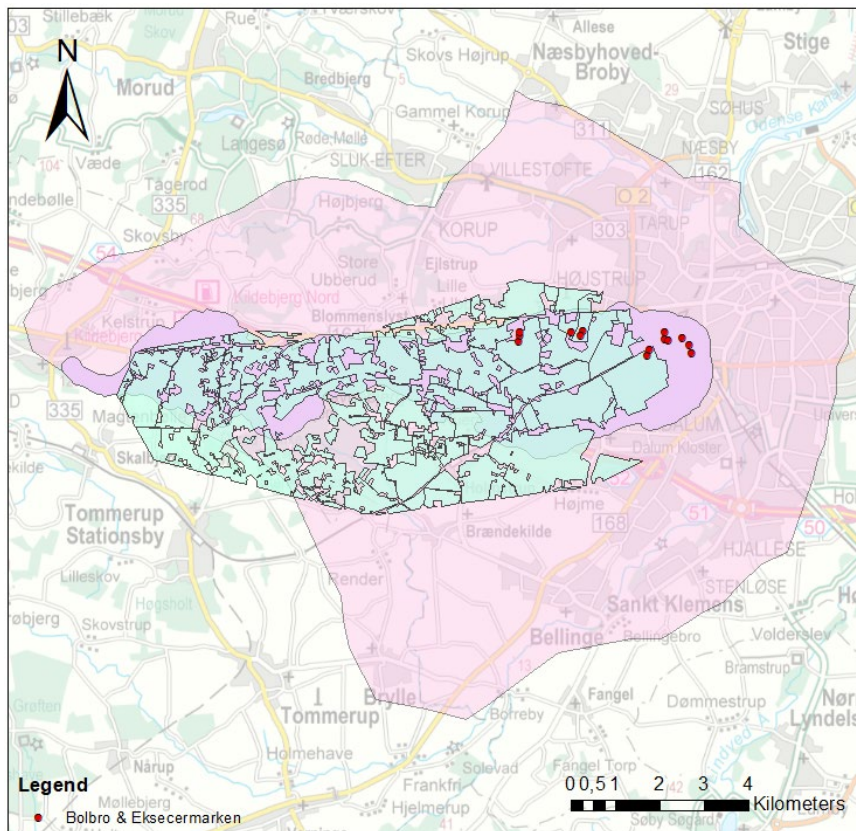
For at introducere de forskellige værdier for sorption og nedbrydning i modellen skal der angives en række "vandkvalitetslag" – ligesom der skal tilføjes beregningslag og lag med

forskellig geologi i den hydrologiske model. Værdierne for sorption er afhængige af jordtypen (ler eller sand). Hvis der kun skulle introduceres sorption i stoftransportmodellen, så kunne vandkvalitetslagene blot følge de geologiske lag, der netop angiver enten sand eller ler. Værdier for nedbrydning derimod afhænger af skellet med aerobe og anaerobe forhold. Da der for hvert vandkvalitetslag både skal angives en værdi for sorption og nedbrydning (som godt kan have en horisontal rumlig fordeling, men som er uniform i dybden), må der skelnes på en anden måde. Det har således været nødvendigt at tilføje en række lag, der er uafhængige af de geologiske lag. Der er introduceret 21 vandkvalitetslag i modellen. Her er der i de øverste 6 meter under terræn anvendt en diskretisering på 1 m, hvorefter denne gradvist stiger, indtil der ved det 13. beregningslag nås en dybde på 35 m. Denne dybde ligger i hele modelområdet under redoxzonen, hvorfor vandkvalitetslagene herefter kan følge de geologiske lag – skiftevis med sorptionsværdier for sand og ler og med en uniform værdi for nedbrydning under anaerobe forhold. I lagene over de 35 m under terræn er værdierne for sorption og nedbrydning angivet med rumlig fordeling og der skelnes således i hvert lag mellem sand og ler og mellem anaerobe og aerobe forhold.

3.3.8 Kildestyrker

Der er kørt en stoftransportsimulering for hver forureningskilde, der er udvalgt. For hver kilde er de dertilhørende stoffer angivet med værdier for sorption og nedbrydning samt kildestyrke. For punktkilderne er kildestyrken angivet som en konstant koncentration i hele den 50x50 m² store celle, 1-2 m under terræn. Simuleringen er startet den dag, hvor spildet er startet, således at der antages en konstant, uniform koncentration, der påføres fra den dag spildet er startet og frem til år 2100.

For fladekilden er kildestyrken (som beskrevet i afsnit 2.3.7.2) påført som en puls hvert 4. år mellem 1966 og 1981 i alle de beregningsceller, hvor der har været roemarkere (figur 3-1). Stoffet er tilført som en fastsat masse pr. areal i den øverste beregningscelle, for at simulere en fladebelastning. Dette afviger fra metoden anvendt til punktkilderne, hvor stoffet blev tilført som en koncentration.



Figur 3-5. Areal hvor der er dyrket roer i perioden 1966-1981.

3.3.9 Pumpescenarier

Stoftransportsimuleringen gennemføres for basis-scenariet (med aktuelle indvindinger) og for to forskellige pumpescenarier for perioden 1900-2100. Stoftransporten skal dermed løses for tre forskellige strømningssløsninger med hver deres pumpescenarie. De forskellige pumpescenarier er beskrevet i rapporten fra WP2, Kidmose og Sonnenborg (2018). Ud over en beregning med de aktuelle indvindinger (basis-scenariet) er scenarie 2 og 7 udvalgt til at danne grundlag for stoftransportsimuleringerne (jf. tabel 3.3 i WP2-rapporten). Scenarie 2 og 7 repræsenterer hhv. en øget og en reduceret indvinding på Eksercermarken kildeplads. Nedenfor er indvindingsmængderne for de forskellige scenarier kort beskrevet.

For at få en strømningssløsning, der dækker hele perioden fra 1900-2100 er det nødvendigt at recirkulere en del af strømningssløsningen, da der ikke er klima- og arealanvendelses-data tilgængeligt efter år 2017. For at bevare noget "klimavariation" i den periode, der recirkuleres, er der valgt en længere periode på 2007 til 2016, hvor både Bolbro og Eksercermarken har været aktive. Det skal bemærkes, at den aktuelle indvinding varierer signifikant i denne periode, f.eks. påbegyndtes indvinding fra Bolbro Vest (boringerne 145.3083, 145.3084 og 145.3085) først i 2013. Resultaterne fra denne periode recirkuleres ca. 9 gange efter år 2100 for at få en strømningssløsning, der når helt frem til år 2100. På punktform kan de tre situationer opsummeres således:

- **Basisscenariet:** Aktuel indvinding ved Bolbro og Eksercermarken. Bygger på historisk data fra 1900-2017. Fra 2017 til 2100 recirkuleres de aktuelle indvindinger fra perioden 2007-2016 frem til år 2100.

- **Scenarie 2:** 2,0 mio. m³/år på Eksercermarken Kildeplads og 1,8 mio. m³/år på Bolbro Kildeplads. Dette scenarium repræsenterer en svag stigning på Eksercermarken og en markant stigning på Bolbro Kildeplads. Der køres med aktuelle indvindingsforhold frem til 2007. Fra 2007-2016 køres der med de indvindinger, der er angivet i scenarie 2. Fra 2017 recirkuleres strømningsløsningen fra 2007-2016 for at nå til år 2100.
- **Scenarie 7:** 0,6 mio. m³/år på Eksercermarken Kildeplads og 1,8 mio. m³/år på Bolbro Kildeplads. I forhold til scenarie 2 svarer dette til en markant reduktion i indvindingen fra Eksercermarken Kildeplads, mens indvindingen på Bolbro fastholdes. Der køres med aktuelle indvindingsforhold frem til 2007. Fra 2007-2016 køres der med de indvindinger, der er angivet i scenarie 7. Fra 2017 recirkuleres strømningsløsningen fra 2007-2016 for at nå til år 2100.

Tabel 3-2. Indvinding for de to anvendte pumpescenarier, hvor indvindingen ved Eksercermarken er hhv. forøget (scenarie 2) og reduceret (scenarie 7). Anvendt fra 2007 til 2100.

	Boring [DGU nr.]	Scenarie 2 [mio. m ³ /år]	Scenarie 7 [mio. m ³ /år]
Eksercermarken	Tilsammen	2,0	0,6
	145.2025	0,34	0,14
	145.2050	0,70	0,3
	145.2399	0	0
	145.718	0,74	0,09
	145.719	0,22	0,07
Bolbro	Tilsammen	1,8	1,8
	145.2552	0,19	0,19
	145.2739	0,15	0,15
	145.2740	0,48	0,48
	145.3083	0,32	0,32
	145.3084	0,30	0,30
	145.3085	0,30	0,30

4 Resultater

Modelresultaterne er opdelt i hhv. de udvalgte partikelbanesimuleringer (afsnit 4.1) og stoftransportsimuleringerne for de samme kilder (afsnit 4.2).

4.1 Partikelbanesimuleringer

I det følgende afsnit præsenteres resultaterne for partikelbanesimuleringer fra de enkelte kilder. Resultaterne er samlet efter "kildetype"; lossepladser, klorerede opløsningsmidler, pesticider, kulbrinter, frugtplantager, fiktive kilder og fladekilden.

4.1.1 Præsentation af resultater

I resultatafsnittet bliver hver kilde præsenteret med følgende oplysninger:

- Et kort, der viser partiklernes transportvej
- Et cirkeldiagram, der viser fordelingen af de 500 partikler på de forskellige sinks (se afsnit 3.2.4 om sinks)

Hvis partiklerne bliver indvundet ved Bolbro eller Eksercermarken, er der yderligere præsenteret følgende:

- En tabel med statistik over rejsetid i den mættede zone for de partikler, som når frem til kildepladserne. Her er spildets startdato angivet, samt hvilket år den første partikel, 10% fraktilen og 50% fraktilen er ankommet til kildepladsen.

ParticleTracking er kun mulig i den mættede zone, hvorfor de angivne årstal i resultatafsnittet kun er gældende for partiklernes rejse gennem den mættede zone og ikke deres tur ned gennem umættet zone. For at kunne forholde sig til den manglende rejsetid er der ved hver kilde markeret, hvor tyk den umættede zone er i den celle i modellen, som repræsenterer den enkelte kilde. Tykkelsen repræsenterer et gennemsnit for 1900-2017. Grundvandsdannelsen varierer som funktion af tid og sted, men hvis grundvandsdannelsen eksempelvis antages at være 300 mm/år (typisk værdi i modelområdet) og dybden til grundvandsspejlet sættes til 5 m, vil tiden det tager vand og konservativt stof at komme igennem den umættede zone være på lidt over 3 år (ved et vandindhold på 0,2).

4.1.2 Udvalgte punktkilder

Projektgruppen har på baggrund fra partikelbanesimuleringerne udvalgt 15 forureningskilder samt den store fladekilde til videre stoftransportsimulering. Ud over de i alt 16 forureningskilder, der blev udvalgt, blev der efterfølgende tilføjet endnu en punktkilde med klorerede opløsningsmidler (kilde 461.00114), der skal medtages i stoftransportsimuleringerne, men som indtil videre ikke har været på listen over punktkilder. Kilde 461.00114 er et renseri som blev tilføjet efter ønske fra VandCenter Syd grundet dens beliggenhed tæt ved kildepladserne. Det skal bemærkes at lokaliteten er beliggende udenfor indvindingsoplandene til Bolbro og Eksercermarken. Nedenfor ses tabel og kort med de 17 udvalgte forureningskilder.

Tabel 4-1. Oversigt over udvalgte punktkilder, inkl. angivelse af, hvornår der forventes at være sket et spild.

Lokalitets.nr	Kildetype	Stoffer	Spildets start
461_00072	Losseplads	Klorerede, pesticider, kulbrinter	01-01-1938
461_00074	Losseplads	Klorerede, pesticider, kulbrinter	01-01-1958
461_00075	Losseplads	Klorerede, pesticider, kulbrinter	02-01-1958
461_00087	Losseplads	Klorerede, pesticider, kulbrinter	02-03-1900
461_81364	Pesticider	Pesticider	01-01-1976
461_81368	Pesticider	Pesticider	01-01-1994
461_00114	Klorerede opl.	Klorerede opløsningsmidler	01-01-1965
461_70211	Kulbrinter V1	Kulbrinter	02-01-1961
461_04098	Kulbrinter V2	Kulbrinter	01-01-2002
461_05597	Kulbrinter V2	Kulbrinter	01-01-1973
461_70134	Kulbrinter V2	Kulbrinter	01-01-1971
Frugt_10	Frugt	Pesticider	15-02-1956
Frugt_14	Frugt	Pesticider	05-03-1956
Fiktiv_10	Fiktiv	Pesticider	15-02-1964
Fiktiv_14	Fiktiv	Pesticider	05-03-1964
Fiktiv_18	Fiktiv	Pesticider	25-03-1964
Fladekilden (roer)	Roemarken	Pesticider	01-01-1968

4.1.3 Kort over partikelbanesimuleringerne

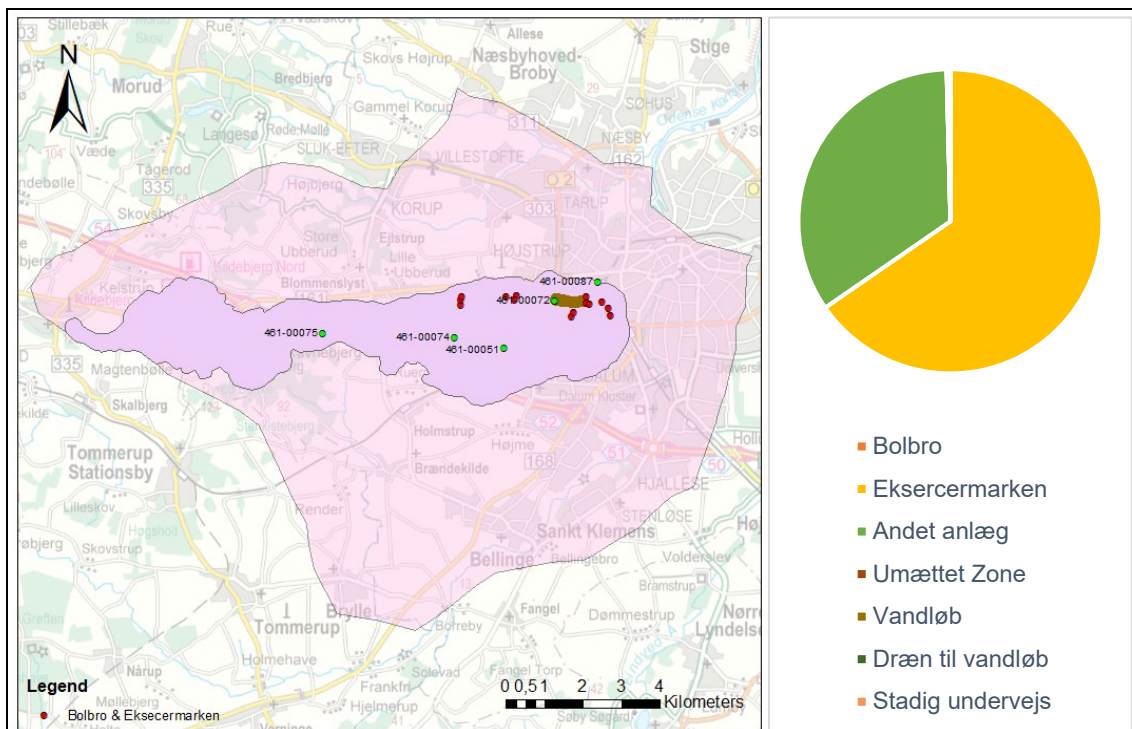
I det følgende præsenteres udvalgte resultater fra partikelbanesimuleringerne. De kort, der vises, repræsenterer de forureningskilder, der blev udvalgt på baggrund af partikelbaneresultaterne (17 ud af i alt 83 kilder).

For hver kilde er der præsenteret et kort, der viser partiklernes vej fra starten af simuleringen og til slut. De røde prikker markerer indvindingsboringerne ved hhv. Bolbro og Eksercermarken, mens de grønne prikker og de dertilhørende numre repræsenterer forureningskilderne og deres lokalitetsnummer. Partikelbanerne ses som en vilkårligt farvet stribe af partikler, der udgår fra den aktuelle kilde, og repræsenterer den vej, de tager fra simuleringens starttidspunkt til år 2100.

De to "lyserøde områder" på kortet viser hhv. modellens afgrænsning (halv-gennemsigtig) og kildepladsernes indvindingsopland (ikke-gennemsigtig). Indvindingsoplandet repræsenterer foreningsmængden for basisscenariet og de 7 scenarier fra WP2, og en forureningskilde kan derfor være placeret inden for det angivne "indvindingsopland", men uden for indvindingsoplandet for det aktuelle scenarium. I det tilfælde vil forureningen fra den pågældende kilde ikke have i en af de to kildepladser.

4.1.3.1 Lossepladser

I Figur 4-1 ses resultaterne fra partikelbanesimuleringen fra losseplads 461-00072, som er lokaliseret tæt på Eksercermarken kildeplads.



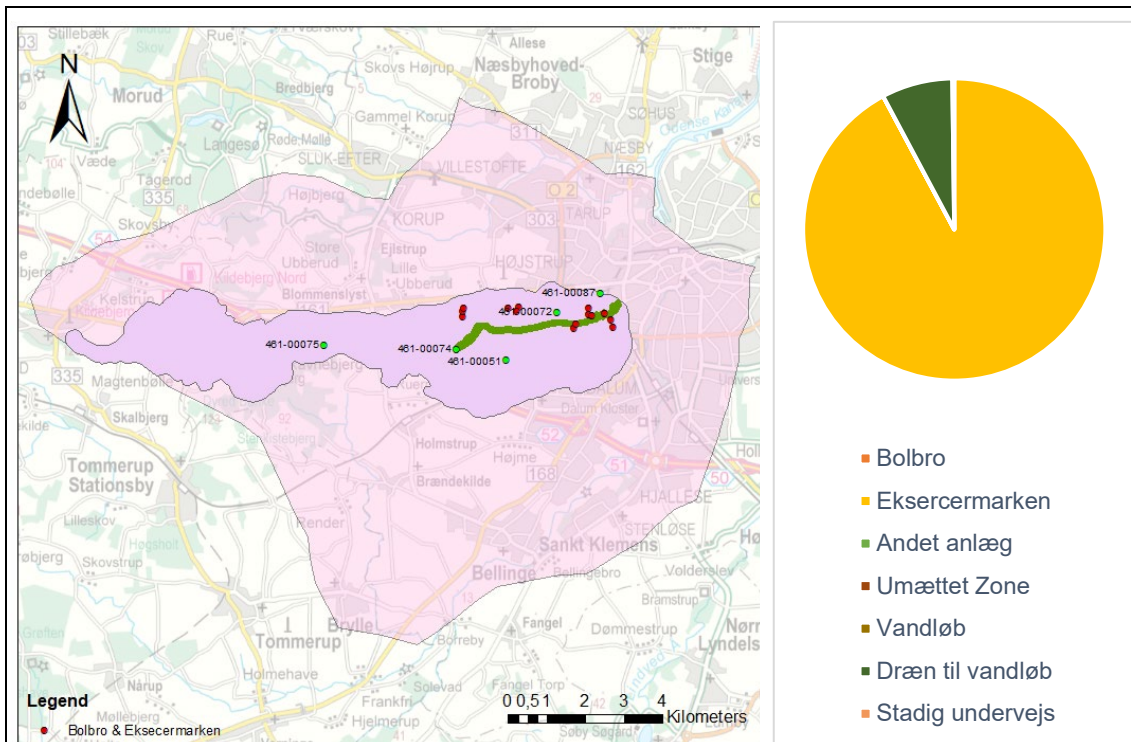
Losseplads 461_00072

Berørt kildeplads	Eksercermarken
Spild startdato	01-01-1938
Først ankomne partikel [år]	1965
10% fraktil af partikler, der ankommer til kildepladsen [år]	1971
50% fraktil af partikler, der ankommer til kildepladsen [år]	1972
Tykkelse af umættet zone [m]	4,01

Figur 4-1. Partikelbaneberegning for losseplads 461_00072. Øverst til venstre ses partiklernes vej fra kilden. Øverst til højre ses andelen af partikler der havner i de forskellige sinks. Nederst ses nøgleværdier for den pågældende kilde samt partikelbaneresultater.

To ud af tre partikler havner i Eksercermarken, hvor de første partikler registreres i 1965 efter 27 års transport, mens halvdelen af partiklerne er ankommet efter 34 år. Tykkelsen af den umættede zone er på 4 m, og der skal derfor adderes nogle få år for at finde den totale rejsetid.

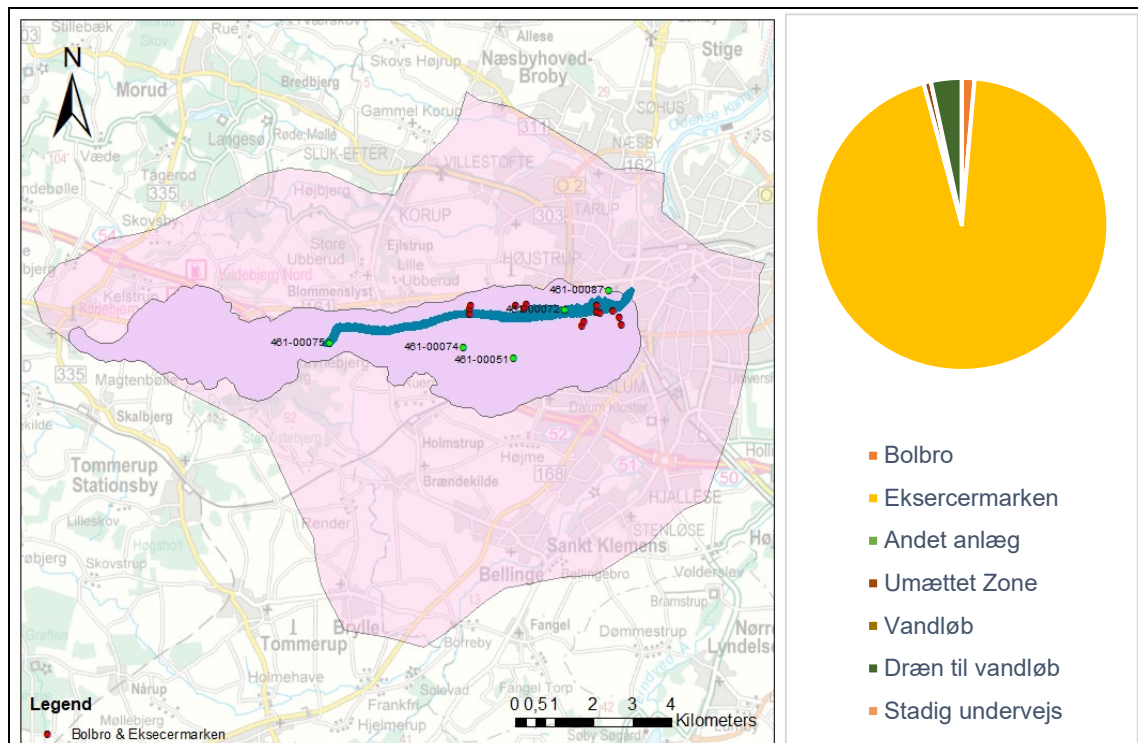
På figur 4-2 er resultaterne for losseplads 461_00074 vist.



Figur 4-2. Partikelbaneberegning for losseplads 461-00074. Øverst til venstre ses partiklernes vej fra kilden. Øverst til højre ses andelen af partikler der havner i de forskellige sinks. Nederst ses nøgleværdier for den pågældende kilde samt partikelbaneresultater.

Losseplads 461_00074 er placeret midt i indvindingsoplandet. Rejsetiden til Eksercermarken er på 40-45 år (hhv. første partikel og 50% fraktil), mens Bolbro ikke påvirkes. De fleste partikler ender i kildepladsens oppumpning, mens en mindre del havner i dræn. Med en tykkelse af den umættede zone på 5 m skal der påregnes nogle få års ekstra rejsetid, inden grundvandsspejlet nås.

Resultaterne fra losseplads 461_00075 er vist i figur 4-3.



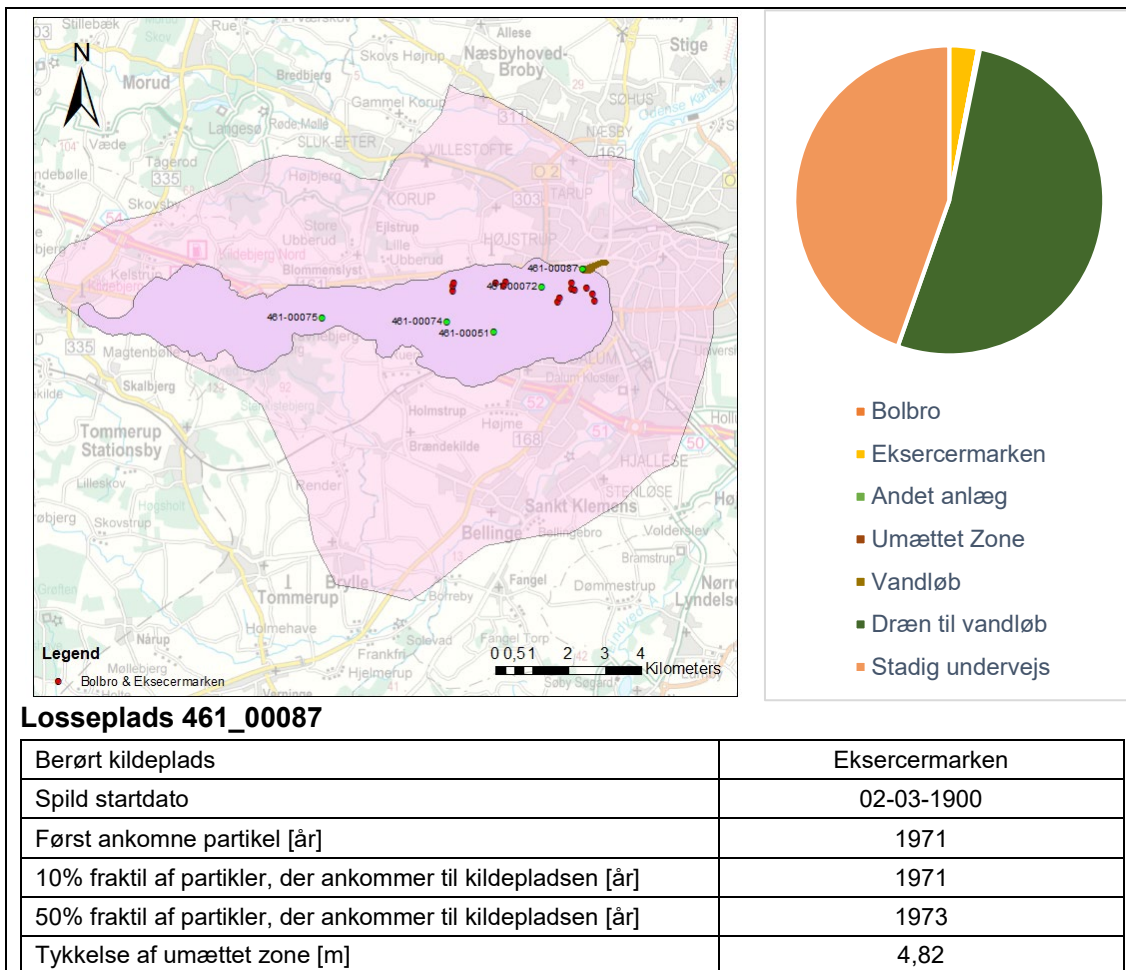
Losseplads 461_00075

Berørt kildeplads	Bolbro	Eksercermarken
Spild startdato	02-01-1958	02-01-1958
Først ankomne partikel [år]	2022	2037
10% fraktile af partikler, der ankommer til kildepladsen [år]	2022	2040
50% fraktile af partikler, der ankommer til kildepladsen [år]	2032	2047
Tykkelse af umættet zone [m]	4,21	

Figur 4-3. Partikelbaneberegning for losseplads 461_00075. Øverst til venstre ses partiklernes vej fra kilden. Øverst til højre ses andelen af partikler der havner i de forskellige sinks. Nederst ses nøgleværdier for den pågældende kilde samt partikelbaneresultater.

Losseplads 461_00075 er placeret i den vestlige ende af indvindingsoplandet. Nogle få partikler ender i boreriger på Bolbro, men hovedparten går til Eksercermarken. Transporttiden (første ankomst) er på hhv. 64 år til Bolbro og 79 år til Eksercermarken. Dybden til grundvandsspejlet er fundet til godt 4 m, og der skal derfor lægges nogle få år til den samlede rejsetid.

I figur 4-4 er resultaterne fra losseplads 461_00087 præsenteret.

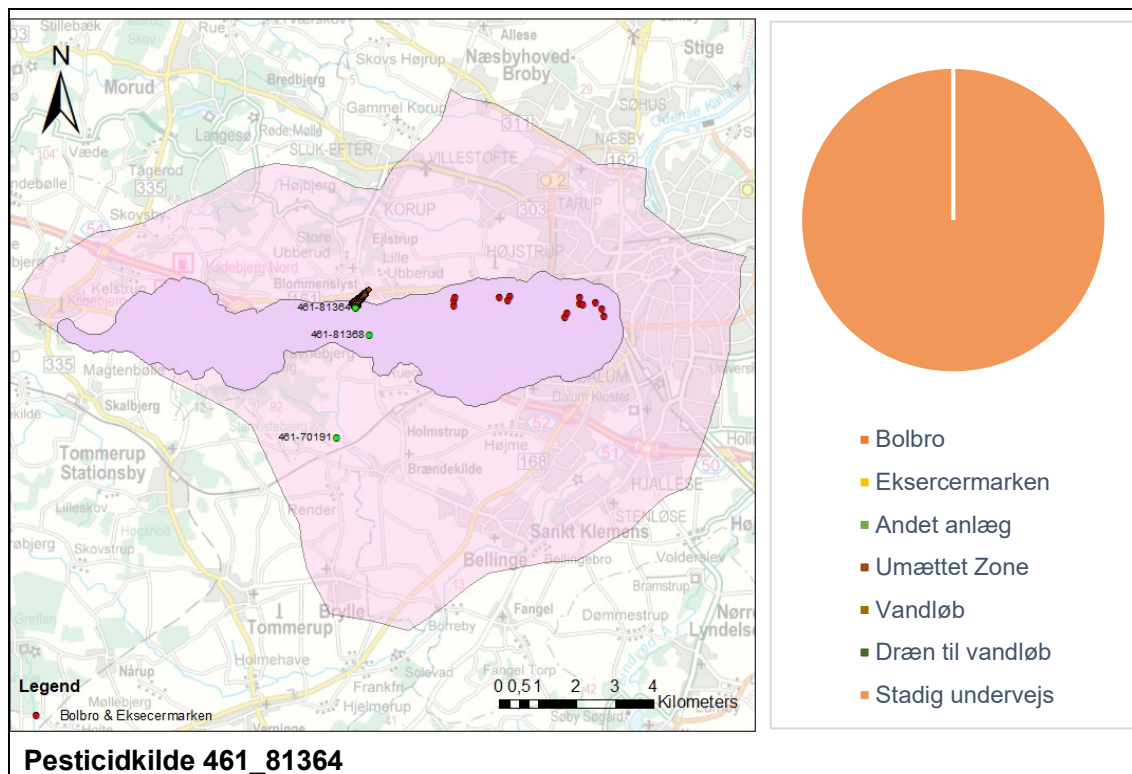


Figur 4-4. Partikelbaneberegning for losseplads 461_00087. Øverst til venstre ses partiklernes vej fra kilden. Øverst til højre ses andelen af partikler der havner i de forskellige sinks. Nederst ses nøgleværdier for den pågældende kilde samt partikelbaneresultater.

Den sidste losseplads, 461_00087, er lokaliseret på den nordøstlige rand af indvindingsoplandet. Kun få partikler strømmer til Eksercermarken, resten ender i dræn og vandløb. Til trods for den korte afstand til kildepladsen observeres en forholdsvis lang rejsetid på 71 år for første ankomst og 73 år for 50% fraktilen. Tykkelsen af den umættede zone er på knap 5 m, hvilket vil give anledning til nogle få års ekstra transporttid.

4.1.3.2 Pesticidkilder

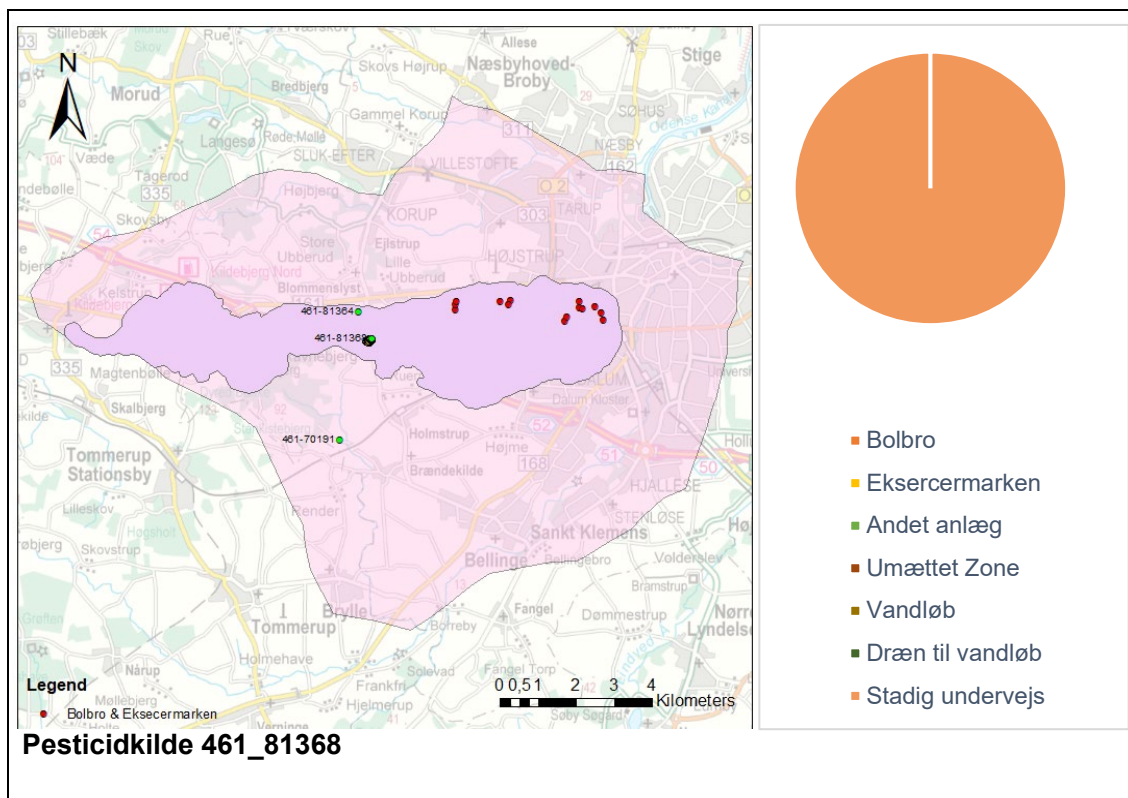
I Figur 4-5 ses partikelbaneresultaterne fra pesticidkilde 461_81364. Kilden er placeret på randen af det totale indvindingsopland, og da ingen af partiklerne havner i kildepladserne, er denne lokalitet altså ikke en del af indvindingsoplandet for basis-scenariet.



Figur 4-5. Partikelbaneberegning for pesticidkilde 461_81364. Øverst til venstre ses partiklernes vej fra kilden. Øverst til højre ses andelen af partikler der havner i de forskellige sinks. Da ingen partikler havner på kildepladserne er det ikke muligt eller relevant at medtage statistik.

Pesticidkilde 461_81364 er placeret i den centrale del af indvindingsoplandet. Partiklerne herfra bevæger sig meget langsomt og er alle stadig undervejs ved afslutning af beregningen i år 2100. Der er således ingen partikler, som når frem til kildepladserne.

I figur 4-6 ses resultaterne fra pesticidkilde 461_81368.



Figur 4-6. Partikelbaneberegning for pesticidkilde 461_81368. Øverst til venstre ses partiklernes vej fra kilden. Øverst til højre ses andelen af partikler der havner i de forskellige sinks. Da ingen partikler havner på kildepladserne er det ikke muligt eller relevant at medtage statistik.

Pesticidkilde 461_81368 er lokaliseret ca. en kilometer syd for den første pesticidkilde. Heller ikke her sker der nævneværdig transport af partiklerne, og samtlige partikler er stadig undervejs ved afslutning af beregningen.

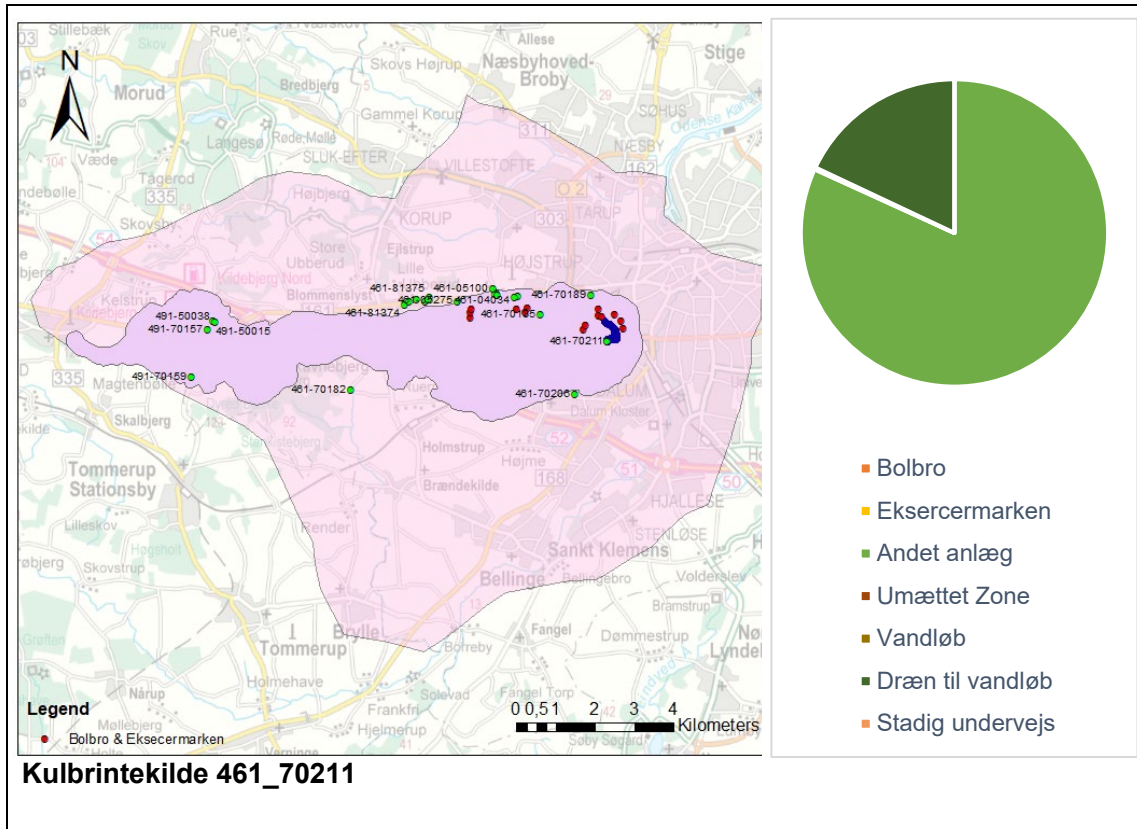
4.1.3.3 Kilder med klorerede opløsningsmidler

Der blev ikke udført partikelbanesimulering for punktkilde 461_00114, da den først blev udvalgt efterfølgende. Forureningskilden, som er et renseri, blev tilføjet efter ønske fra Vand-Center Syd grundet dens beliggenhed tæt ved kildepladserne. Det skal bemærkes at lokaliteten er beliggende udenfor indvindingsoplandene.

4.1.3.4 Kulbrintekilder

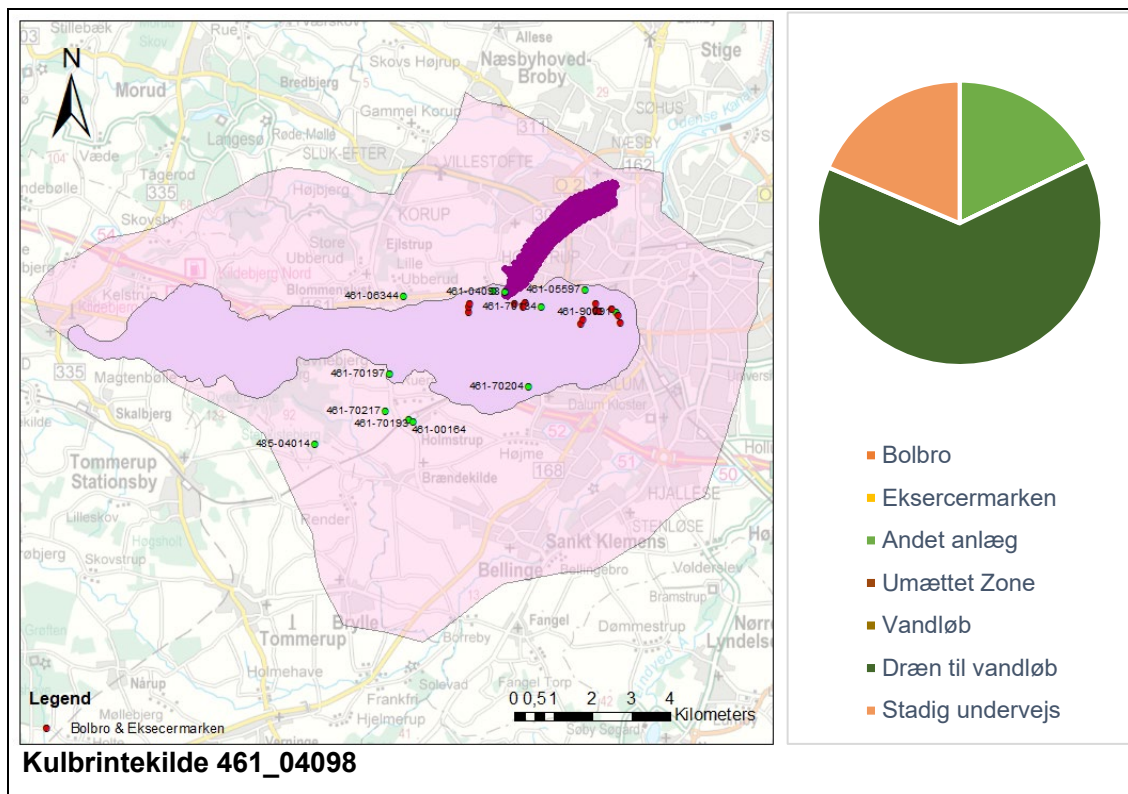
Partiklerne, der frigives ved kulbrintekilde 461_70211, som er placeret lige syd for Eksercermarken kildeplads, havner primært i Eksercermarkens borer, se figur 4-7.

Der er hverken registreret partikler fra kulbrintekilde 461_70211 i anlægsgruppe 82019 (Eksercermarken) eller i 82018 (Bolbro). På figuren ses det dog tydeligt, at partiklerne bevæger sig ind i området med Eksercermarkens indvindingsboringer. På cirkeldiagrammet er det angivet, at langt størstedelen af partiklerne ender i "andet anlæg". Boringen, som partiklerne havner i, har boreringsnummer 82000_145.25 og hører til *Hovedværket*, VandCenter Syd.



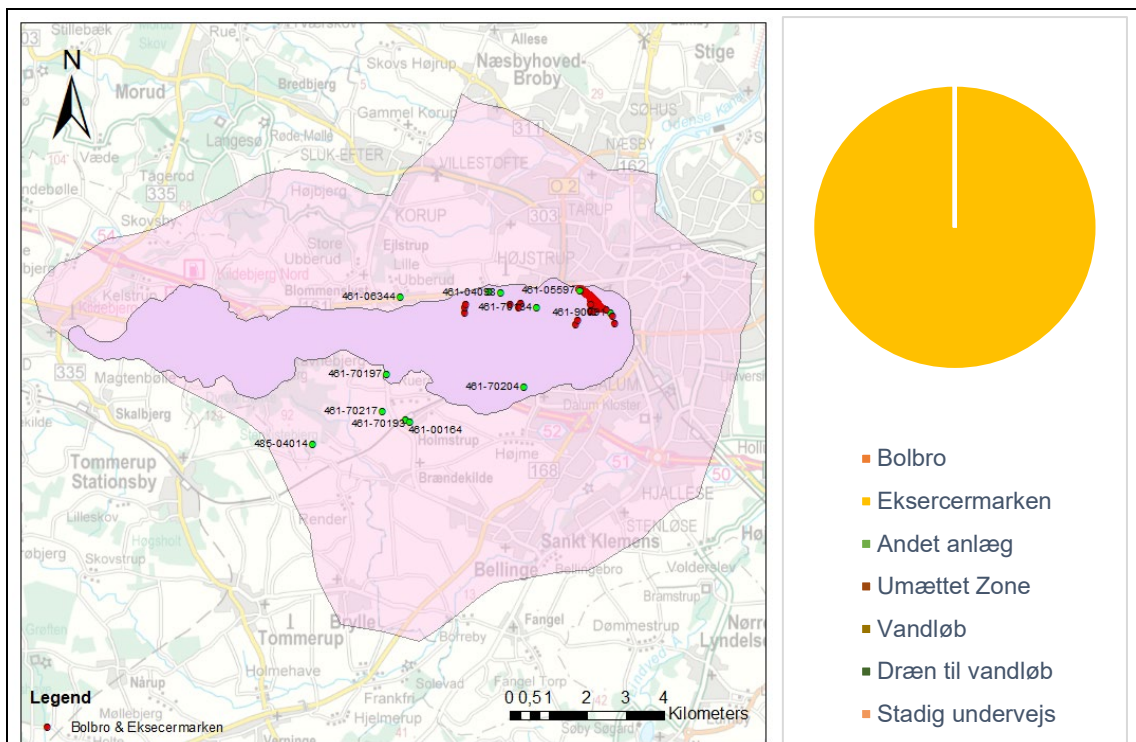
Figur 4-7. Partikelbaneberegning for kulbrintekilde 461_70211. Øverst til venstre ses partiklernes vej fra kilden. Øverst til højre ses andelen af partikler der havner i de forskellige sinks. Da ingen partikler havner på kildepladserne er det ikke muligt eller relevant at medtage statistik.

Partiklerne fra kilde 461_04098, figur 4-8, strømmer primært fra randen af indvindingsopland-det mod nord, hvor mange partikler ender i dræn. En mindre andel er stadig undervejs, mens resten ryger i mindre indvindingsanlæg.



Figur 4-8. Partikelbaneberegning for kulbrintekilde 461_04098. Øverst til venstre ses partiklernes vej fra kilden. Øverst til højre ses andelen af partikler der havner i de forskellige sinks. Da ingen partikler havner på kildepladserne er det ikke muligt eller relevant at medtage statistik.

I figur 4-9 er resultaterne for kulbrintekilde 461_05597 vist. Denne kilde er placeret omkring en kilometer nordvest for Eksercermarken og partiklerne fra kilden bliver alle indfanget af boringerne ved Eksercermarken. Transporttiden er meget lav, 6 år for den første partikel og 9 år for 50% fraktilen. Da den umættede zone er forholdsvis tynd, må der forventes en relativ kort opholdstid her (få år).

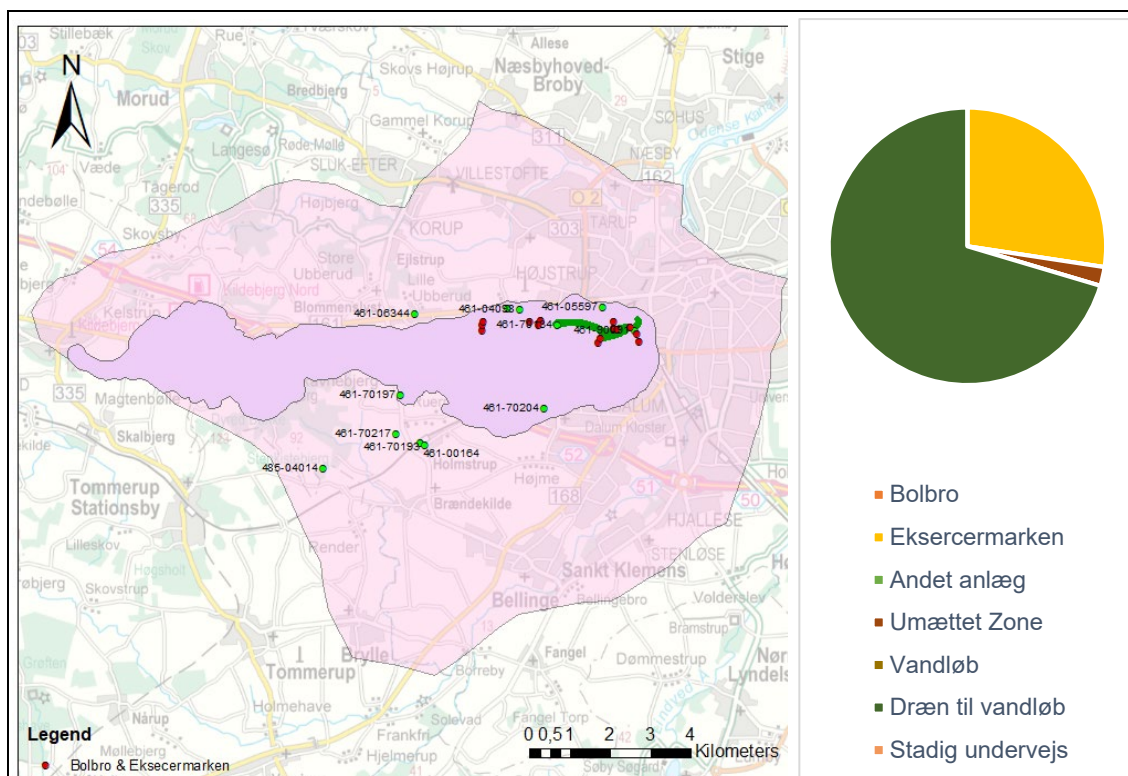


Kulbrintekilde 461_05597

Berørt kildeplads	Eksercermarken
Spild startdato	01-01-1973
Først ankomne partikel [år]	1979
10% fraktile af partikler, der ankommer til kildepladsen [år]	1982
50% fraktile af partikler, der ankommer til kildepladsen [år]	1982
Tykkelse af umættet zone (m)	3,01

Figur 4-9. Partikelbaneberegning for kulbrintekilde 461_05597. Øverst til venstre ses partiklernes vej fra kilden. Øverst til højre ses andelen af partikler der havner i de forskellige sinks. Nederst ses nøgleværdier for den pågældende kilde samt partikelbaneresultater.

På figur 4-10 er resultaterne fra kulbrintekilde 461_70134, som er beliggende lige øst for Bolbro øst's tre borer, vist. Partiklerne strømmer imidlertid mod Eksercermarken, hvor over en fjerdedel indfanges i indvindingen. Ellers havner en stor del af partiklerne i dræn. Transporttiden til kildepladsen er på 37 år for første ankomst og 49 år for 50% fraktile. Den umættede zone er mindre end 3 m, og der forventes derfor en relativ kort transporttid over grundvandsspejlet.



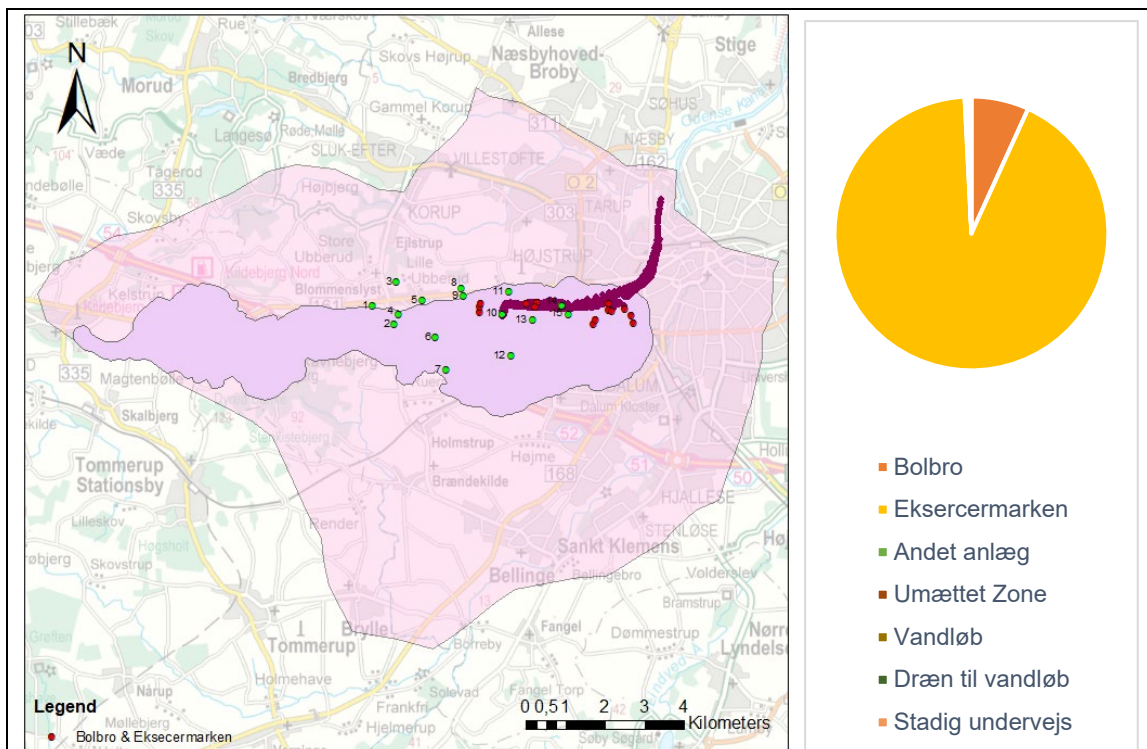
Kulbrintekilde 461_70134

Berørt kildeplads	Eksercermarken
Spild startdato	01-01-1971
Først ankomne partikel [år]	2008
10% fraktil af partikler, der ankommer til kildepladsen [år]	2009
50% fraktil af partikler, der ankommer til kildepladsen [år]	2020
Tykkelse af umættet zone (m)	2,76

Figur 4-10. Partikelbaneberegning for kulbrintekilde 461_70134. Øverst til venstre ses partiklernes vej fra kilden. Øverst til højre ses andelen af partikler der havner i de forskellige sinks. Nederst ses nøgleværdier for den pågældende kilde samt partikelbaneresultater.

4.1.3.5 Frugtplantager

I figur 4-11 er resultaterne fra frugtplantage 10 vist.



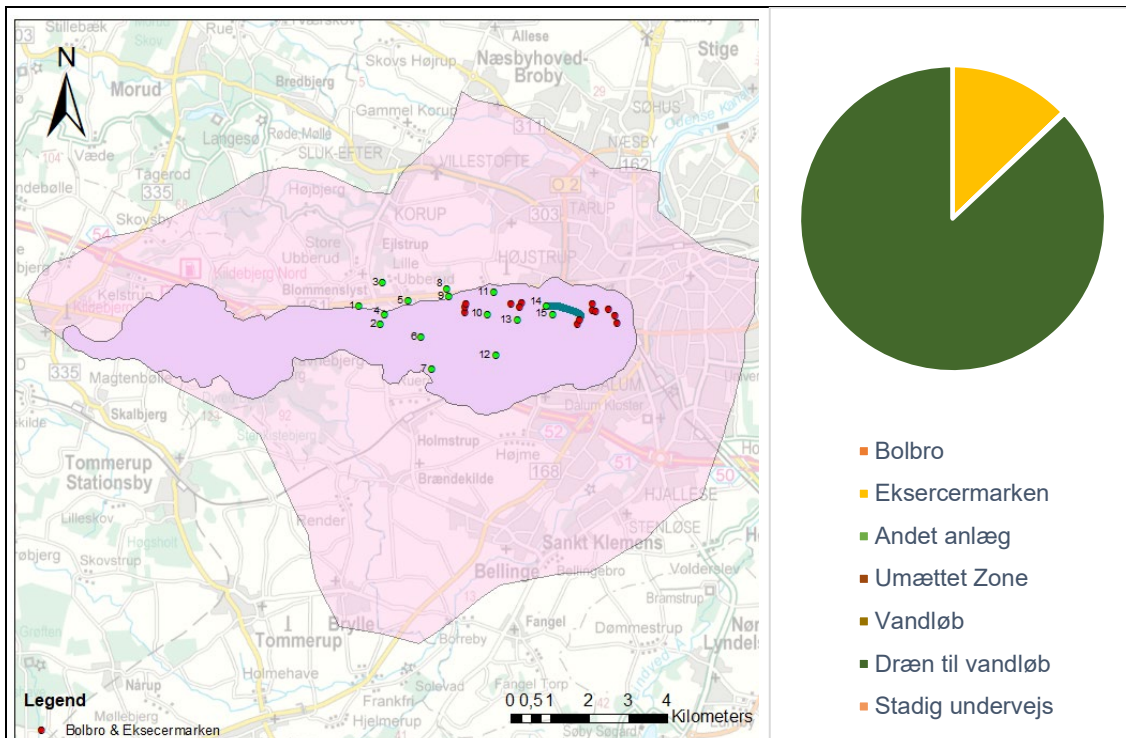
Frugtplantage 10

Berørt kildeplads	Bolbro	Eksercermarken
Spild startdato	15-02-1956	15-02-1956
Først ankomne partikel [år]	2007	1978
10% fraktil af partikler, der ankommer til kildepladsen [år]	2007	1980
50% fraktil af partikler, der ankommer til kildepladsen [år]	2009	1993
Tykkelse af umættet zone [m]	4,62	

Figur 4-11. Partikelbaneberegning for frugtplantage 10. Øverst til venstre ses partiklernes vej fra kilden. Øverst til højre ses andelen af partikler der havner i de forskellige sinks. Nederst ses nøgleværdier for den pågældende kilde samt partikelbaneresultater.

Partiklerne frigivet fra frugtplantage 10 stammer fra en lokalitet mellem Bolbro vest og øst. En del af partiklerne havner derfor også i Bolbro's borer, men den største del ender på Eksercermarken. Til trods for den kortere transportafstand er transporttiden til Bolbro fundet til 51 år, mens den fastlægges til 22 år til Eksercermarken. Der skal lægges nogle få års ekstra rejsetid til for at tage den 4,6 m tykke umættede zone i regning.

Resultaterne fra frugtplantage 14 kan findes i nedenstående figur 4-12.



Frugtplantage 14

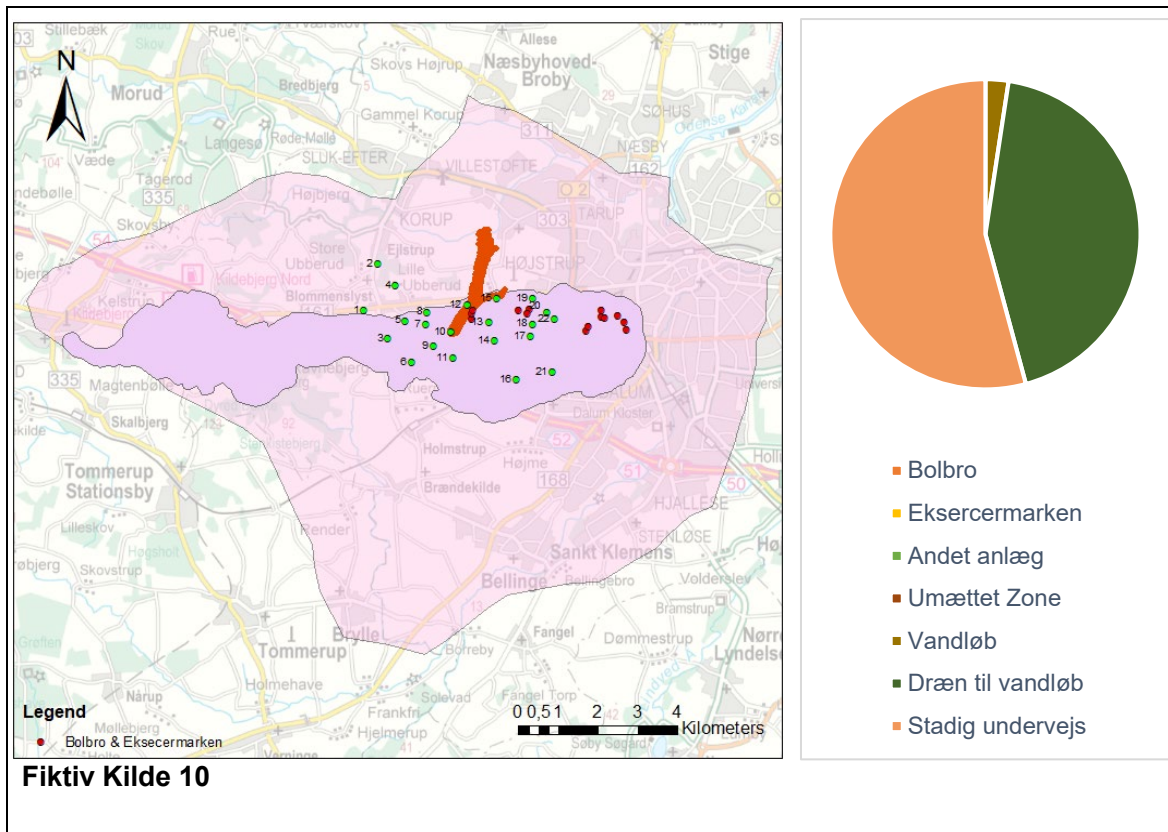
Berørt kildeplads	Eksercermarken
Spild startdato	05-03-1956
Først ankomne partikel [år]	1989
10% fraktil af partikler, der ankommer til kildepladsen [år]	1989
50% fraktil af partikler, der ankommer til kildepladsen [år]	1991
Tykkelse af umættet zone [m]	1,69

Figur 4-12. Partikelbaneberegning for frugtplantage 14. Øverst til venstre ses partiklernes vej fra kilden. Øverst til højre ses andelen af partikler der havner i de forskellige sinks. Nederst ses nøgleværdier for den pågældende kilde samt partikelbaneresultater.

Udslippet fra frugtplantage 14, som er beliggende umiddelbart øst for Bolbro Øst, strømmer mod Eksercermarken kildeplads. Der er imidlertid en stor del af partiklerne, som indfanges af dræn og det er derfor kun en mindre andel, som havner i kildepladsens borer. Transporttiden til kildepladsen er på ca. 33 - 35 år. Den umættede zone er forholdsvis tynd under plantagen, og der må derfor forventes en relativ kort rejsetid igennem denne (~1 år).

4.1.3.6 Fiktive kilder

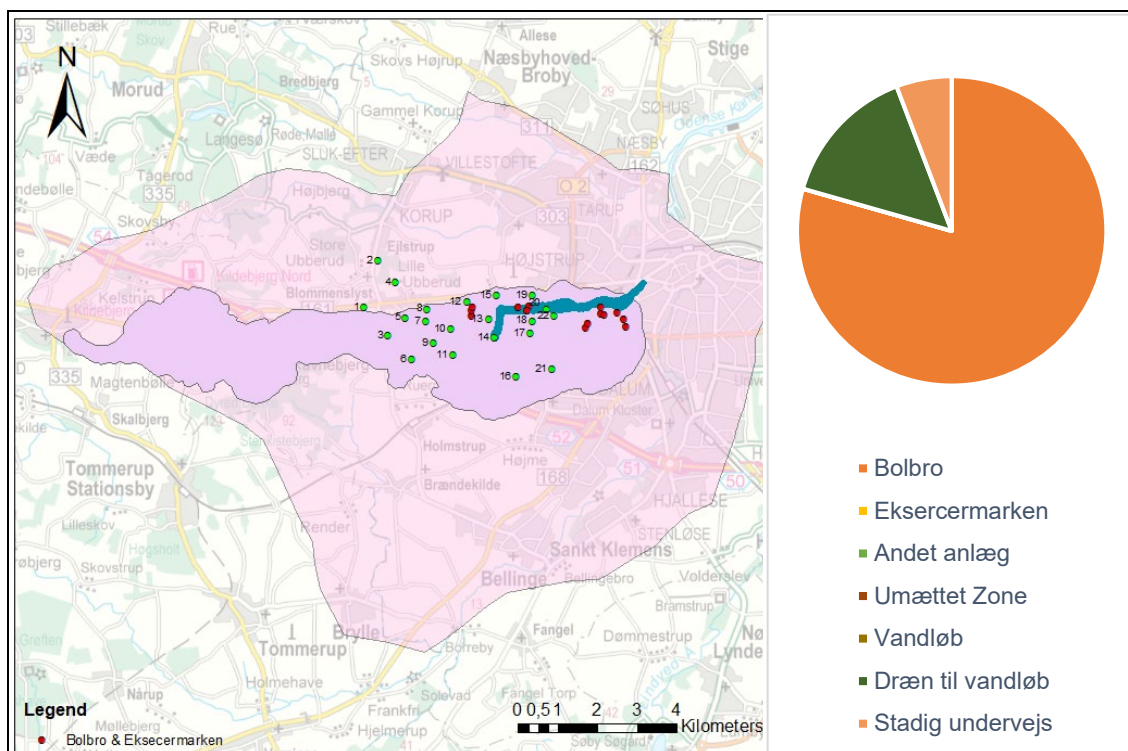
I det følgende præsenteres resultaterne fra de fiktive kilder. I figur 4-13 er fiktiv kilde 10 illustreret.



Figur 4-13. Partikelbaneberegning for fiktiv kilde 10. Øverst til venstre ses partiklernes vej fra kilden. Øverst til højre ses andelen af partikler der havner i de forskellige sinks. Da ingen partikler havner på kildepladserne er det ikke muligt eller relevant at medtage statistik.

Partiklerne fra fiktiv kilde 10 strømmer mod nord og havner hverken i Bolbro eller Eksercermarken kildeplads. De fleste partikler er ved afslutningen af modelsimuleringen stadig undervejs, mens resten er fanget af dræn eller vandløb.

Fiktiv kilde 14, som er placeret en kilometer syd for Bolbro kildeplads, se figur 4-14, giver anledning til mange partikler ved Bolbro. Den første partikel ankommer efter 106 år, mens 50% fraktilen findes efter 108 år. Det skal bemærkes, at den umættede zone er relativt tyk, næsten 10 m, og den samlede rejsetid fra terræn vil derfor være endnu længere. Langt den største opholdstid findes dog stadig i grundvandszonen.

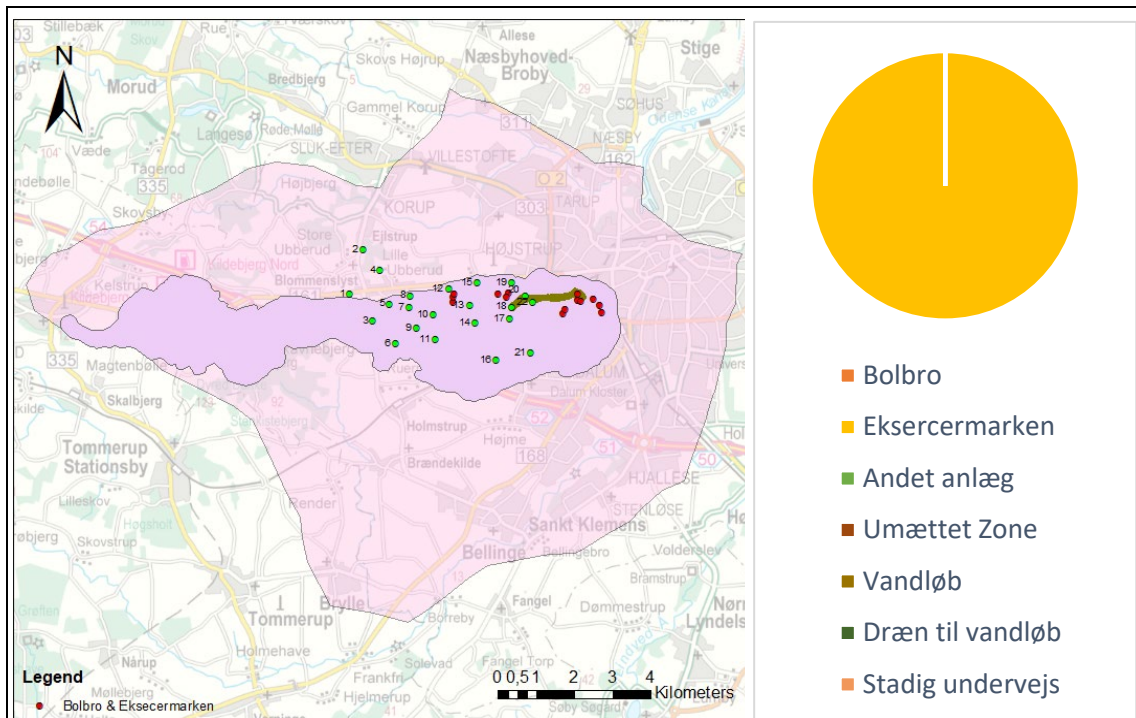


Fiktiv kilde 14

Berørt kildeplads	Bolbro
Spild startdato	05-03-1964
Først ankomne partikel [år]	2070
10% fraktil af partikler, der ankommer til kildepladsen [år]	2071
50% fraktil af partikler, der ankommer til kildepladsen [år]	2072
Tykkelse af umættet zone [m]	9,50

Figur 4-14. Partikelbaneberegning for fiktiv kilde 14. Øverst til venstre ses partiklernes vej fra kilden. Øverst til højre ses andelen af partikler der havner i de forskellige sinks. Nederst ses nøgleværdier for den pågældende kilde samt partikelbaneresultater.

Fiktiv kilde 18 er placeret lige syd for Bolbro Øst, se figur 4-15, men giver kun anledning til partikelgennembrud i Eksercermarken kildeplads, hvor samtlige partikler havner. Rejsetiden for den først ankomne partikel er på 17 år, mens 50% fraktilen observeres efter 25 år. Tykkelsen af den umættede zone er på lige godt 5 m, så der må påregnes nogle års ekstra rejsetid inden en vandpartikel rammer grundvandsspejlet.



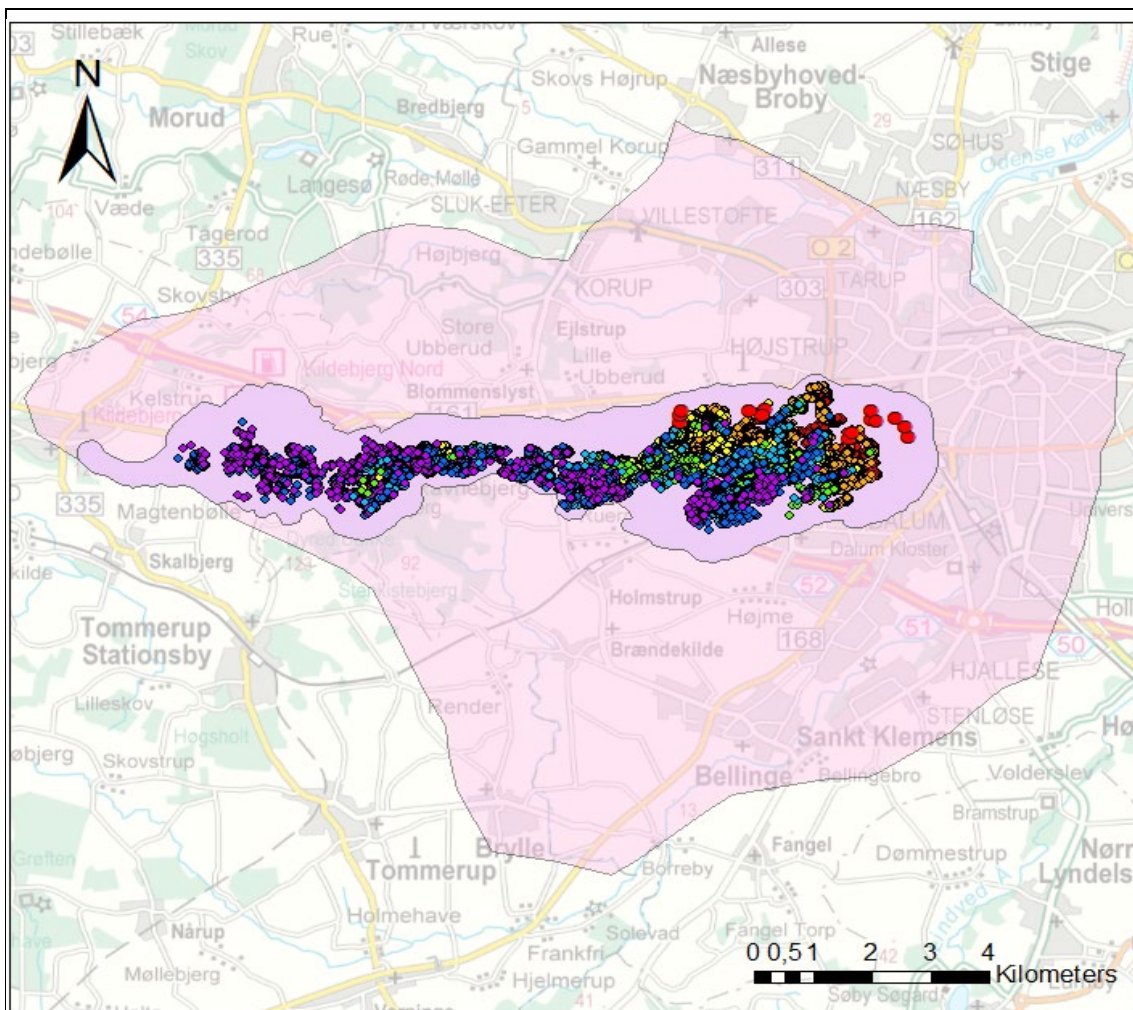
Fiktiv kilde 18

Berørt kildeplads	Eksercermarken
Spild startdato	25-03-1964
Først ankomne partikel [år]	1981
10% fraktile af partikler, der ankommer til kildepladsen [år]	1989
50% fraktile af partikler, der ankommer til kildepladsen [år]	1991
Tykkelse af umættet zone [m]	5,08

Figur 4-15. Partikelbaneberegning for fiktiv kilde 18. Øverst til venstre ses partiklernes vej fra kilden. Øverst til højre ses andelen af partikler der havner i de forskellige sinks. Nederst ses nøg-lærværdier for den pågældende kilde samt partikelbaneresultater.

4.1.3.7 Fladekilden (roemarker)

På figur 4-16 nedenfor ses de partikler, der når frem til enten Bolbro eller Eksercermarken. Partiklerne er placeret på deres start-lokalitet og er farvet efter, hvor lang tid det tager dem at nå frem til kildepladserne (angivet med røde cirkler). Generelt stiger transporttiden til kildepladserne med afstanden til dem, hvor blå og lilla symboler angiver høje transporttider, mens de lyse farver (gul/orange) angiver korte transporttider.



Berørt kildeplads	Bolbro	Eksercermarken
Spild startdato	01-01-1968	01-01-1968
Først ankomne partikel [år]	2007	1974
10% fraktil af partikler, der ankommer til kildepladsen [år]	2015	1987
50% fraktil af partikler, der ankommer til kildepladsen [år]	2069	2028

Figur 4-16. Partikelbaneberegning for fladekilden med desphenyl-chloridazon.

4.2 Stoftransportsimuleringer

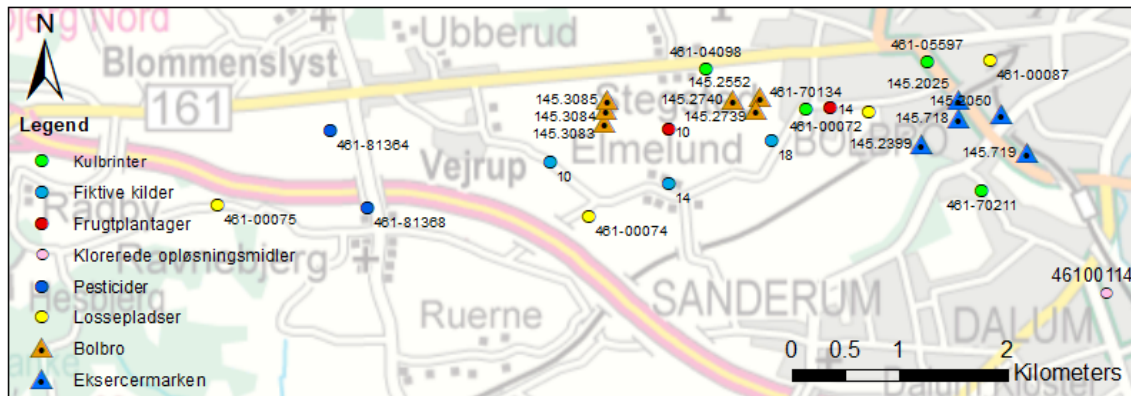
I det følgende afsnit er resultaterne fra de forskellige stoftransportberegninger præsenteret. Først vises resultaterne fra basisscenariet (afsnit 4.2.1 og 4.2.2) dernæst resultaterne fra scenarie 2 og scenarie 7 (afsnit 4.2.3 og 4.2.4).

4.2.1 Resultater for basisscenariet

Nedenfor præsenteres gennembrudskurver for de forureningskilder, hvor minimum ét af stofferne når koncentrationer over $0,001 \mu\text{g/L}$. Hver kildetype præsenteres for sig, dvs. lossepladser, pesticid-kilder, kulbrintekilder, fiktive kilder og frugtplantager. Da der for punktkilderne kun undtagelsesvist blev fundet koncentrationer over den kritiske værdi (afsnit 2.3.2)

på 0,1 µg/L i worst-case scenariet, blev beregninger med den milde kildestyrke ikke gennemført. For fladekilden, som præsenteres til sidst, blev der generelt fundet høje koncentrationer, og derfor er både worst-case og mildt scenarie kørt.

VandCenter Syd har leveret måledata på desphenyl-chloridazon fra følgende boringer på Eksercermarken: 145.718, 145.719, 145.2025, 145.2050 og 145.2399 og på Bolbro kildeplads: 145.2552, 145.2739, 145.2740, 145.3083, 145.3084, 145.3085. Boringsplacering samt punktkildeplacering kan ses på figur 4-17 herunder (se også bilag 1.1).



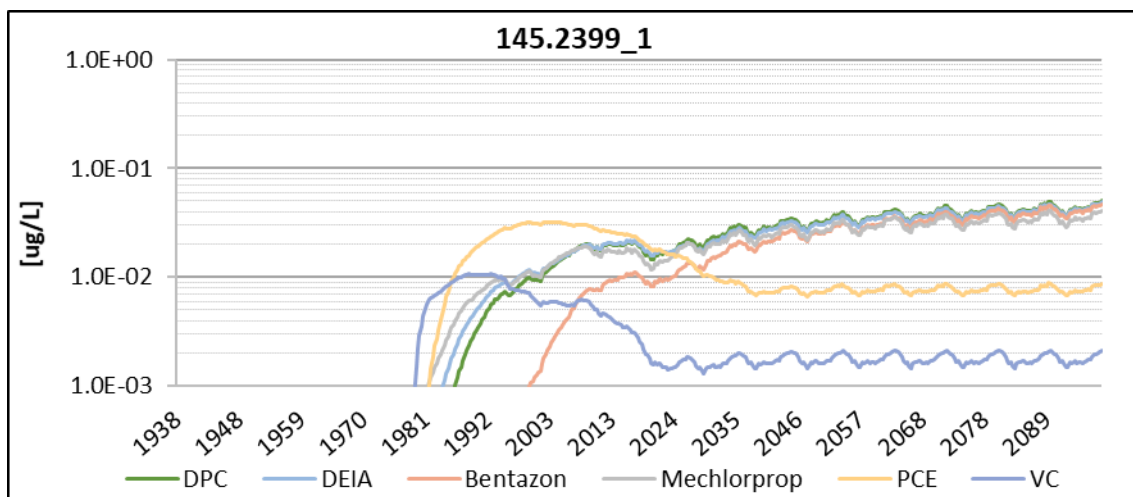
Figur 4-17 Placering af 16 udvalgte lokaliteter samt Bolbro og Eksercermarken kildepladser.

4.2.1.1 Lossepladser

Alle fire lossepladser gav anledning til stofkoncentrationer på over 0,001 µg/L i boringer ved de to kildepladser. Resultaterne præsenteres nedenfor.

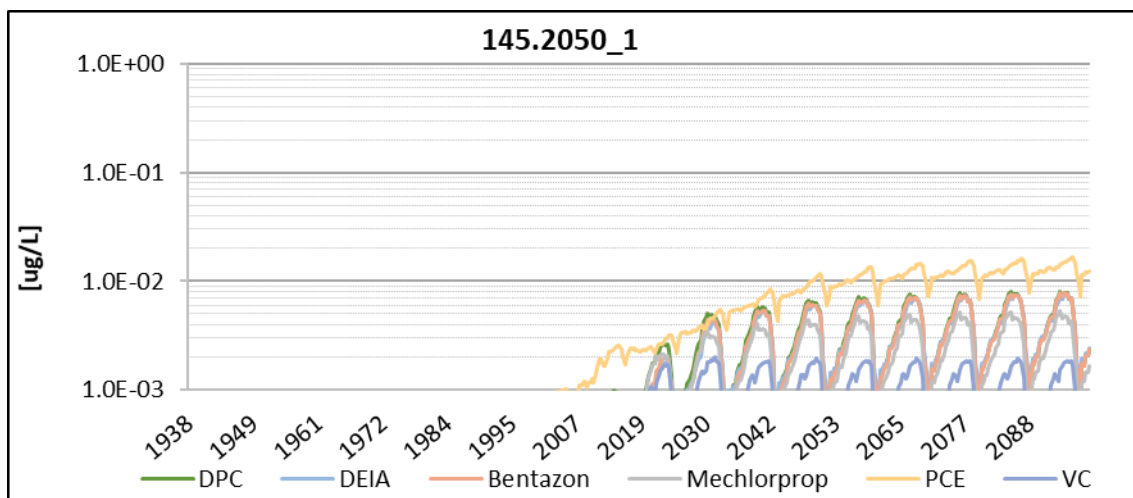
Losseplads 461_00072

Losseplads 461_00072 giver kun anledning til koncentrationer på over 0,001 µg/L ved Eksercermarken kildeplads. I Figur 4-18 ses gennembrudskurver i boring 145.2399 som følge af udslip fra Losseplads 461_00072. Gennembruddet starter i slutningen af 70'erne med en stejl stigning og når i løbet af nogle få år op på et tilnærmelsesvis stabilt niveau for de fleste stoffer. De fire pesticider (DPC, DEIA, Bentazon og Mechlorprop) har samme udviklingsforløb og stiger svagt frem mod år 2100, hvor der opnås maksimale koncentrationer på ca. 0,005 µg/L. Der er en tendens til at stigningen aftager med tid, og at der opnås en næsten konstant koncentration frem mod år 2100. Udviklingen for de to klorerede opløsningsmidler PCE og VC er anderledes, idet disse stoffer har maksimale koncentrationer på hhv. 0,03 µg/L og 0,01 µg/L relativt tidligt (ca. år 2000 og 1990) og derefter aftager mod et konstant niveau på hhv. 0,009 µg/L og 0,002 µg/L. Ingen af kulbrinterne når frem til boringen, hvilket skyldes deres relativt høje nedbrydelighed, se tabel 2-15.



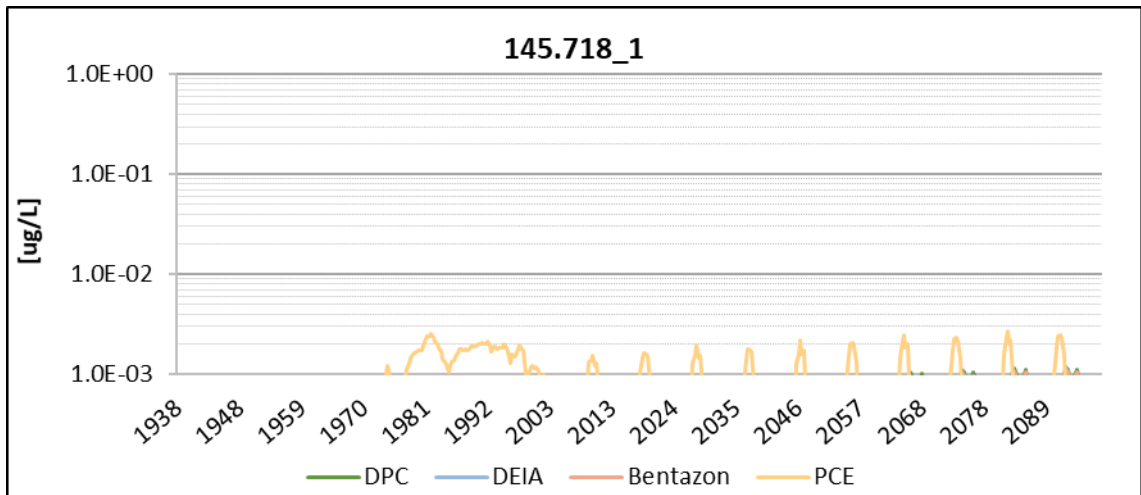
Figur 4-18. Gennembrudskurver for boring 145.2399 (Eksercermarken) som følge af udslip fra losseplads 461_00072 (se figur 4-17 for placering).

I Figur 4-19 er gennembruddet ved boring 145.2050 på Eksercermarken vist. De første koncentrationer over 0,001 µg/L observeres omkring år 2010 (PCE), hvorefter koncentrationen stiger frem mod 2060, hvor de maksimale koncentrationer findes. For PCE stabiliserer koncentrationen sig på omkring 0,01 µg/L, mens den for pesticiderne holder sig under 0,01 µg/L. Der ses relativt store cykliske variationer i stoffkoncentrationerne, og det skyldes, at de historiske indvindinger varierer forholdsvis meget, ikke mindst i perioden 2007-2016, som recirkuleres frem til år 2100.

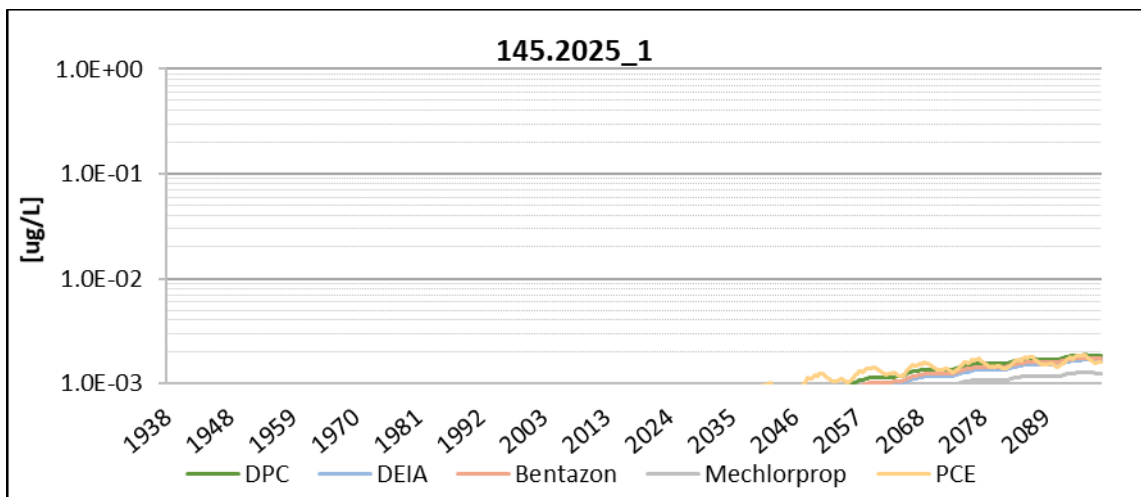


Figur 4-19. Gennembrudskurver for boring 145.2050 (Eksercermarken) som følge af udslip fra losseplads 461_00072 (se figur 4-17 for placering).

For boring 145.718 og 145.2025 sker der kun en marginal overskridelse af koncentrationen på 0,001 µg/L, som det fremgår af figur 4-20 og 4-21.



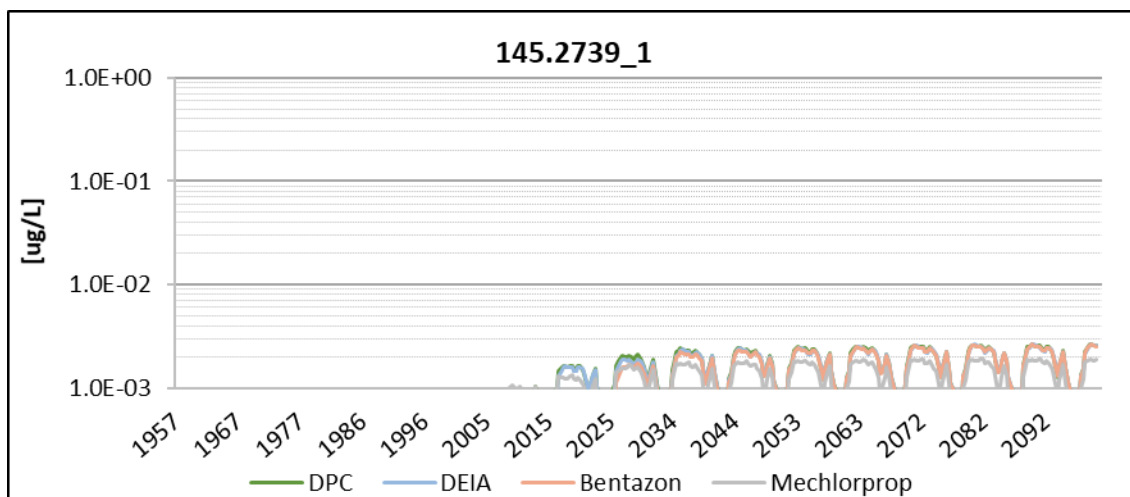
Figur 4-20. Gennembrudskurver for boring 145.718 (Eksercermarken) som følge af udslip fra losseplads 461_00072 (se figur 4-17 for placering).



Figur 4-21. Gennembrudskurver for boring 145.2025 (Eksercermarken) som følge af udslip fra losseplads 461_00072 (se figur 4-17 for placering).

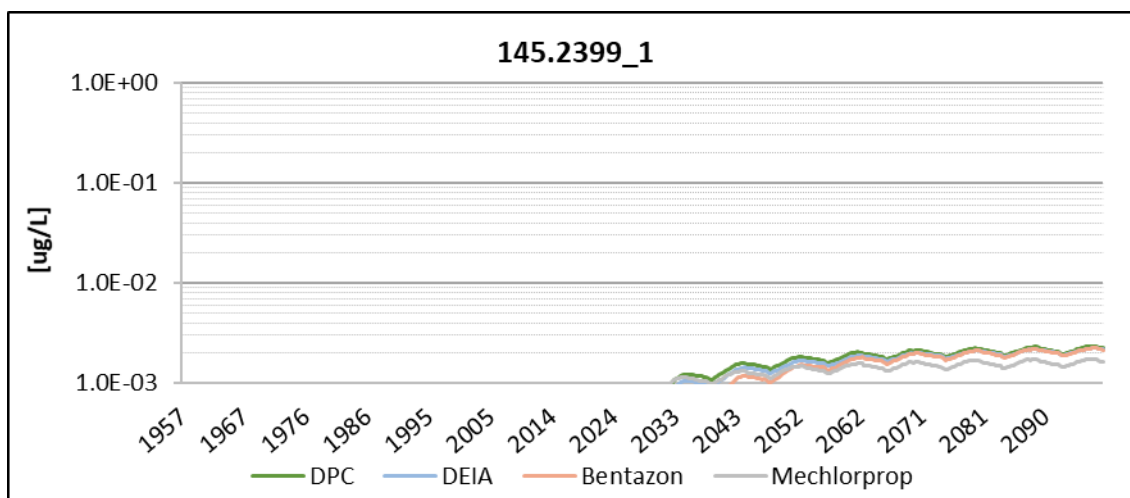
Losseplads 461_00074

Udslippet fra losseplads 461_00074 giver anledning til overskridelse af koncentrationen på 0,001 µg/L for én boring ved Bolbro kildeplads, se Figur 4-22. Det er kun de fire pesticider, som når koncentrationer på over 0,001 µg/L omkring 2010 og der opnås en stationær situation omkring år 2050, hvor maksimale koncentrationer på 0,0025 µg/L findes.

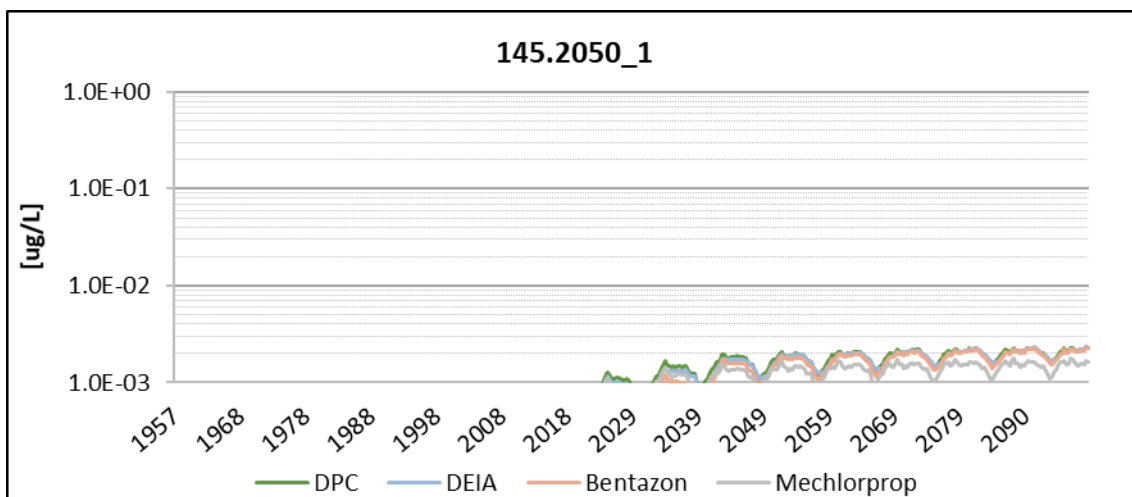


Figur 4-22. Gennembrudskurver for boring 145.2739 (Bolbro) som følge af udslip fra losseplads 461_00074 (se figur 4-17 for placering).

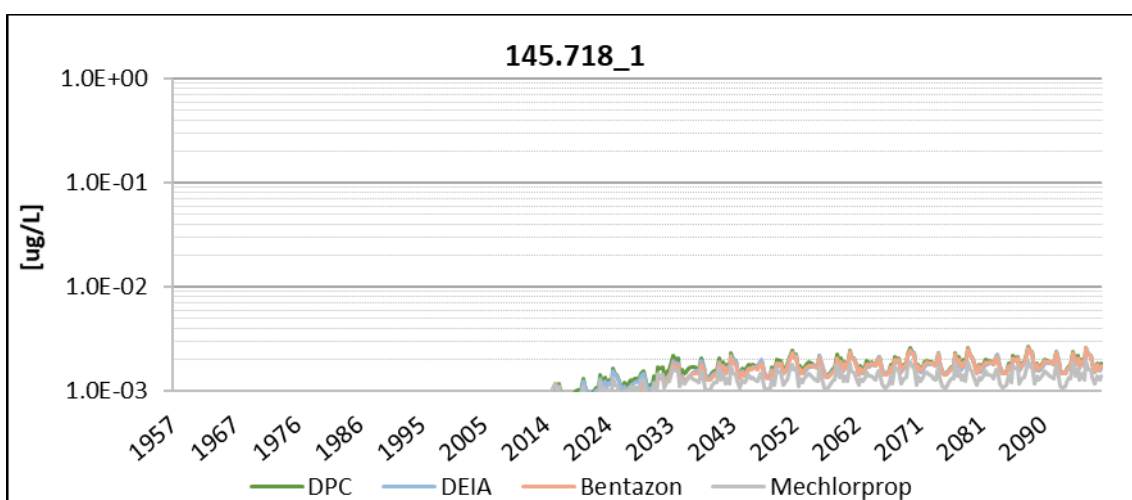
Udslippet fra losseplads 461_00074 giver også anledning gennembrud i tre borer ved Eksercermarken, som er relativt ens, se figur 4-23 (145.2399), figur 4-24 (145.2050) og figur 4-25 (145.718), og igen er det kun pesticiderne, som når over en koncentration på $0,001 \mu\text{g/L}$. De første gennembrud af pesticiderne observeres i perioden 2015-2030 og i alle tre tilfælde stabiliserer koncentrationerne sig relativt hurtigt herefter og når maksimale koncentrationer på ca. $0,002 \mu\text{g/L}$.



Figur 4-23. Gennembrudskurver for boring 145.2399 (Eksercermarken) som følge af udslip fra losseplads 461_00074 (se figur 4-17 for placering).



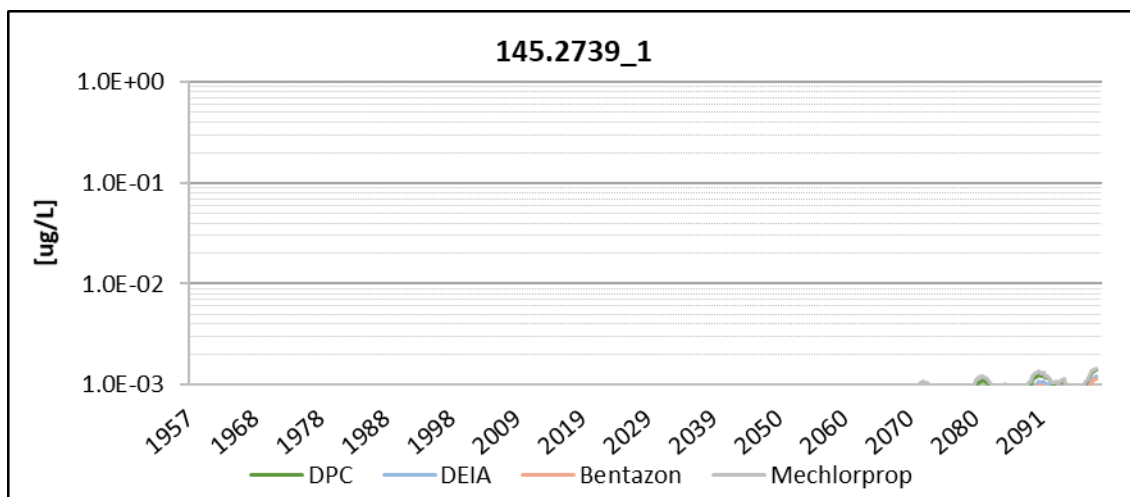
Figur 4-24. Gennembrudskurver for boring 145.2050 (Eksercermarken) som følge af udslip fra losseplads 461_00074 (se figur 4-17 for placering).



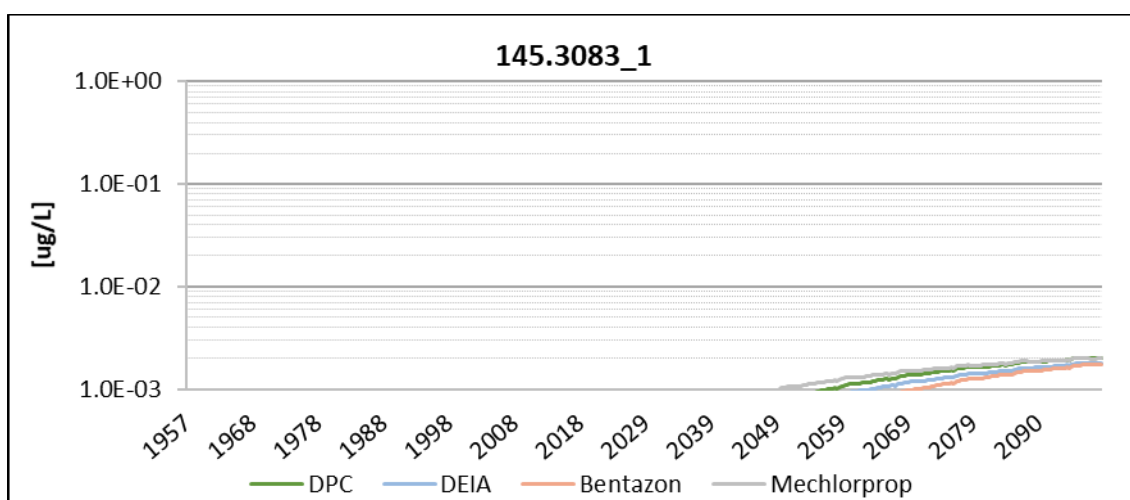
Figur 4-25. Gennembrudskurver for boring 145.718 (Eksercermarken) som følge af udslip fra losseplads 461_00074 (se figur 4-17 for placering).

Losseplads 461_00075

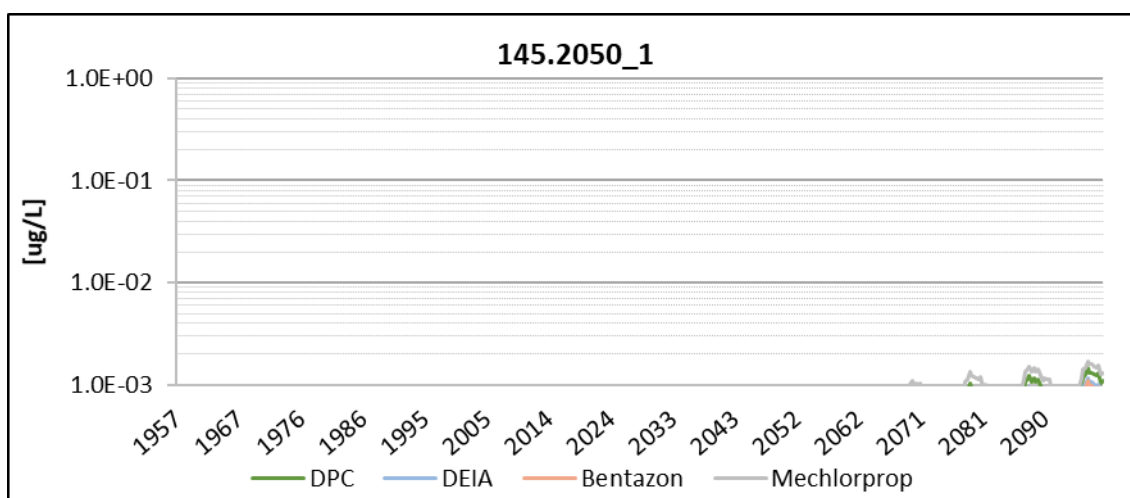
Losseplads 461_00075, som er den kilde, som er placeret længst mod vest, resulterer i pesticid-koncentrationer på over 0,001 µg/L på både Bolbro og Eksercermarken kildepladser, i borerne 145.2739, 145.3083, 145.2050 og 145.718, se figur 4-26, 4-27, 4-28 og 4-29. I alle tilfælde er de resulterende koncentrationer imidlertid relativt små, idet der maksimalt nås værdier på 0,002 µg/L.



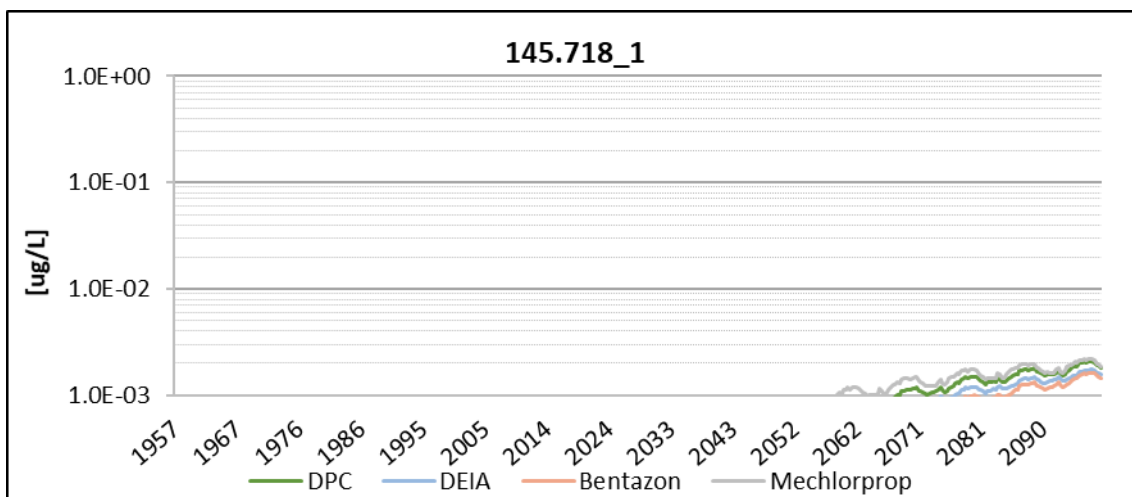
Figur 4-26. Gennembrudskurver for boring 145.2739 (Bolbro) som følge af udslip fra losseplads 461_00075 (se figur 4-17 for placering).



Figur 4-27. Gennembrudskurver for boring 145.3083 (Bolbro) som følge af udslip fra losseplads 461_00075 (se figur 4-17 for placering).



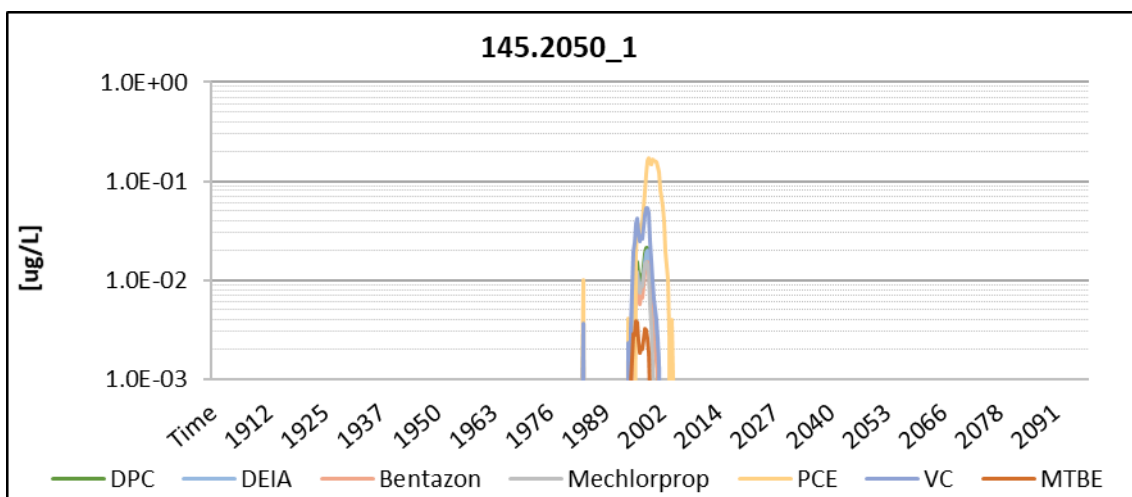
Figur 4-28. Gennembrudskurver for boring 145.2050 (Eksercermarken) som følge af udslip fra losseplads 461_00075 (se figur 4-17 for placering).



Figur 4-29. Gennembrudskurver for boring 145.718 (Eksercermarken) som følge af udslip fra losseplads 461_00075 (se figur 4-17 for placering).

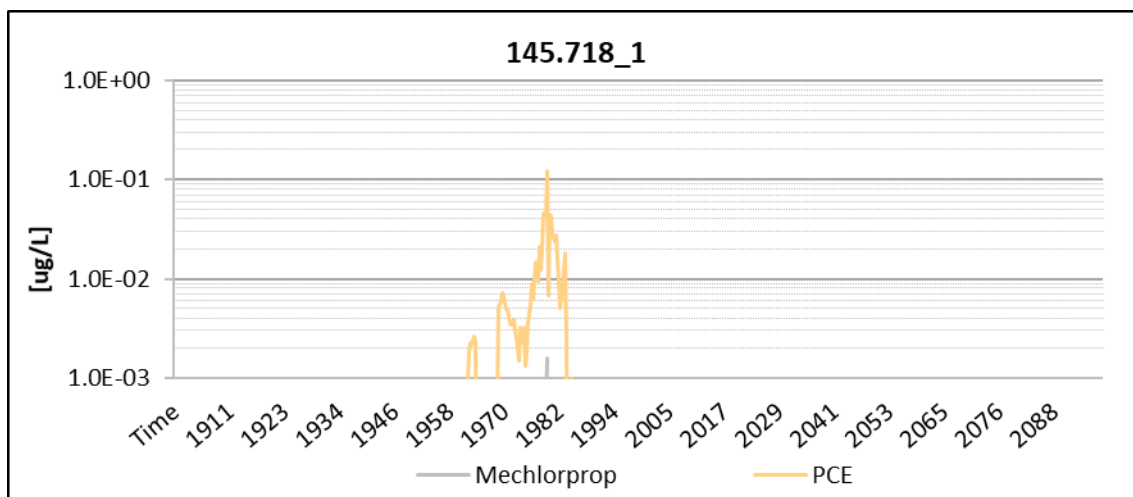
Losseplads 461_00087

Udslippet fra losseplads 461_00087, som er placeret umiddelbart nordøst for Eksercermarken kildeplads, resulterer i gennembrud ved to boringer på Eksercermarken, se figur 4-30 og 4-31. I boring 145.2050 sker det mest markante gennembrud omkring år 1995, hvor der observeres en stejl peak i koncentrationerne af pesticider, klorerede opløsningsmidler og MTBE, med maksimale koncentrationer på PCE på næsten 0,2 µg/L (grænseværdi på 1 µg/L, se tabel 2-18). Peaken forsvinder imidlertid meget hurtigt og allerede ti år efter, i 2005, er koncentrationerne faldet til under 0,001 µg/L.



Figur 4-30. Gennembrudskurver for boring 145.2050 (Eksercermarken) som følge af udslip fra losseplads 461_00087 (se figur 4-17 for placering).

I boring 145.718 findes et respons, som er sammenligneligt. Der kommer en peak af relativ kort varighed (1970-1985), i dette tilfælde for pesticidet mechlorprop (kortvarigt) samt for PCE, hvor sidstnævnte har maksimal koncentration på lige godt 0,1 µg/L.



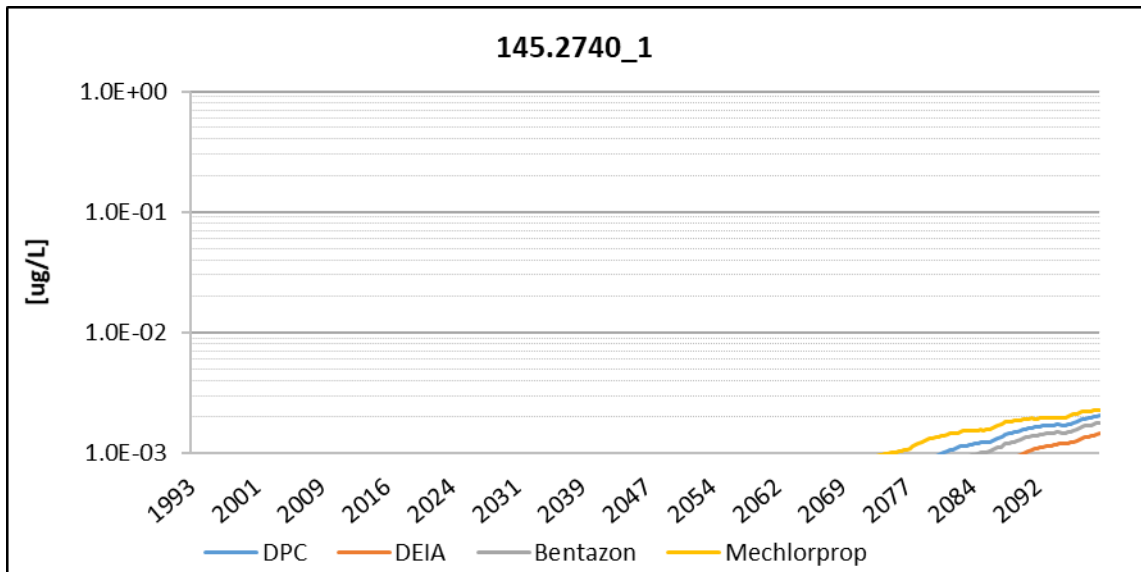
Figur 4-31. Gennembrudskurver for boring 145.718 (Eksercermarken) som følge af udslip fra losseplads 461_00087 (se figur 4-17 for placering).

4.2.1.2 Pesticidkilder

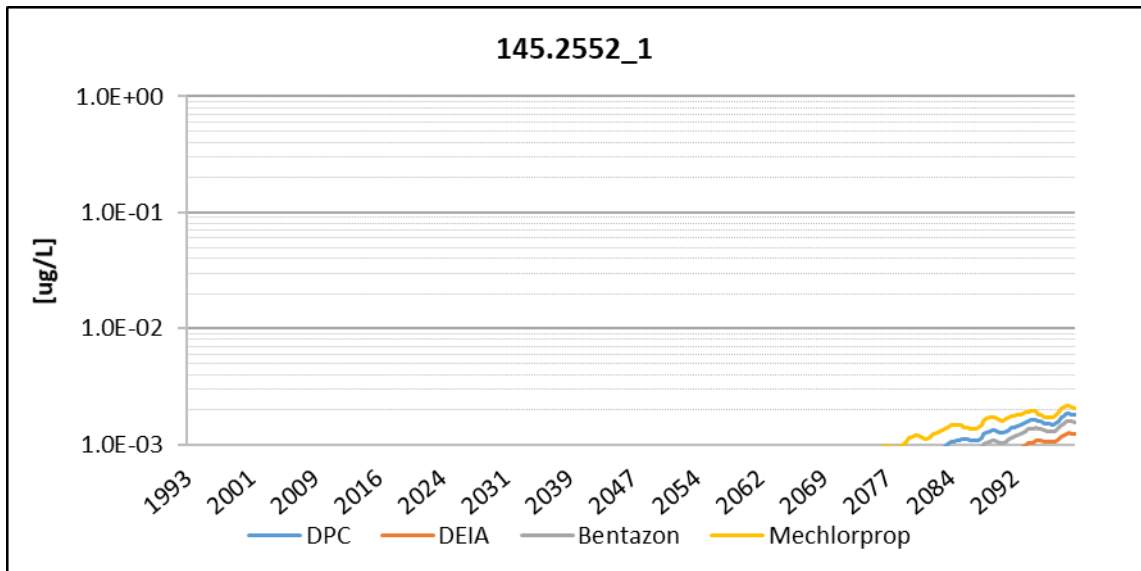
Der er kun gennemført beregninger for to pesticidpunktkilder, Pesticidkilde 461_81364 og 461_81368. Det er imidlertid kun forureningen fra pesticidkilde 461_81368, som giver anledning til koncentrationer på over 0,001 µg/L, og derfor er det kun den, som der præsenteres resultater fra.

Pesticidkilde 461_81368

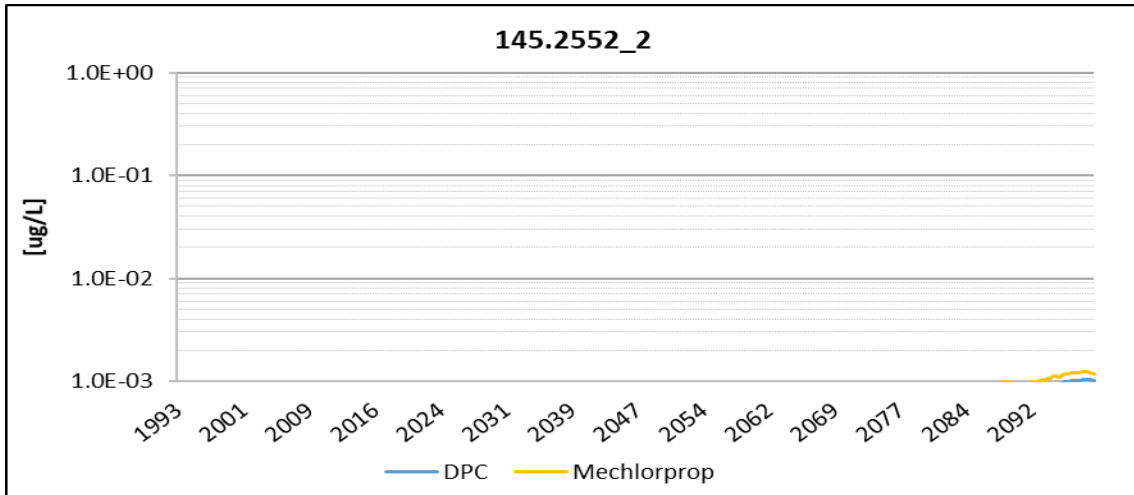
Forureningen fra pesticidkilde 461_81368 rammer seks boringer ved Bolbro og tre boringer ved Eksercermarken, se Figur 4-32 til Figur 4-40. Fælles for de ni gennembrudskurver er, at de resulterer i relativt lave koncentrationer, i ingen tilfælde over 0,01 µg/L, og at koncentrationer over 0,001 µg/L først observeres relativt sent i simuleringerne, tidligst i 2055. I de fleste tilfælde følger de fire pesticider hinanden, med kun små forskelle i timing og koncentration. Mechlorprop har gennembrud først og giver anledning til de højeste koncentrationer, mens DEIA ankommer senest og resulterer i de laveste koncentrationer. Dette er i overensstemmelse med stoffernes sorptionsegenskaber, hvor mechlorprop har den laveste K_f -værdi, mens DEIA har den højeste, se tabel 2-4.



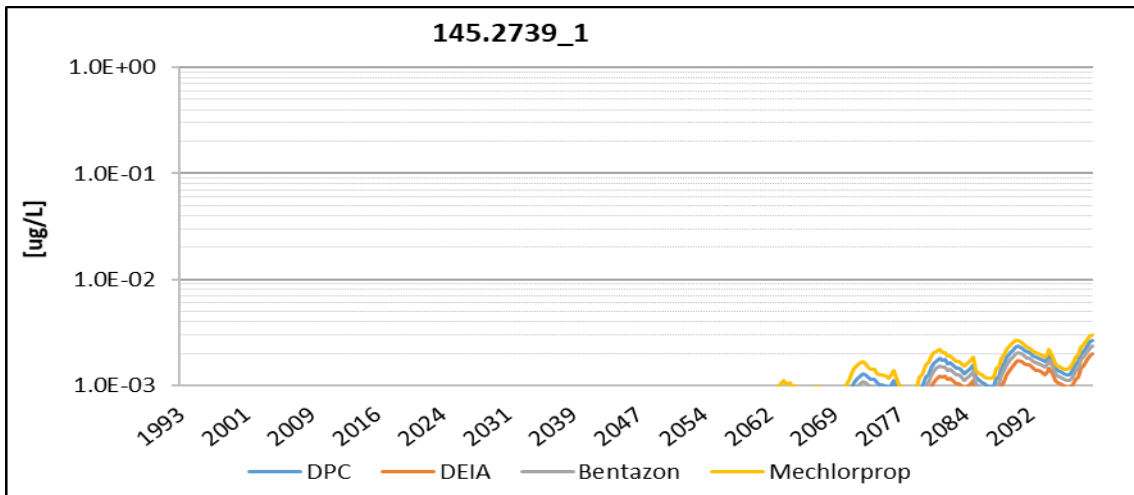
Figur 4-32. Gennembrudskurver for boring 145.2740 (Bolbro) som følge af udslip fra pesticidkilde 461_81368 (se figur 4-17 for placering).



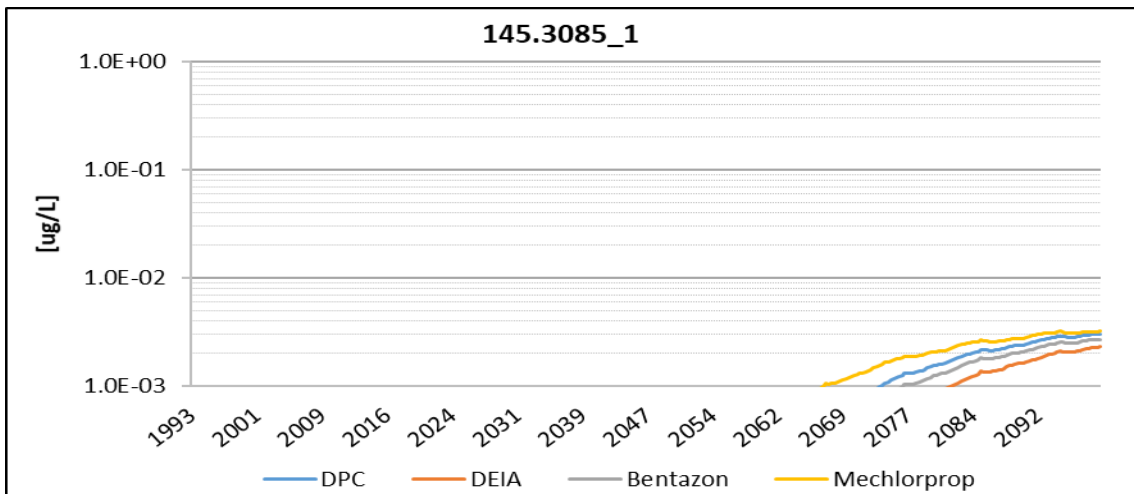
Figur 4-33. Gennembrudskurver for boring 145.2552_1 (Bolbro) som følge af udslip fra pesticidkilde 461_81368 (se figur 4-17 for placering).



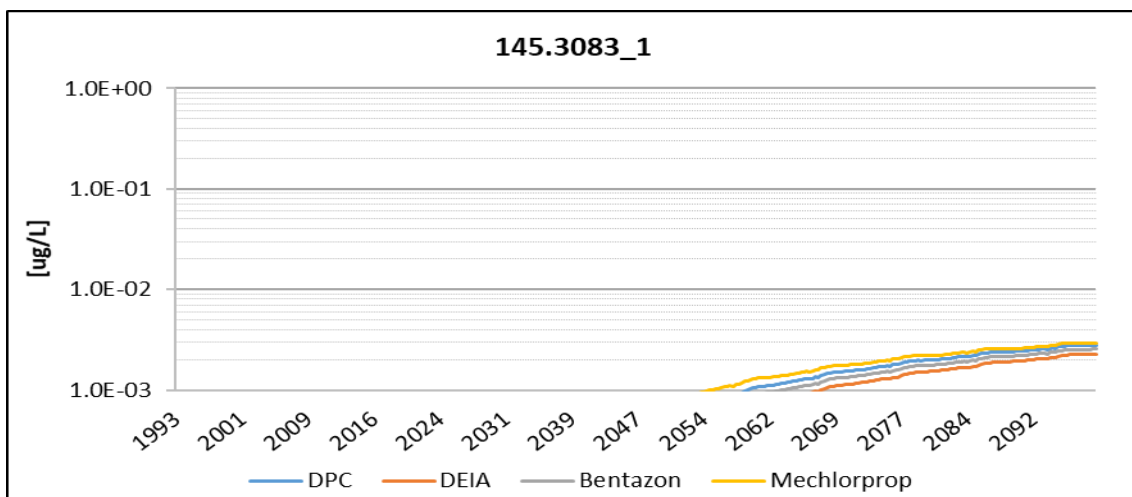
Figur 4-34. Gennembrudskurver for boring 145.2552_2 (Bolbro) som følge af udslip fra pesticidkilde 461_81368 (se figur 4-17 for placering).



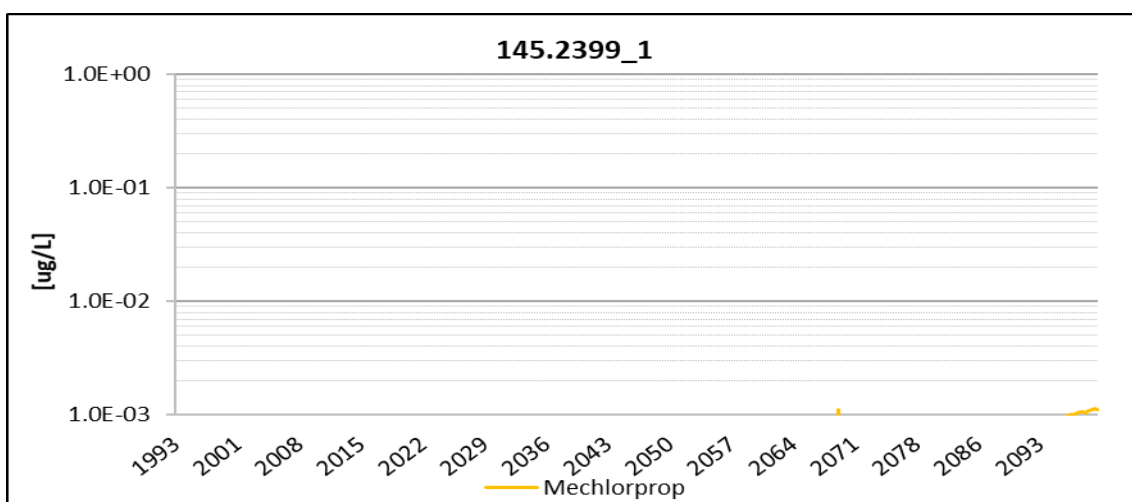
Figur 4-35. Gennembrudskurver for boring 145.2739 (Bolbro) som følge af udslip fra pesticidkilde 461_81368 (se figur 4-17 for placering).



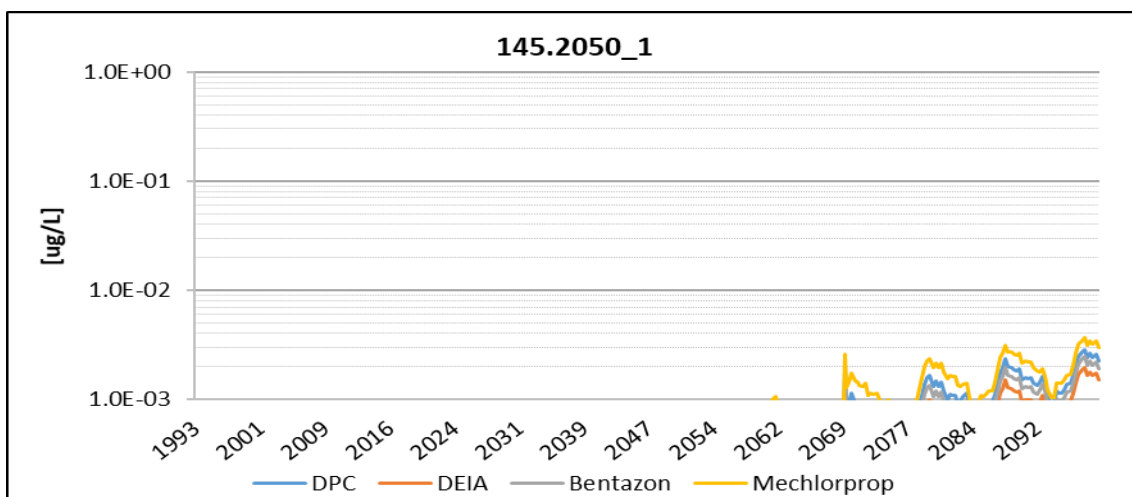
Figur 4-36. Gennembrudskurver for boring 145.3085 (Bolbro) som følge af udslip fra pesticidkilde 461_81368 (se figur 4-17 for placering).



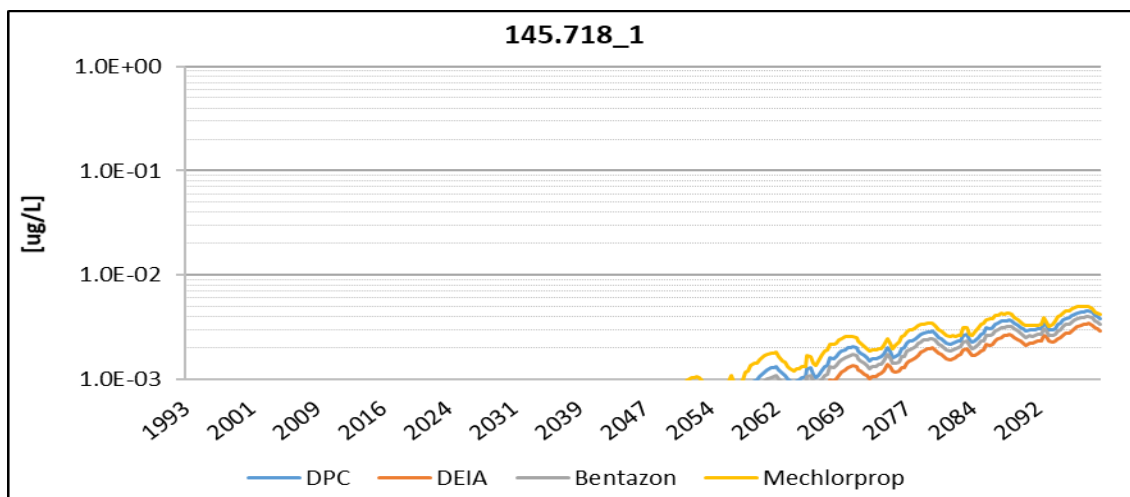
Figur 4-37. Gennembrudskurver for boring 145.3083 (Bolbro) som følge af udslip fra pesticidkilde 461_81368 (se figur 4-17 for placering).



Figur 4-38. Gennembrudskurver for boring 145.2399 (Eksercermarken) som følge af udslip fra pesticidkilde 461_81368 (se figur 4-17 for placering).



Figur 4-39. Gennembrudskurver for boring 145.2050 (Eksercermarken) som følge af udslip fra pesticidkilde 461_81368 (se figur 4-17 for placering).



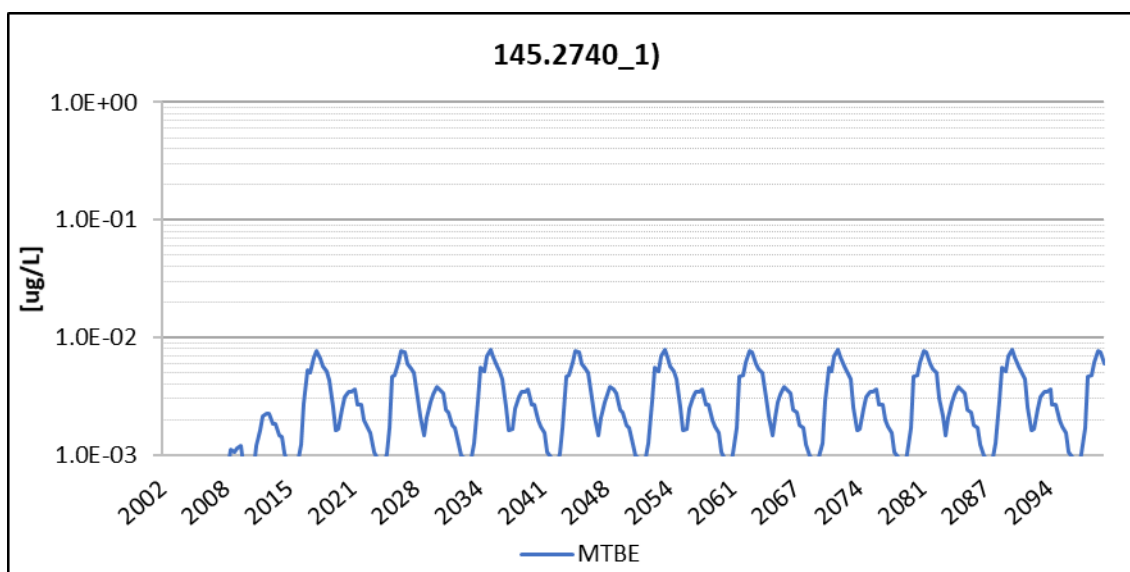
Figur 4-40. Gennembrudskurver for boring 145.718 (Eksercermarken) som følge af udslip fra pesticidkilde 461_81368 (se figur 4-17 for placering).

4.2.1.3 Kilder med kulbrinter

Alle fire kulbrintekilder giver anledning til koncentrationer på over 0,001 µg/L. I det følgende præsenteres resultaterne.

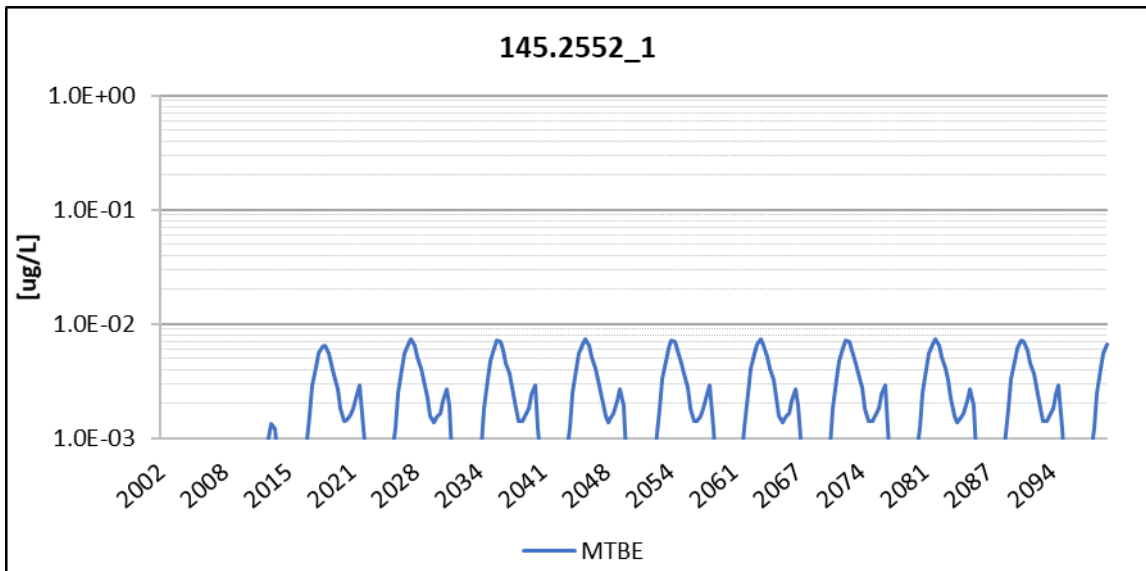
Kulbrintekilde 461_04098

Kulbrintekilde 461_04098 resulterer i nævneværdige koncentrationer af MTBE i tre boringer ved Bolbro øst, se Figur 4-41– Figur 4-43. I den ene boring, 145.2552, observeres der nævneværdige koncentrationer i to filtre. I boring 145.2740 ses det første stof omkring år 2010. Herefter indfinder en stationær situation sig hurtigt med maksimale koncentrationer af MTBE på 0,008 µg/L. At det kun er MTBE, som kommer frem til boringen, er i overensstemmelse med dette stofs relativt lave K_d -værdi (tabel 2-14) og relativt lave nedbrydningskonstant (tabel 2-15).

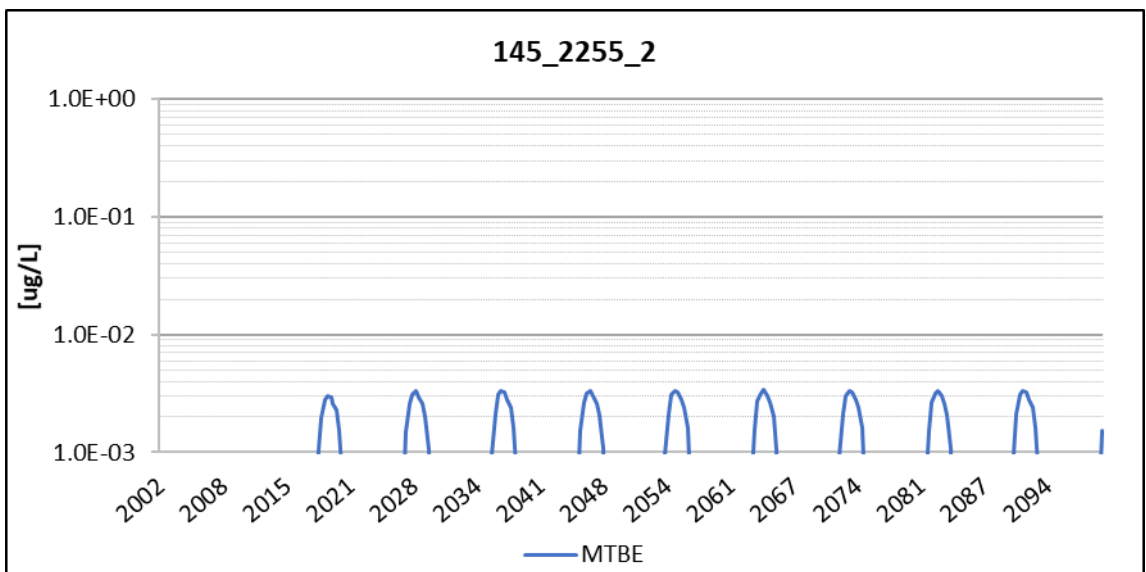


Figur 4-41. Gennembrudskurver for boring 145.2740 (Bolbro) som følge af udslip fra kulbrintekilde 461_04098 (se figur 4-17 for placering).

Der findes et lignende forløb i boring 145.2552 med maksimale koncentrationer på 0,007 µg/L i det dybe filter (figur 4-42) og 0,003 i det øvre filter (figur 4-43). Det skal bemærkes at denne kulbrintekilde i regionens rapporter beskrives som en dieselforurening. De beregnede MTBE gennembrudskurver vil derfor vise for høje koncentrationer, hvis der er tale om en blandet diesel/benzin forurening. Hvis der er tale om en ren dieselforurening, vil der ikke ske gennembrud af MTBE, idet diesel ikke har indeholdt dette additiv.



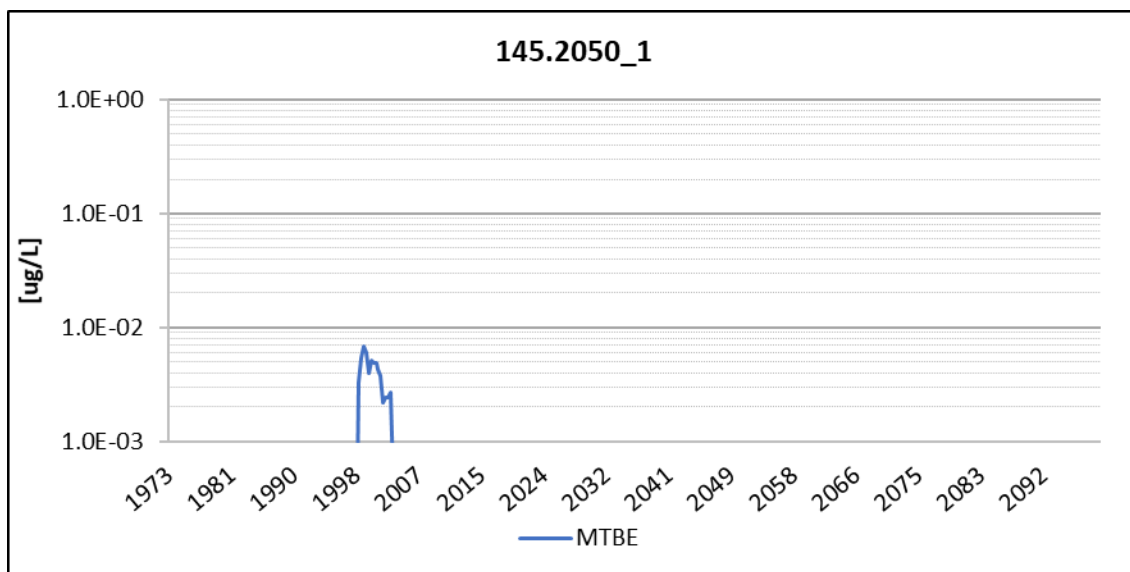
Figur 4-42. Gennembrudskurver for boring 145.2552_1 (Bolbro) som følge af udslip fra kulbrintekilde 461_04098 (se figur 4-17 for placering).



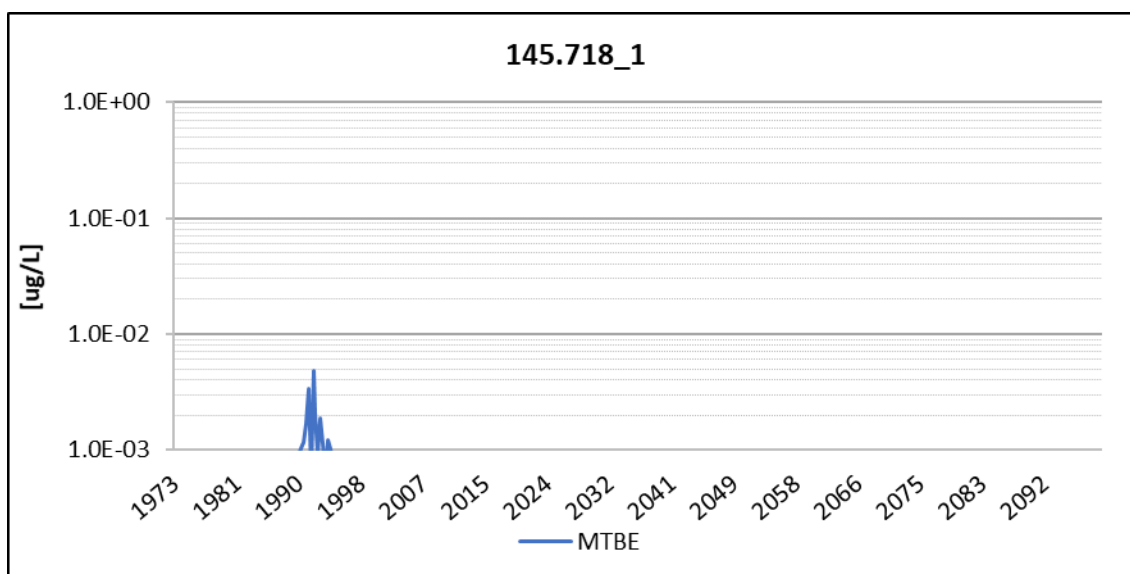
Figur 4-43. Gennembrudskurver for boring 145.2552_2 (Bolbro) som følge af udslip fra kulbrintekilde 461_04098 (se figur 4-17 for placering).

Kulbrintekilde 461_05597

Kilde 461_05597 giver anledning til gennembrud af MTBE i to boringer ved Eksercermarken, hhv. 145.2050 (figur 4-44) og 145.718 (figur 4-45). I begge boringer observeres en kortvarig peak relativt tidligt i forløbet, hhv. omkring år 2000 og år 1992. De maksimale koncentrationer findes til 0,007 µg/L og 0,005 µg/L.



Figur 4-44. Gennembrudskurver for boring 145.2050_1 (Eksercermarken) som følge af udslip fra kulbrintekilde 461_05597 (se figur 4-17 for placering).

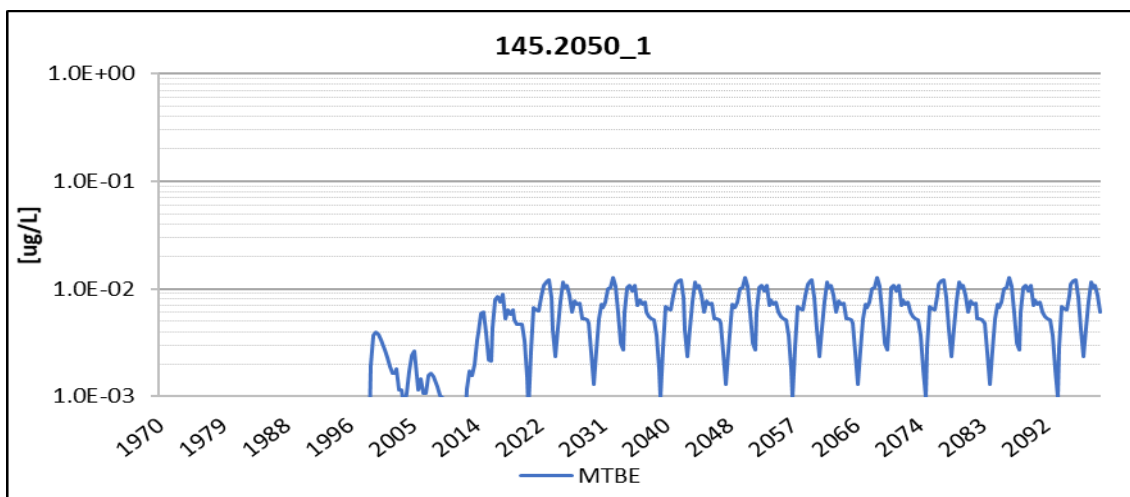


Figur 4-45. Gennembrudskurver for boring 145.718_1 (Eksercermarken) som følge af udslip fra kulbrintekilde 461_05597 (se figur 4-17 for placering).

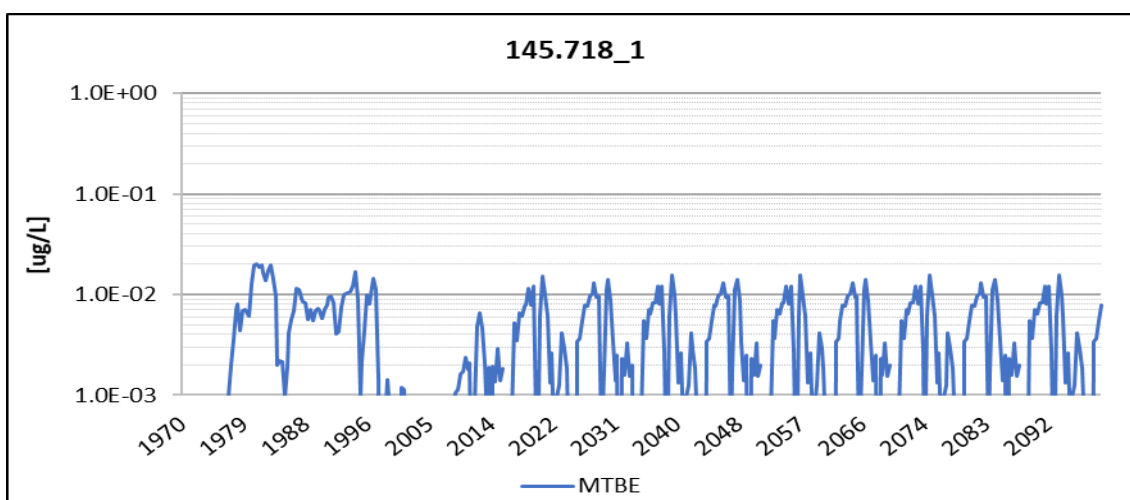
Kulbrintekilde 461_70134

Udslippet fra kulbrintekilde 461_70134 giver anledning til koncentrationer over 0,001 µg/L ved tre boringer på Eksercermarken kildeplads, i alle tilfælde med MTBE. I boring 145.2050 (figur 4-46) ses det første stof omkring år 2000 og efter et kortvarig fald stabiliserer koncentrationsniveauet sig med maksimale koncentrationer på lige godt 0,01 µg/L. Udviklingen i boring 145.718 er sammenligneligt, om end det første gennembrud ses tidligere (1978), se figur 4-47.

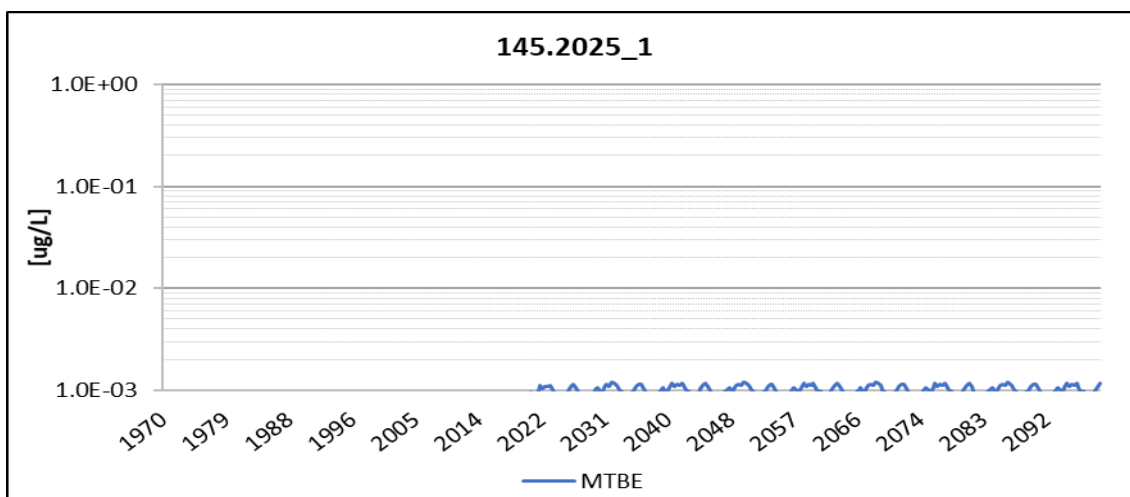
I boring 145.2025 (figur 4-48) registreres der gennembrud i 2022, og koncentrationen stabiliseres hurtigt med maksimum-koncentrationer på lige godt 0,001 µg/L.



Figur 4-46. Gennembrudskurver for boring 145.2050_1 (Eksercermarken) som følge af udslip fra kulbrintekilde 461_70134 (se figur 4-17 for placering).



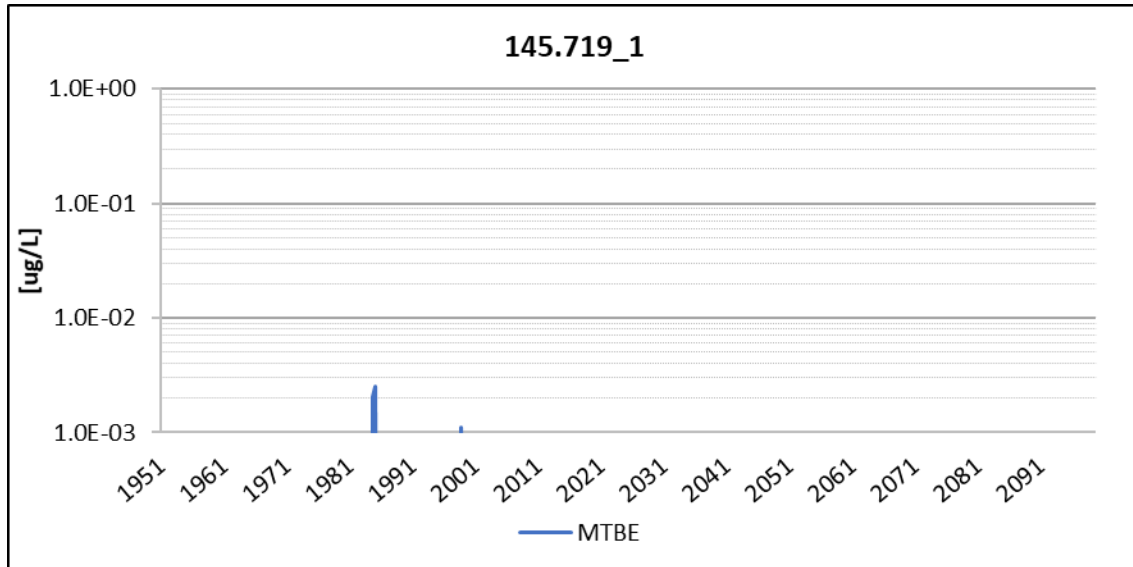
Figur 4-47. Gennembrudskurver for boring 145.718_1 (Eksercermarken) som følge af udslip fra kulbrintekilde 461_70134 (se figur 4-17 for placering).



Figur 4-48. Gennembrudskurver for boring 145.2025_1 (Eksercermarken) som følge af udslip fra kulbrintekilde 461_70134 (se figur 4-17 for placering).

Kulbrintekilde 461_70211

Kulbrintekilde 461_70211 er den sidste kilde, som resulterer i MTBE koncentrationer på over 0,001 µg/L på de to kildepladser. Der er imidlertid tale om meget små og korte overskridelser af minimumskoncentrationen, hvor det største observeres i boring 145.719 ved Eksercermarken, se figur 4-49. Responset udgøres af smalle MTBE-peaks i hhv. 1983 og 1999. Den maksimale koncentration findes til lidt over 0,002 µg/L



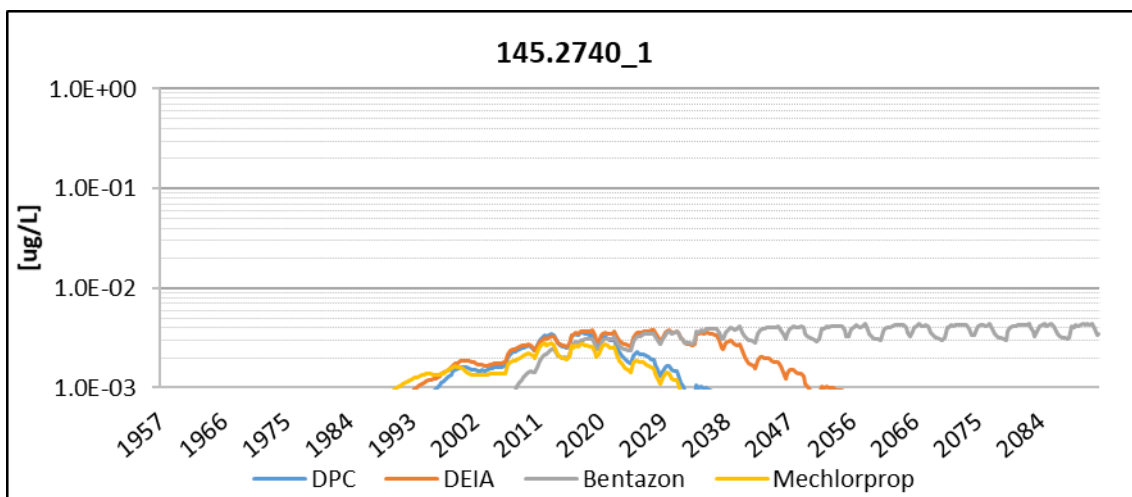
Figur 4-49. Gennembrudskurver for boring 145.719_1 (Eksercermarken) som følge af udslip fra kulbrintekilde 461_70211 (se figur figur 4-17 for placering).

4.2.1.4 Fiktive kilder

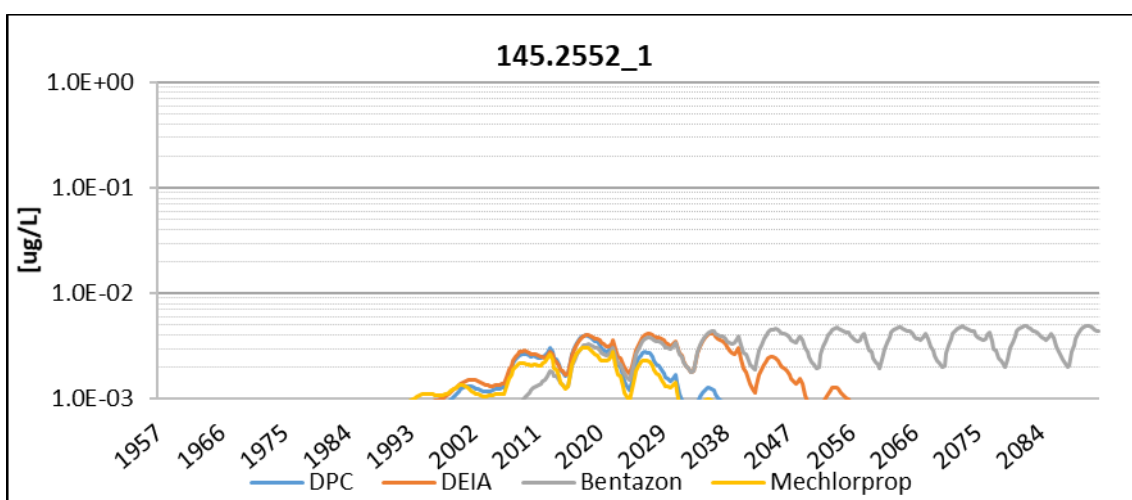
De tre fiktive pesticid-punktkilder, der blev udvalgt til stoftransportsimuleringerne, giver alle anledning til pesticid-koncentrationer på over 0,001 µg/L ved kildepladserne. Nedenfor præsenteres resultaterne.

Fiktiv kilde 10

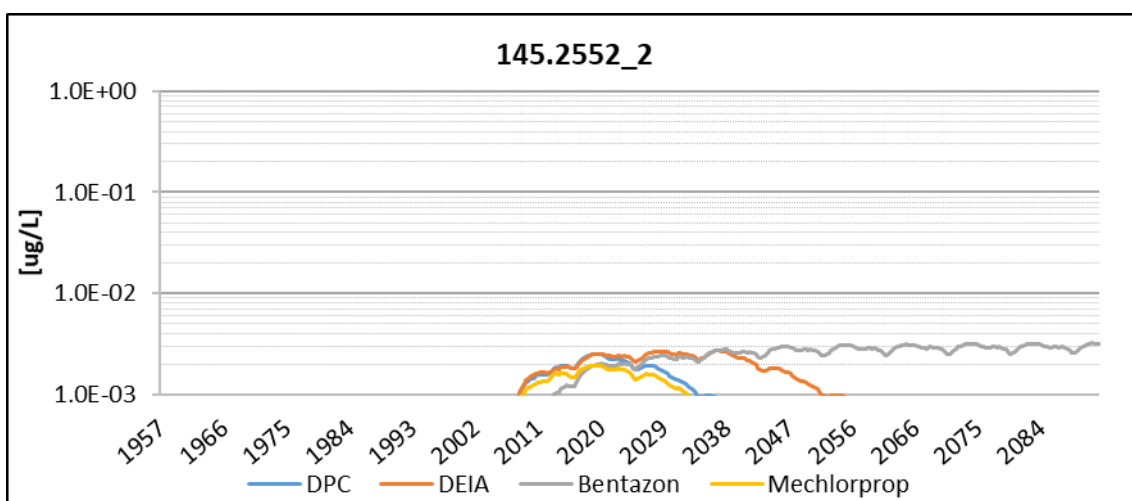
Fiktiv kilde 10 rammer kun Bolbro øst, i boring 145.2740 (figur 4-50) og i boring 145.2552 (to filtre, se hhv. figur 4-51 og 4-52). I boring 145.2740 er det Mechlorprop, som først overstiger en koncentration på 0,001 µg/L omkring år 1990, mens de tre øvrige pesticider følger trop nogle år senere. For DPC, DEIA og Mechlorprop observeres et bue-formet forløb, hvor koncentration stiger langsomt op til omkring 0,003-0,004 µg/L for derefter at aftage langsomt igen. Dette skyldes, at de pågældende pesticider er tager ud af markedet og derfor kun er påført i en begrænset periode, se tabel 3-1. Der observeres derfor et fald i koncentrationen, når stofferne er transporteret forbi den pågældende boring. Bentazon afviger fra dette forløb ved at opnå en konstant koncentration efter 2030, hvilket stemmer overens med at brugen af stoffet ikke er ophørt i løbet af simuleringsperioden. Koncentrationerne i de to filtre i boring 145.2552 er sammenlignelige både i timing, form og niveau.



Figur 4-50. Gennembrudskurver for boring 145.2740_1 (Bolbro) som følge af udslip fra fiktiv kilde 10 (se figur 4-17 for placering).



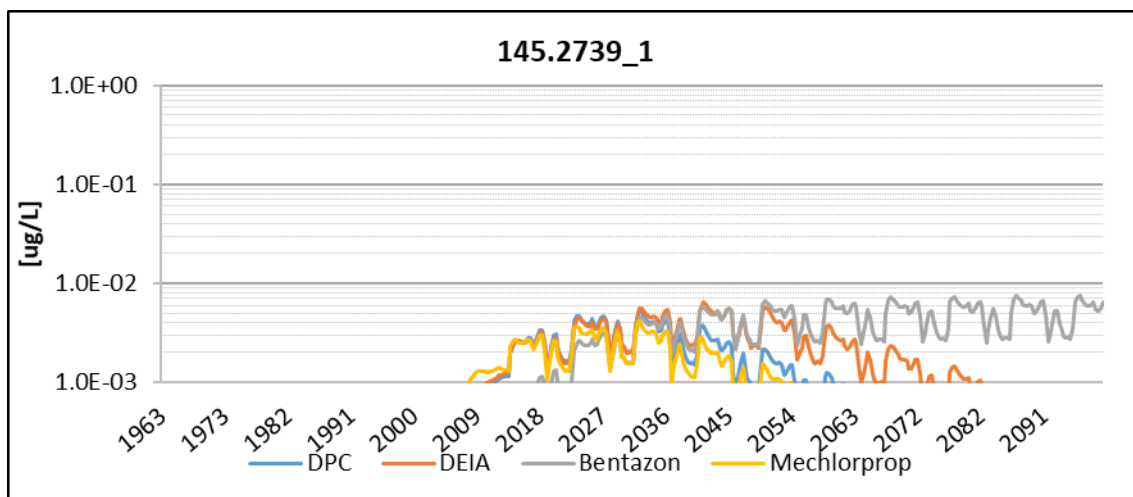
Figur 4-51. Gennembrudskurver for boring 145.2552_1 (Bolbro) som følge af udslip fra fiktiv kilde 10 (se figur 4-17 for placering).



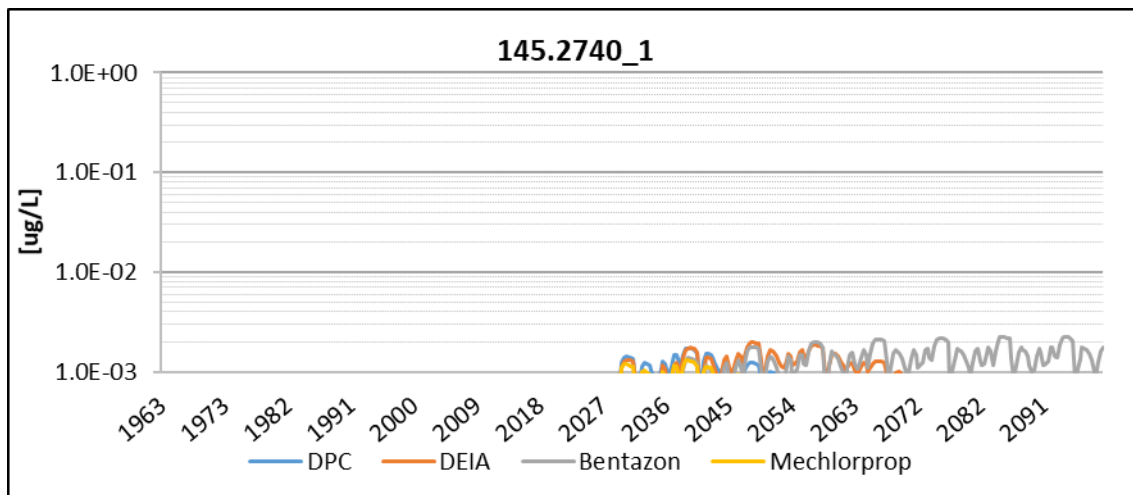
Figur 4-52. Gennembrudskurver for boring 145.2552_2 (Bolbro) som følge af udslip fra fiktiv kilde 10 (se figur 4-17 for placering).

Fiktiv kilde 14

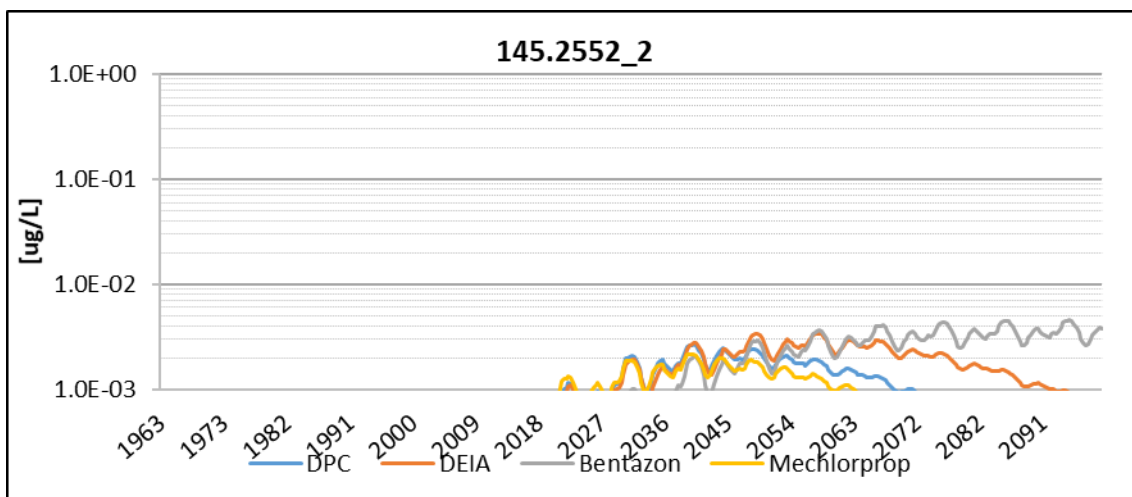
Fiktiv kilde 14 giver anledning til gennembrud i tre borer ved Bolbro øst, se figur 4-53 - 4-55. I ingen tilfælde overskrides detektionsgrænsen på 0,01 µg/L. Som nævnt ovenfor, så falder koncentrationen af DPC, DEIA og Mechlorprop til værdier under 0,001 µg/L i sidste halvdel af århundredet, da stofferne udfases i løbet af beregningsperioden, se afsnit 3.3.2. For boring 145.2740 (figur 4-54) er der tale om relativt lave koncentrationer, som maksimalt når op på lige godt 0,001 µg/L.



Figur 4-53. Gennembrudskurver for boring 145.2739_1 (Bolbro) som følge af udslip fra fiktiv kilde 14 (se figur 4-17 for placering).

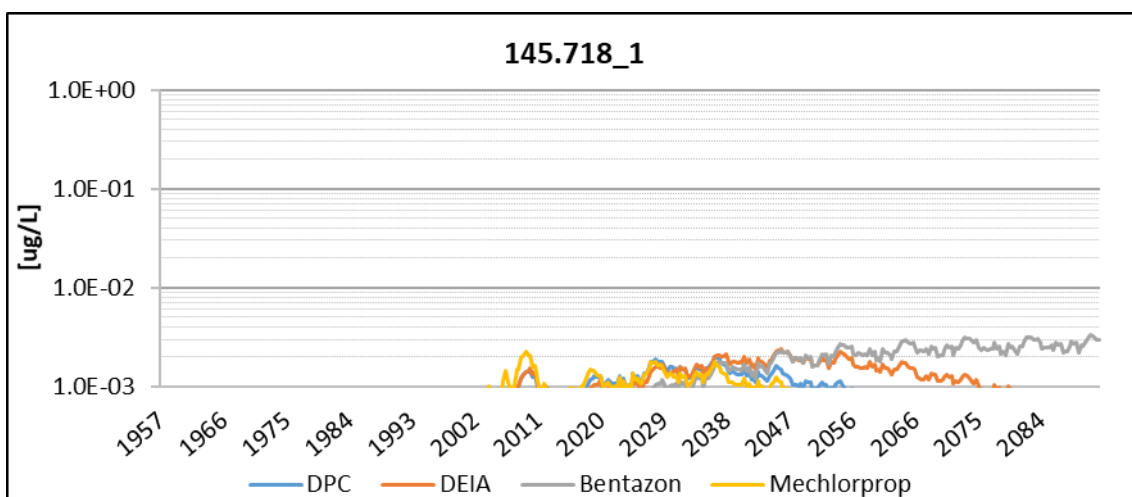


Figur 4-54. Gennembrudskurver for boring 145.2740_1 (Bolbro) som følge af udslip fra fiktiv kilde 14 (se figur 4-17 for placering).

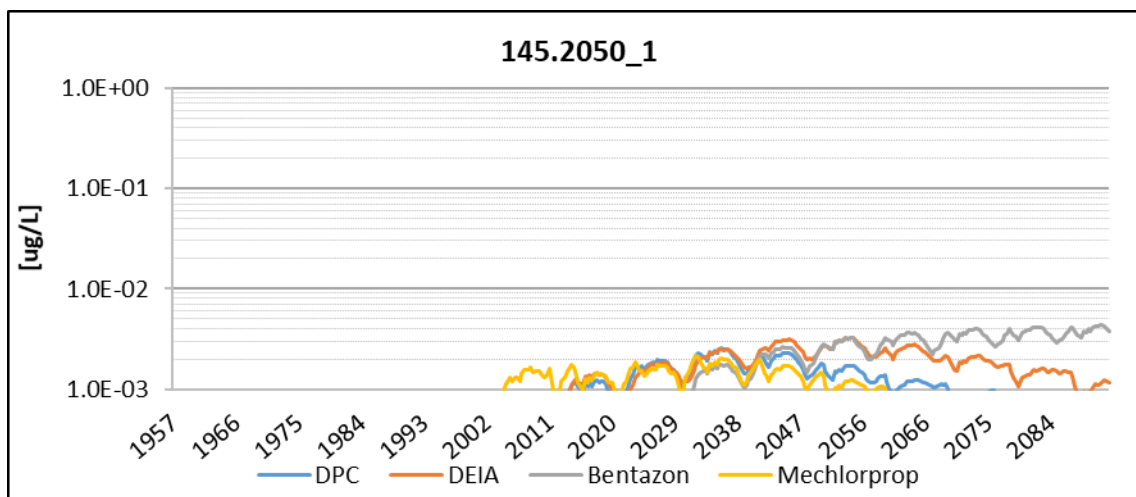


Figur 4-55. Gennembrudskurver for boring 145.2552_2 (Bolbro) som følge af udslip fra fiktiv kilde 14 (se figur 4-17 for placering).

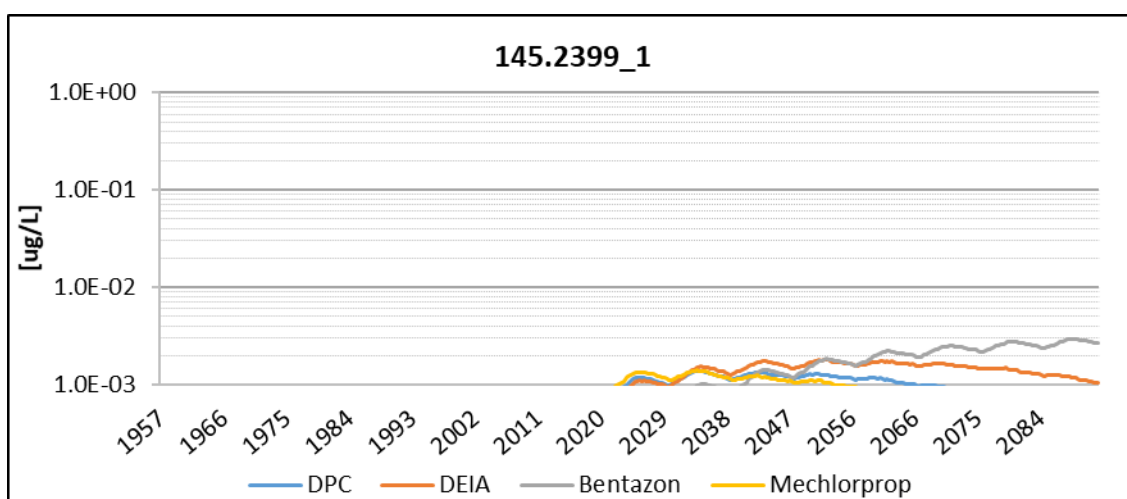
På Eksercermarken (145.718 i figur 4-56, 145.2050 i figur 4-57 og 145.2399 i figur 4-58) findes sammenlignelige resultater. Koncentrationerne er langt under 0,01 µg/L, som falder eller stabiliserer sig frem mod sidste halvdel af det 21. århundrede.



Figur 4-56. Gennembrudskurver for boring 145.718_1 (Eksercermarken) som følge af udslip fra fiktiv kilde 14 (se figur 4-17 for placering).



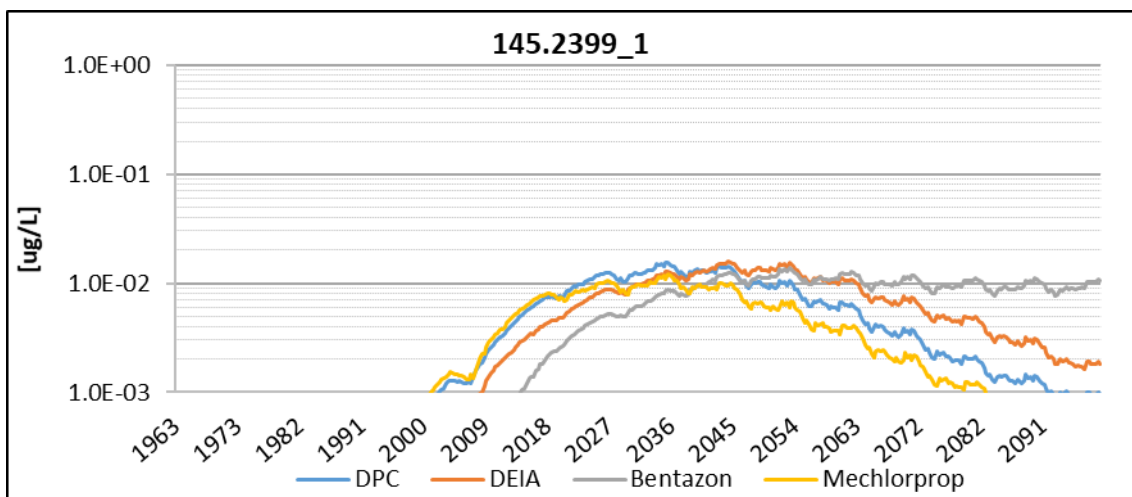
Figur 4-57. Gennembrudskurver for boring 145.2050_1 (Eksercermarken) som følge af udslip fra fiktiv kilde 14 (se figur 4-17 for placering).



Figur 4-58. Gennembrudskurver for boring 145.2399_1 (Eksercermarken) som følge af udslip fra fiktiv kilde 14 (se figur 4-17 for placering).

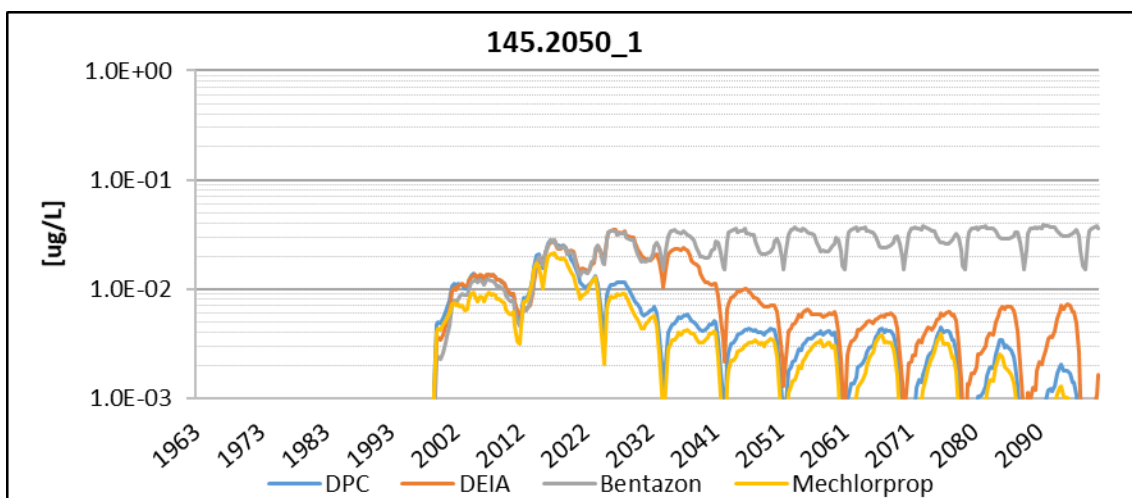
Fiktiv kilde 18

Fiktiv kilde 18 giver anledning til koncentrationer på over 0,001 µg/L i fire boringer på Eksercermarken kildeplads. I boring 145.2399, hvorfra der ikke sker indvinding i simuleringsperioden, observeres de første koncentrationer omkring år 2000 (figur 4-59), hvorefter pesticidkoncentrationerne stiger støt frem mod år 2045, hvor de maksimale koncentrationer på ca. 0,01 µg/L for alle fire pesticider findes. Herefter falder koncentrationerne jævnt og når værdier på mellem 0,01 µg/L for Bentazon og mindre end 0,001 µg/L for Mechlorprop og DPC i 2100.



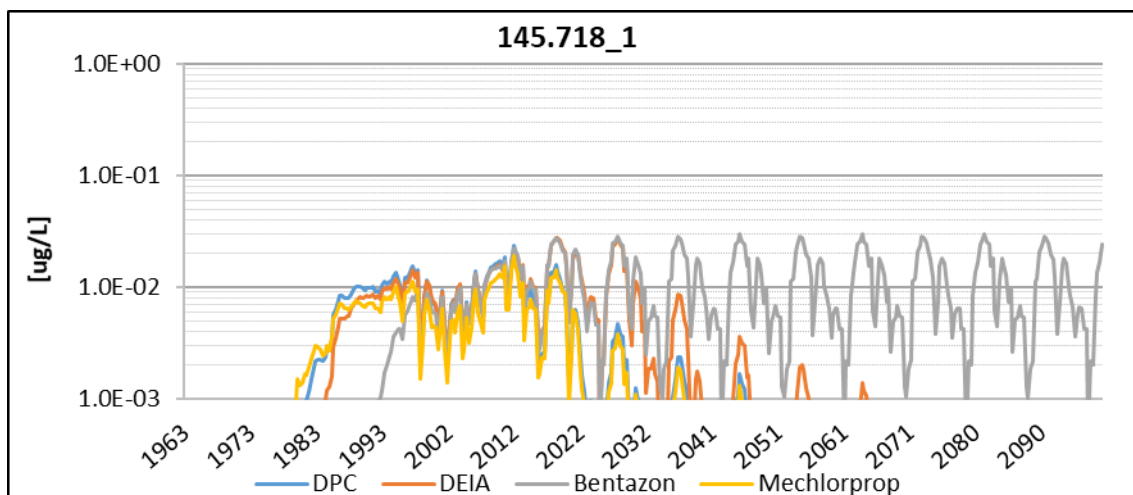
Figur 4-59. Gennembrudskurver for boring 145.2399 (Eksercermarken) som følge af udslip fra fiktiv kilde 18 (se figur 4-17 for placering).

I figur 4-60 ses gennembruddet ved boring 145.2050. Koncentrationer over 0,001 µg/L optræder først i 2000, og værdierne stiger relativt hurtigt til værdier på omkring 0,01 – 0,03 µg/L omkring år 2020. Herefter afviger koncentrationsforløbene fra hinanden, hvor Bentazon opretholder et konstant niveau på 0,02-0,03 µg/L, som bibeholdes i resten af beregningsperioden. For de øvrige tre pesticider sker der et fald frem mod 2100, hvor der observeres koncentrationer på under 0,01 µg/L for både DPC, DEIA og mechlorprop. De højeste koncentrationer findes til 0,03 µg/L (DEIA og bentazon).



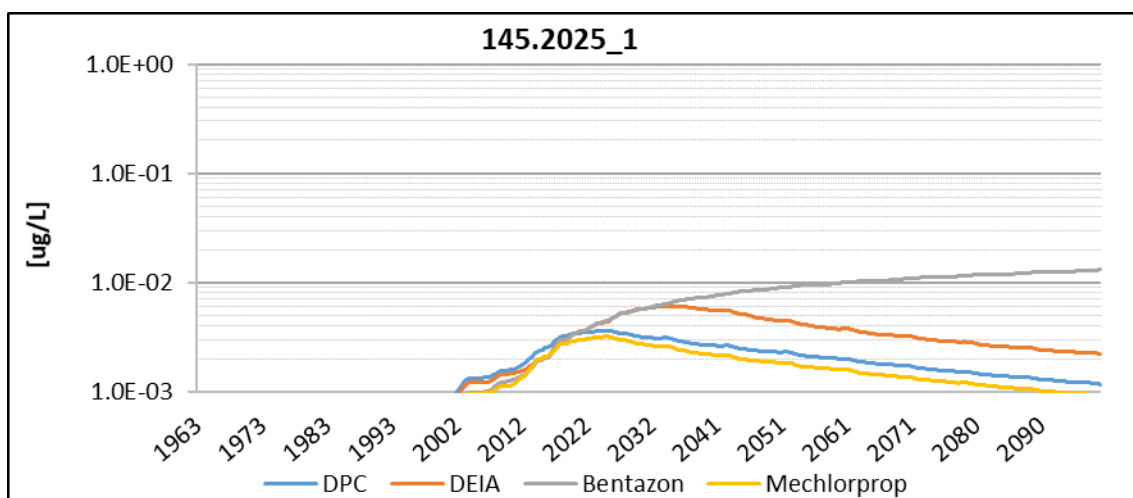
Figur 4-60. Gennembrudskurver for boring 145.2050 (Eksercermarken) som følge af udslip fra fiktiv kilde 18 (se figur 4-17 for placering).

Ved boring 145.718, se figur 4-61, sker gennembruddet relativt tidligt, omkring år 1983. Der ses store cykliske variationer i koncentrationerne som følge af den varierende indvinding ved de to kildepladser. Alle fire pesticider følges ad både niveaumæssigt og mht. timing frem til 2020. Maksimale koncentrationer på ca. 0,03 µg/L opnås i år 2030 for DEIA og bentazon, og denne koncentration opretholdes resten af århundredet for bentazon's vedkommende, mens koncentrationen for de øvrige pesticider falder til under 0,001 µg/L i perioden 2030-2060.



Figur 4-61. Gennembrudskurver for boring 145.718 (Eksercermarken) som følge af udslip fra fiktiv kilde 18 (se figur 4-17 for placering).

Den sidste boring, som rammes af forureningen fra fiktiv kilde 18, er boring 145.2025, se figur 4-62. Her sker der et gennembrud omkring 2005, hvorefter koncentrationerne stiger støt de næste 20-30 år, hvor et koncentrationsniveau på 0,003 – 0,006 µg/L rammes for DPC, DEIA og mechlorprop, mens der for bentazon konstateres en fortsat forøgelse af koncentrationen, som i år 2100 ligger lidt over 0,01 µg/L. Igen observeres der et faldende koncentrationniveau for DPC, DEIA og mechlorprop i den sidste del af forløbet.



Figur 4-62. Gennembrudskurver for boring 145.2025 (Eksercermarken) som følge af udslip fra fiktiv kilde 18 (se figur 4-17 for placering).

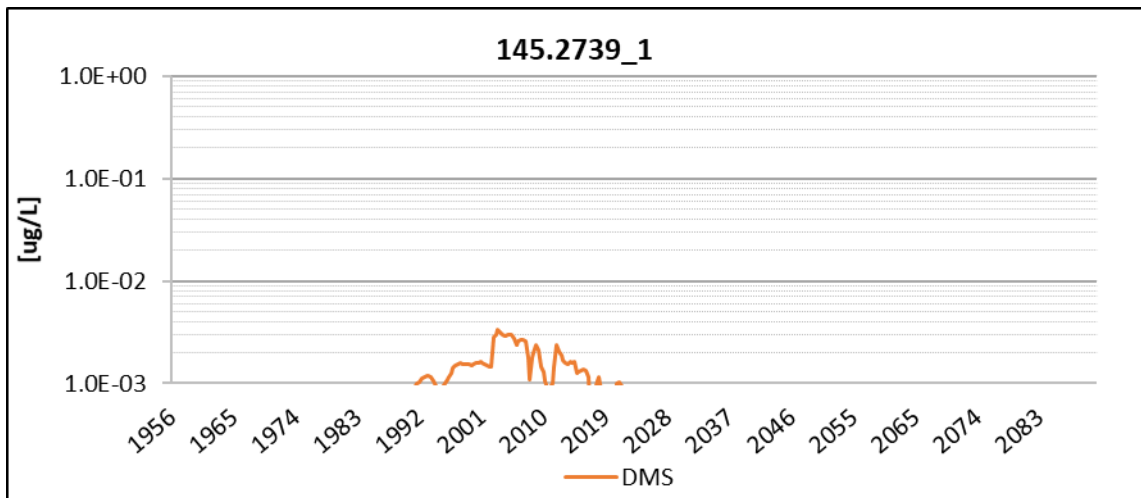
4.2.1.5 Frugtplantager som fladekilder

Begge frugtplantager giver anledning til koncentrationer på over 0,001 µg/L ved de to kildepladser. Det skal bemærkes, at der mht. BAM er anvendt en kildestyrke svarende til det milde scenarium, se tabel 2-17.

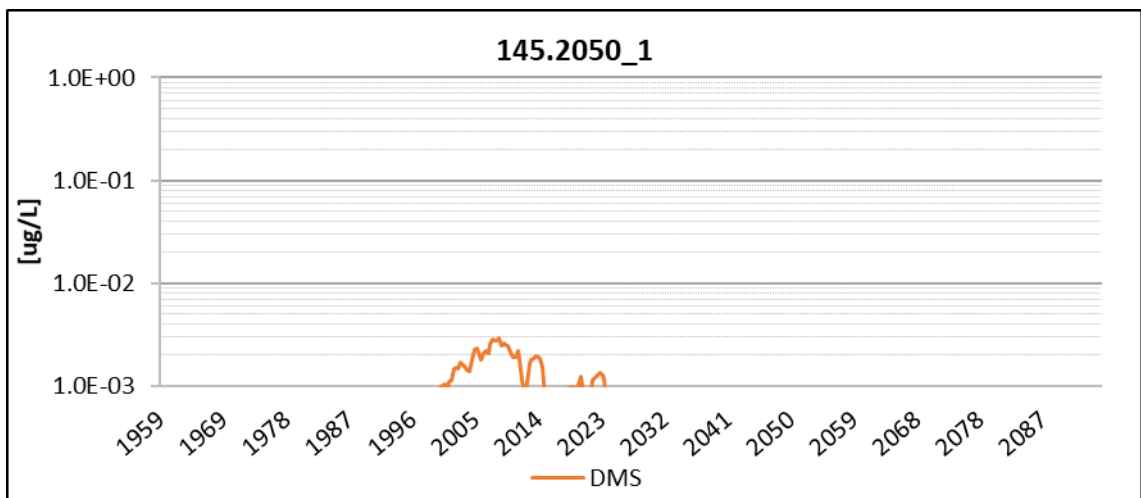
Frugtplantage 10

Frugtplantage 10 resulterer i gennembrud med DMS i én boring ved Bolbro (145.2739) og i to boringer på Eksercermarken (145.2050 og 145.718). I 145.2739, se figur 4-63, kommer

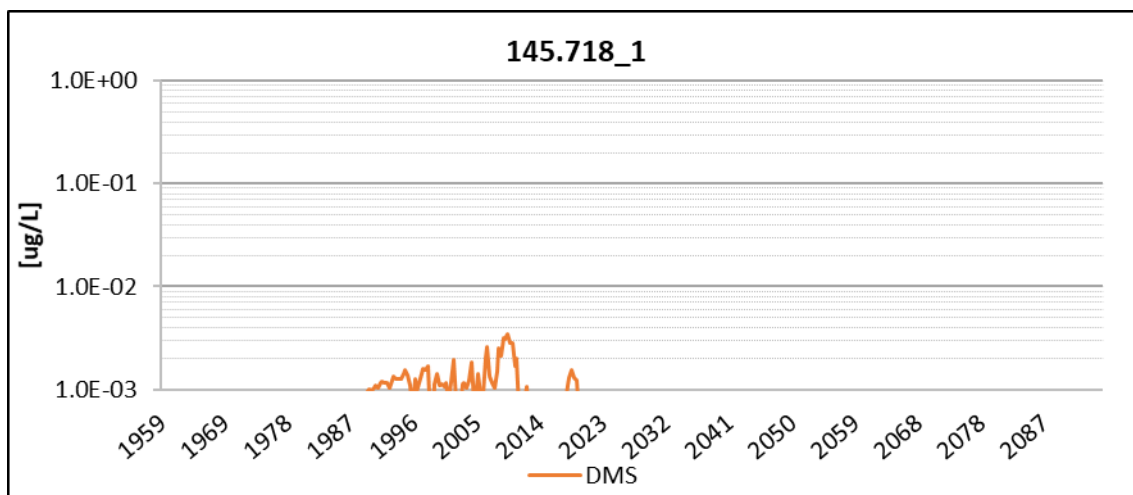
DMS frem omkring 1992. Koncentrationen peaker i 2005 med maksimale koncentrationer på 0,003 µg/L, hvorefter koncentrationen aftager igen og falder til værdier på under 0,001 µg/L i 2020. De manglende resultater er i overensstemmelse med, at der ikke er påvist BAM i dette filter (2005-2017). Der findes et meget sammenligneligt gennembrud ved boring 145.2050 (figur 4-64) og 145.718 (figur 4-65). I boring 145.2050 er der målt lave BAM-koncentrationer på omkring detektionsgrænsen (0,01 µg/L) frem til 2001 (en enkelt prøve rammer 0,036 µg/L i 2001). I boring 145.718 er der målt høje koncentrationer af BAM, op til 0,5 µg/L. Det er ikke muligt at afgøre, om årsagen til differencen mellem simulering og måling skyldes den anvendte kildestyrke, der er for lav, eller om det skyldes, at boringen ligger i bymæssig bebyggelse, hvor BAM kan være brugt på befæstede arealer. Men det er forholdsvis usandsynligt, at BAM fra disse arealer skulle kunne komme ned i 62 mut, hvis boringen er intakt.



Figur 4-63. Gennembrudskurver for boring 145.2739 (Bolbro) som følge af udslip fra frugtplantage 10 (se figur 4-17 for placering).



Figur 4-64. Gennembrudskurver for boring 145.2050 (Eksercermarken) som følge af udslip fra frugtplantage 10 (se figur 4-17 for placering).

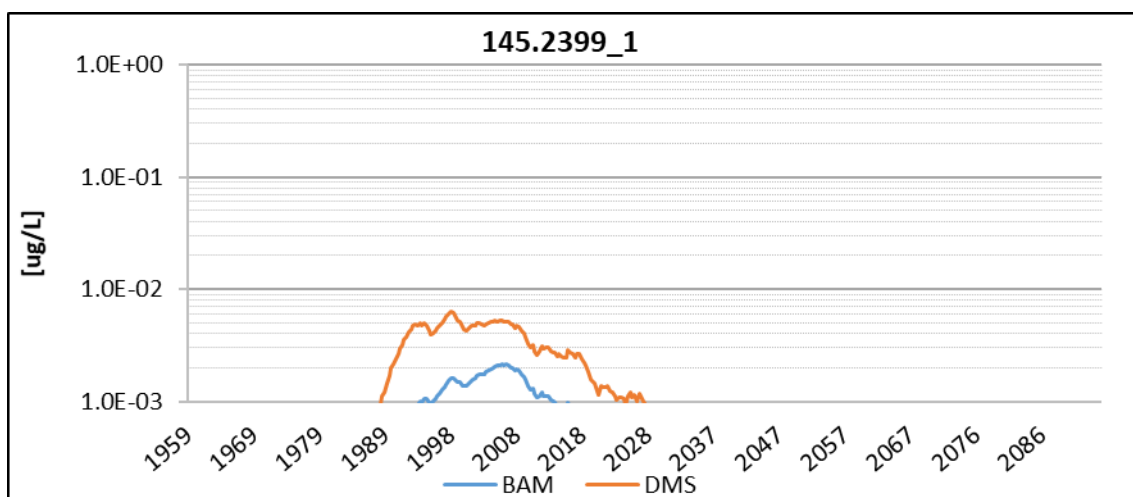


Figur 4-65. Gennembrudskurver for boring 145.718 (Eksercermarken) som følge af udslip fra frugtplantage 10 (se figur 4-17 for placering).

Frugtplantage 14

Frugtplantage 14 resulterer i koncentrationer over 0,001 µg/L i boring 145.2399 på Eksercermarken, se figur 4-66, og i dette tilfælde sker det både for DMS og BAM.

DMS har gennembrud i slutningen af 1980'erne, mens det kommer ca. 10 år senere for BAM, hvilket er i overensstemmelse med sorptionsegenskaberne, se tabel 2-4. For DMS opnås der maksimumkoncentrationer omkring år 1998 med koncentrationer på ca. 0,006 µg/L og efterfølgende falder koncentrationen støt til under 0,001 µg/L i slutningen af 2020'erne. Samme kurveforløb ses for BAM, blot forsinket og med lavere koncentrationer (maksimale værdier på ca. 0,002 µg/L). Der er fundet tre målinger af BAM i dette filter med værdier på 0,015-0,021 µg/L, hvilket er en faktor 10 højere en modelresultaterne.

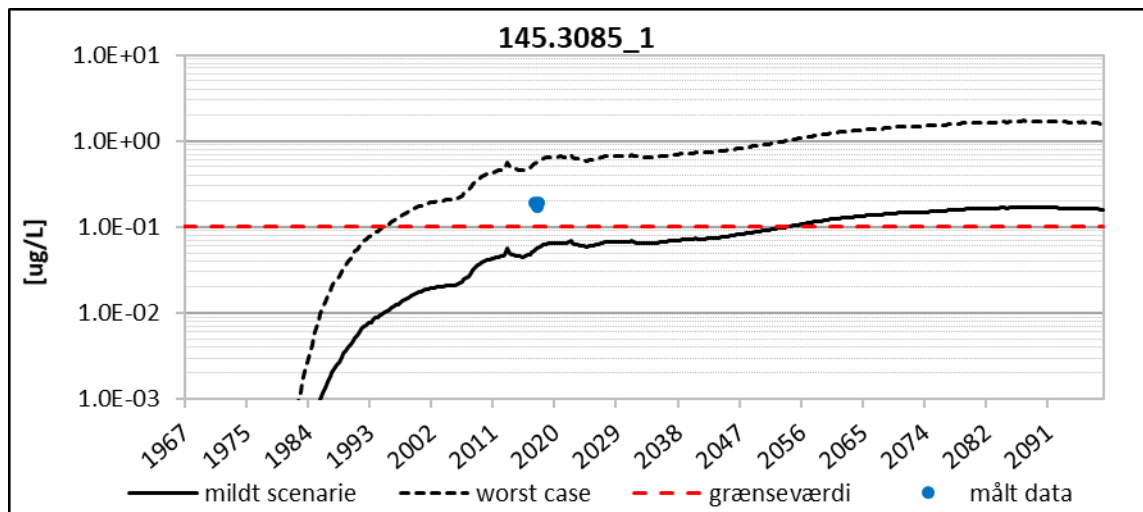


Figur 4-66. Gennembrudskurver for boring 145.2399 (Eksercermarken) som følge af udslip fra frugtplantage 14 (se figur 4-17 for placering).

4.2.1.6 Fladekilde - roemarker

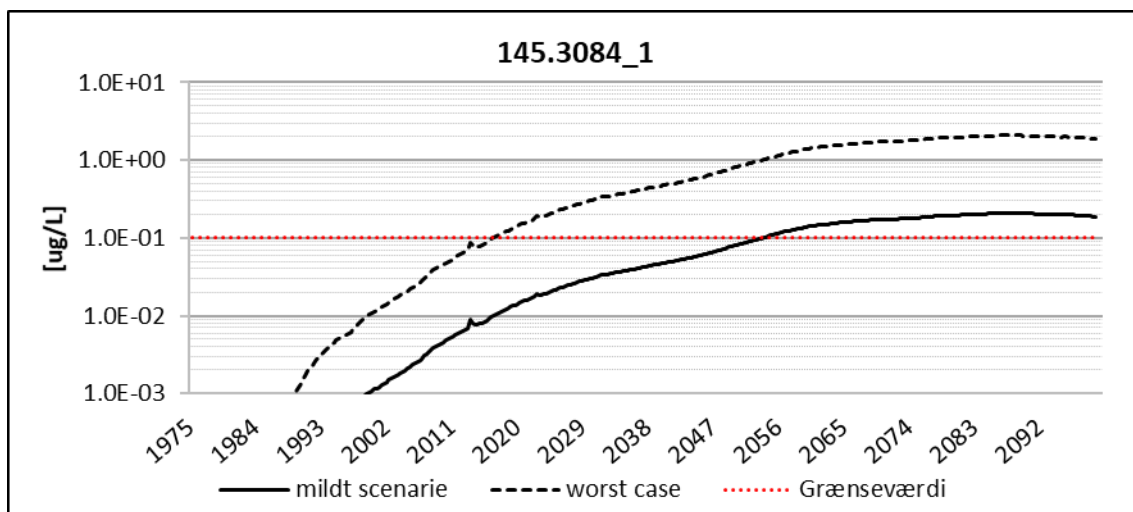
I det følgende præsenteres resultater fra simuleringerne med desphenyl-chloridazon (DPC) som fladekilde udbragt på potentielle roemarker. Både worst case og mildt scenarie (se afsnit 2.3.2) er vist og sammenlignet med tilgængelige målinger af desphenyl-chloridazon fra Bolbro og Eksercermarken kildepladser.

Alle tre borer ved Bolbro vest viser gennembrud med koncentrationer over 0,001 µg/L. På figur 4-67 ses de beregnede gennembrud ved boring 145.3085 på Bolbro kildeplads (vest). I "worst case" scenariet observeres gennembruddet i 1982 mens det kommer nogle få år senere i "mildt" scenarie. "Skulderen" af kurverne ligger i perioden 2010-2020, hvor der opnås koncentrationer på 0,06 - 0,6 µg/L, hvilket fanger de observerede koncentrationer i samme periode på knap 0,2 µg/L. Efterfølgende observeres for begge kurver en svag stigning frem mod 2075, hvorefter koncentrationerne stabiliseres eller falder svagt. Den røde stiplede linje indikerer grænseværdien for desphenyl-chloridazon på 0,1 µg/L, hvilket overskrides allerede i 1994 for "worst case", mens værdien først overskrides i ca. 2050 for "mildt" scenarie.

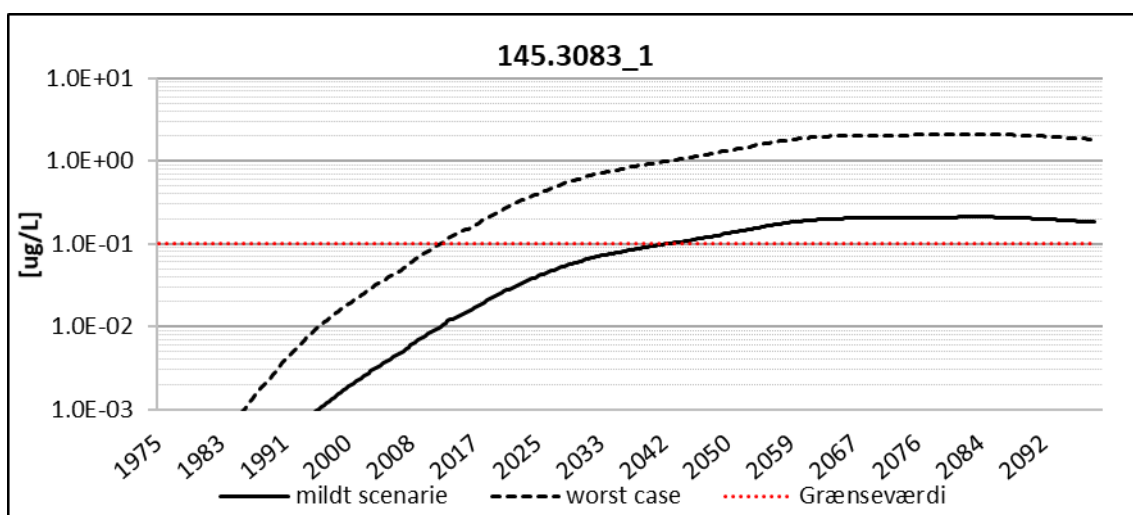


Figur 4-67. Gennembrudskurver for boring 145.3085 (Bolbro vest) som følge af udslip af desphenylchloridazon fra fladekilde. Resultater for mildt og worst case scenarium er illustreret.

I figur 4-68 og 4-69 er de beregnede koncentrationsforløb for boring 145.3084 og 145.3084 vist. Resultaterne for de to borer er meget sammenlignelige i både timing og niveau. I worst case scenariet starter gennembruddet omkring 1990 og der nås maksimale koncentrationer på ca. 2 µg/L i sidste halvdel af det 21. århundrede.

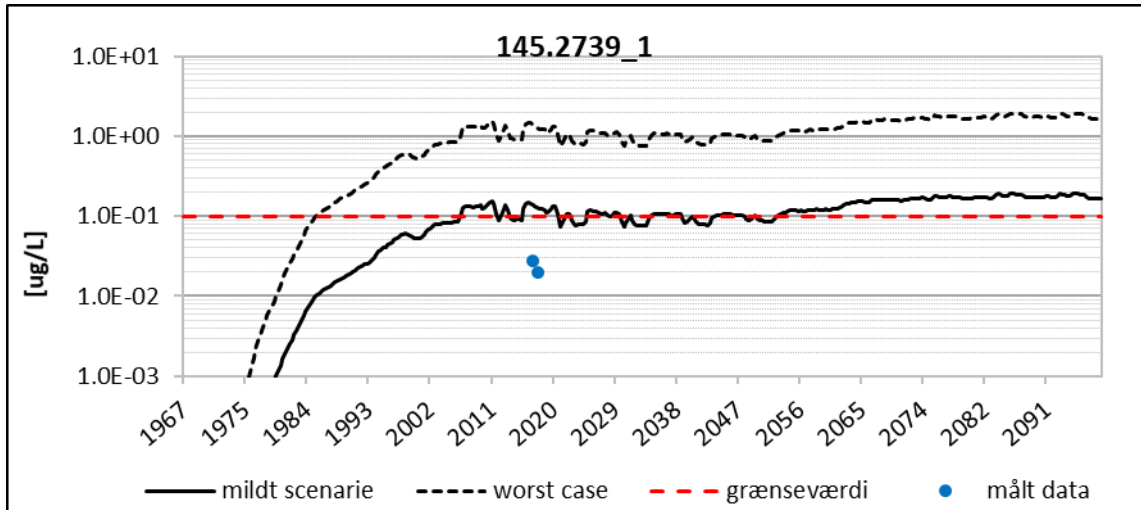


Figur 4-68. Gennembrudskurver for boring 145.3084_1 (Bolbro vest) som følge af udslip af desphenylchloridazon fra fladekilde. Resultater for mildt og worst case scenarium er illustreret.

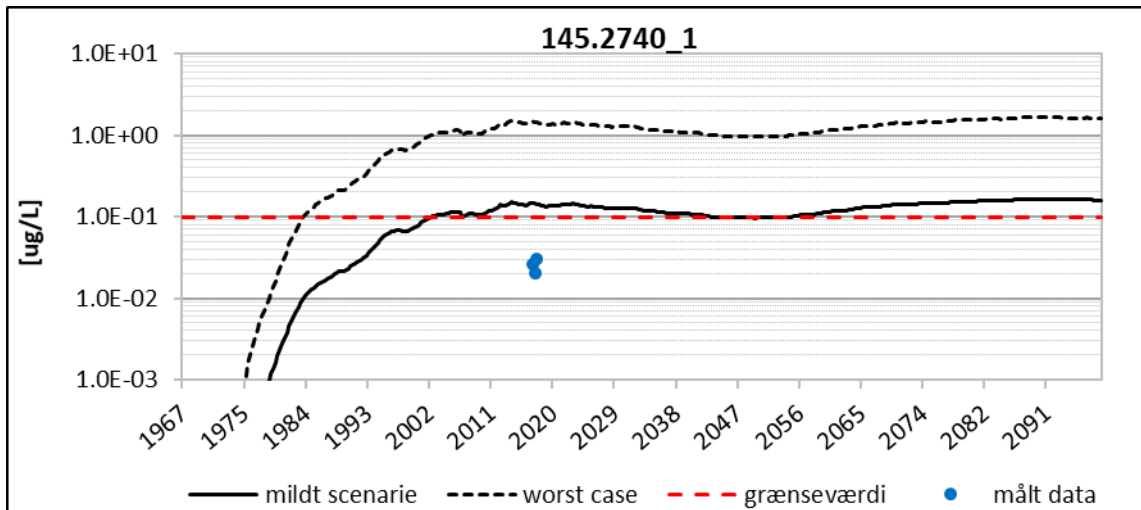


Figur 4-69. Gennembrudskurver for boring 145.3083_1 (Bolbro vest) som følge af udslip af desphenylchloridazon fra fladekilde. Resultater for mildt og worst case scenarium er illustreret.

Alle tre borer ved Bolbro øst viser gennembrud med koncentrationer over 0,001 µg/L. Resultaterne for boring 145.2739 og 145.2740 er næsten ens, se figur 4-70 og 4-71, med gennembrud i 1976 og 1980 for hhv. "worst case" og "mildt" scenarierne. Herefter ses en markant stigning, som når et maksimum i 2010-2020 på godt 1,0 µg/L og 0,1 µg/L. Herefter ses et svagt fald frem mod midten af århundredet, som afløses af en periode frem mod 2100 med konstante koncentrationer. Grænseværdien for desphenyl-chloridazon på 0,1 µg/L overskrides allerede i starten af 1980'erne for "worst case", mens værdien først overskrides i ca. 2010 for "mildt" scenarie. I resten af beregnings-perioden holder koncentrationerne sig over grænseværdien. Til forskel for boringen ved Bolbro vest, så indfanger de beregnede gennembrud ikke de observerede koncentrationer af desphenyl-chloridazon. For både boring 145.2739 og 145.2740 ligger observationerne på 0,2 - 0,3 µg/L, hvilket er cirka en faktor fem under modelresultaterne med "mildt" scenarie.

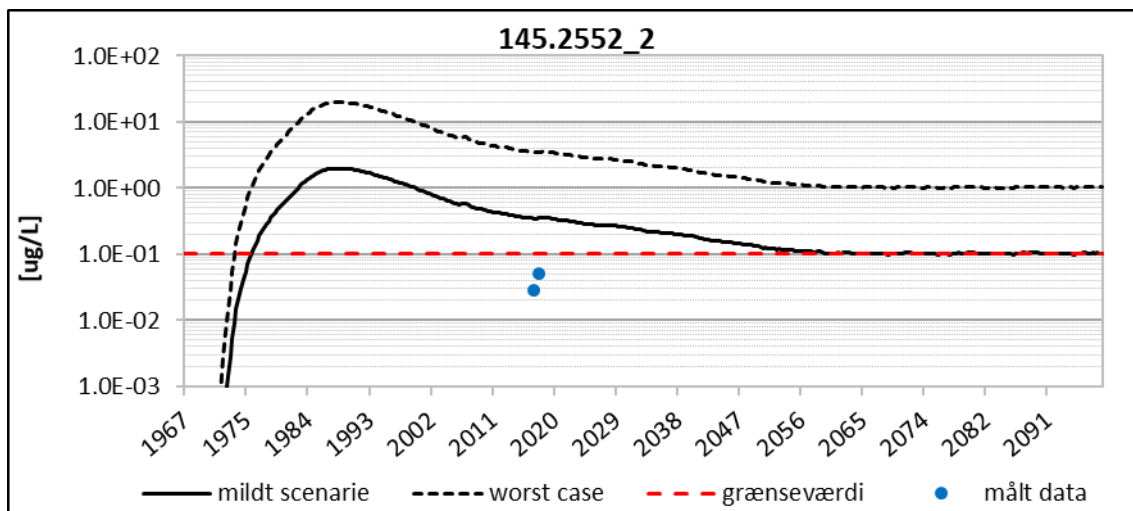


Figur 4-70. Gennembrudskurver for boring 145.2739 (Bolbro øst) som følge af udslip af desphenylchloridazon fra fladekilde. Resultater for mildt og worst case scenarium er illustreret.

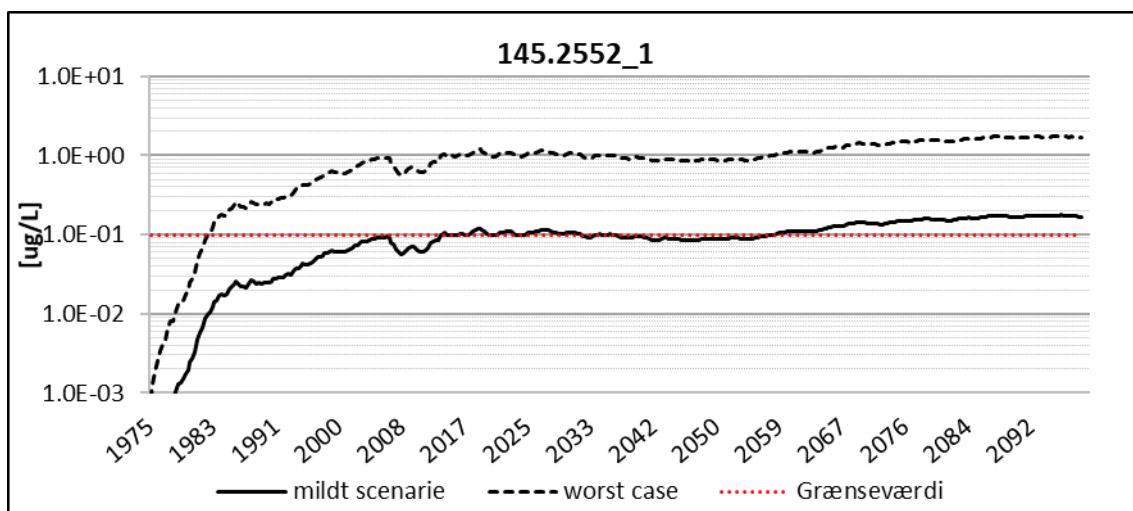


Figur 4-71. Gennembrudskurver for boring 145.2740 (Bolbro øst) som følge af udslip af desphenylchloridazon fra fladekilde. Resultater for mildt og worst case scenarium er illustreret.

På figur 4-72 ses gennembrudskurverne for boring 145.2552 på Bolbro øst. Koncentrationen stiger stejlt i starten af 1970'erne og rammer et maksimum på hhv. 20 µg/L og 2 µg/L for "worst case" og "mildt" scenarie i slutningen af 1980'erne. Herefter falder koncentrationerne jævnt frem til år 2060, hvorefter der opnås et stabilt niveau på hhv. 1,0 µg/L og 0,1 µg/L. Begge scenarier overestimerer de målte koncentrationer, som ligger på 0,02 – 0,05 µg/L, dvs. med en faktor 10 for "mildt" scenarie.

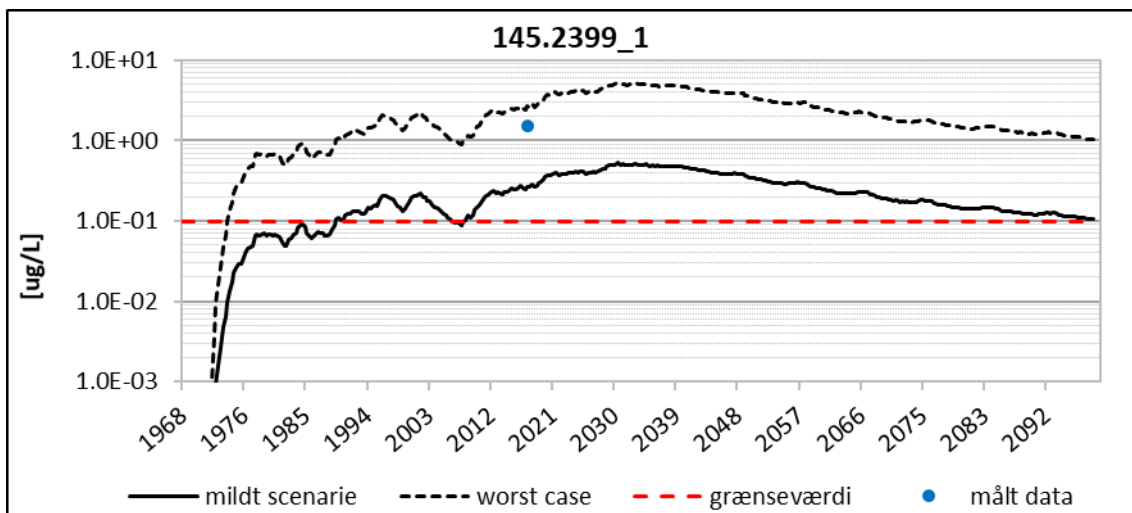


Figur 4-72. Gennembrudskurver for boring 145.2552_2 (Bolbro øst) som følge af udslip af Desphenylchloridazon fra fladekilde. Resultater for mildt og worst case scenarium er illustreret.



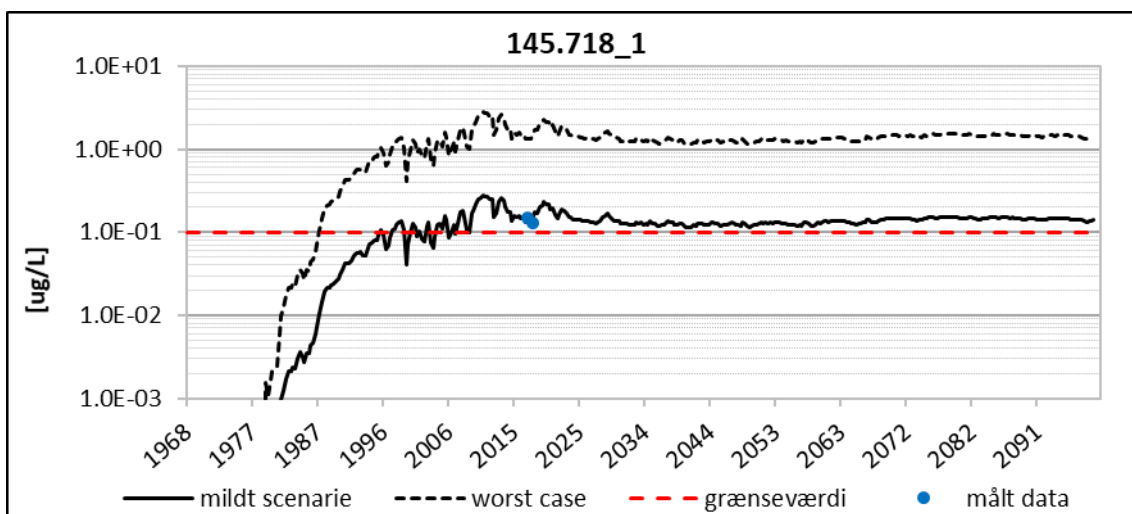
Figur 4-73. Gennembrudskurver for boring 145.2552_1 (Bolbro øst) som følge af udslip af Desphenylchloridazon fra fladekilde. Resultater for mildt og worst case scenarium er illustreret.

I det følgende præsenteres resultaterne for "worst case" og "mildt" scenarierne for fladekilden ved Eksercermarken. På figur 4-74 er de beregnede gennembrud ved boring 145.2399 vist. I begge scenarier observeres gennembruddet i starten af 1970'erne. "Skulderen" af kurverne er relativt skarp omkring 1980, hvor der opnås koncentrationer på 0,07 - 0,7 µg/L. Efterfølgende observeres for begge kurver en svag stigning frem mod 2035 med maksimumsværdier på hhv. 0,5 µg/L og 5,0 µg/L, hvorefter koncentrationerne falder svagt men konstant frem mod 2100. De to kurver fanger de observerede koncentrationer fra 2018 på ca. 1,5 µg/L. Den røde stiplede linje indikerer grænseværdien for desphenyl-chloridazon på 0,1 µg/L, hvilket overskrides allerede i 1972 for "worst case" og i ca. 1990 for "mildt" scenarie. I resten af simuleringssperioden holder koncentrationerne for de to scenarier sig over grænseværdien.



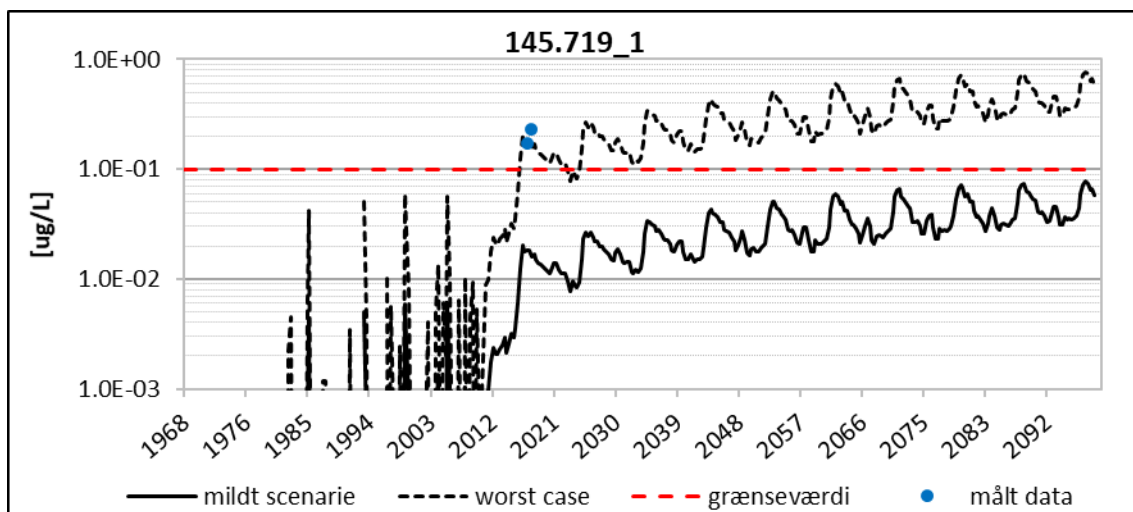
Figur 4-74. Gennembrudskurver for boring 145.2399 (Eksercermarken) som følge af udslip af desphenylchoridazon fra fladekilde. Resultater for mildt og worst case scenarium er illustreret.

På figur 4-75 er resultaterne for boring 145.718 illustreret. Begge scenarier giver et tidligt gennembrud omkring 1980, hvorefter koncentrationer hurtigt peaker på hhv. 3,0 µg/L og 30 µg/L omkring år 2010. Herefter falder koncentrationerne moderat og stabiliserer sig på værdier på lige godt 0,1 µg/L og 1,0 µg/L for de to scenarier. De målte koncentrationer på lidt over 0,1 µg/L matcher resultaterne fra "mildt" scenarie ret nøjagtigt.



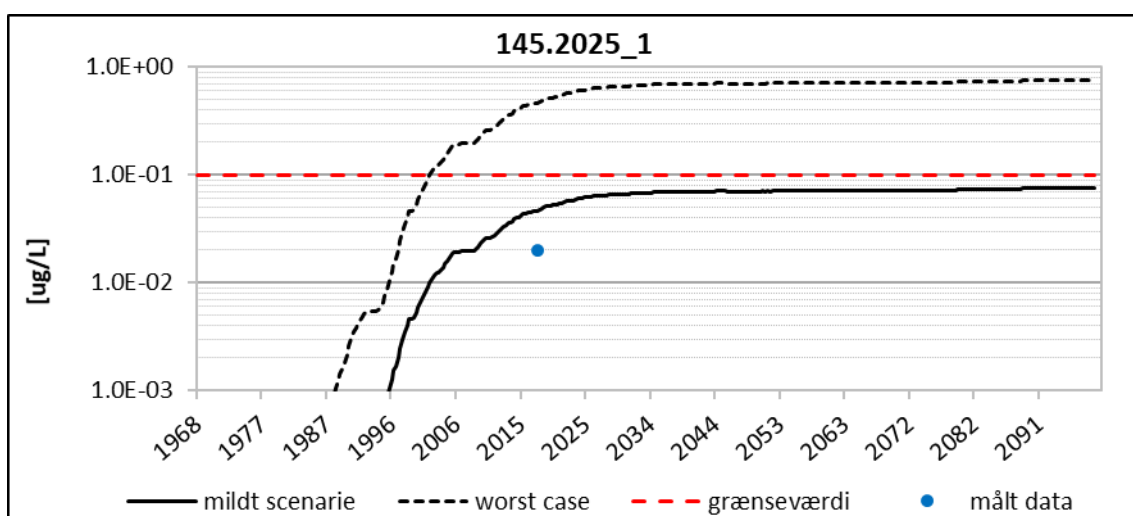
Figur 4-75. Gennembrudskurver for boring 145.718 (Eksercermarken) som følge af udslip af desphenylchoridazon fra fladekilde. Resultater for mildt og worst case scenarium er illustreret.

Gennembrudskurverne for boring 145.719 ses på figur 4-76. Her er resultaterne kraftigt påvirket af den varierende indvinding og giver sig udslag i relativt markante fluktuationer i koncentrationsudviklingen. De første koncentrationer over 0,001 µg/L ses allerede i starten af 1980'erne, men et egentligt gennembrud kommer først i 2010. Her stiger koncentrationerne kraftigt til værdier på 0,02 µg/L og 0,2 µg/L, hvorefter der optræder et forløb med en forholdsvis moderat stigning som aftager med tiden, hvilket resulterer i tilnærmelsesvis konstante koncentrationsniveauer i år 2100, med maksimumsværdier på hhv. 0,08 µg/L og 0,8 µg/L. De observerede koncentrationer på ca. 0,2 µg/L fanges godt af "worst case" scenariet.



Figur 4-76. Gennembrudskurver for boring 145.719 (Eksercermarken) som følge af udslip af Desphenylchloridazon fra fladekilde. Resultater for mildt og worst case scenarium er illustreret.

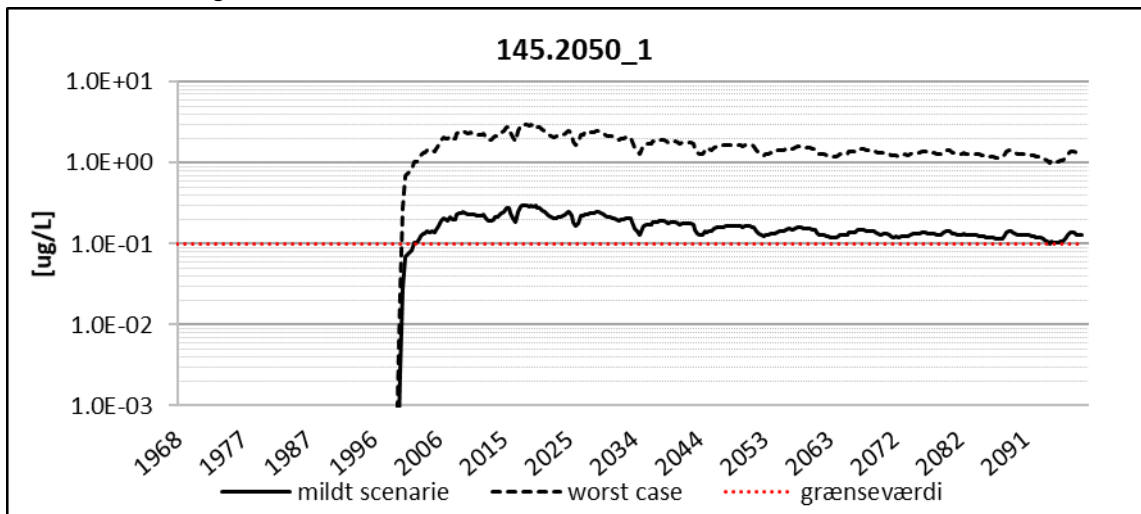
I figur 4-77 ses resultaterne for boring 145.2025. Gennembruddene for de to beregninger kommer i hhv. 1988 og 1996, og koncentrationerne stiger kraftigt de første 30 år. Herefter flader kurverne ud og stiger svagt frem mod år 2100, hvor maksimale koncentrationer på hhv. 0,08 µg/L og 0,8 µg/L rammes. Begge resultater overestimerer de observerede koncentrationer på 0,02 µg/L, i de "milde" scenarie med en faktor to. Grænseværdien på 0,1 µg/L overskrides kun af "worst case" scenariet.



Figur 4-77. Gennembrudskurver for boring 145.2025 (Eksercermarken) som følge af udslip af Desphenylchloridazon fra fladekilde. Resultater for mildt og worst case scenarium er illustreret.

På figur 4-78 ses responset i boring 145.2050 ved Eksercermarken. Der observeres en stejl

stigning i koncentrationen omkring år 2000, som stiger til mellem 0,3 og 3 µg/L i hhv. det milde scenarie og worst case scenariet.

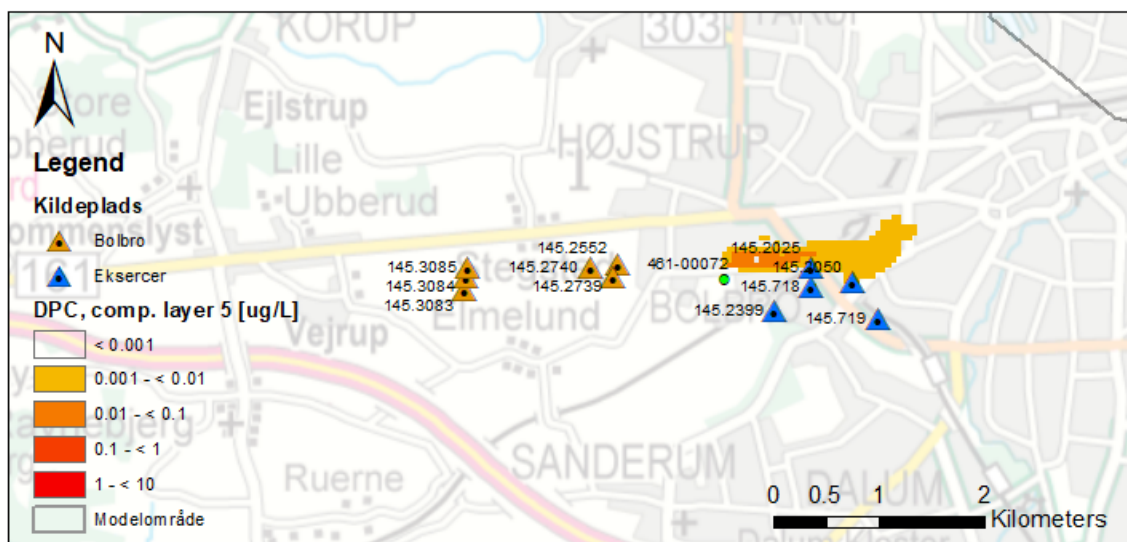


Figur 4-78. Gennembrudskurver for boring 145.2050 (Eksercermarken) som følge af udslip af Desphenylchoridazon fra fladekilde. Resultater for mildt og worst case scenarium er illustreret.

4.2.2 GIS visualisering

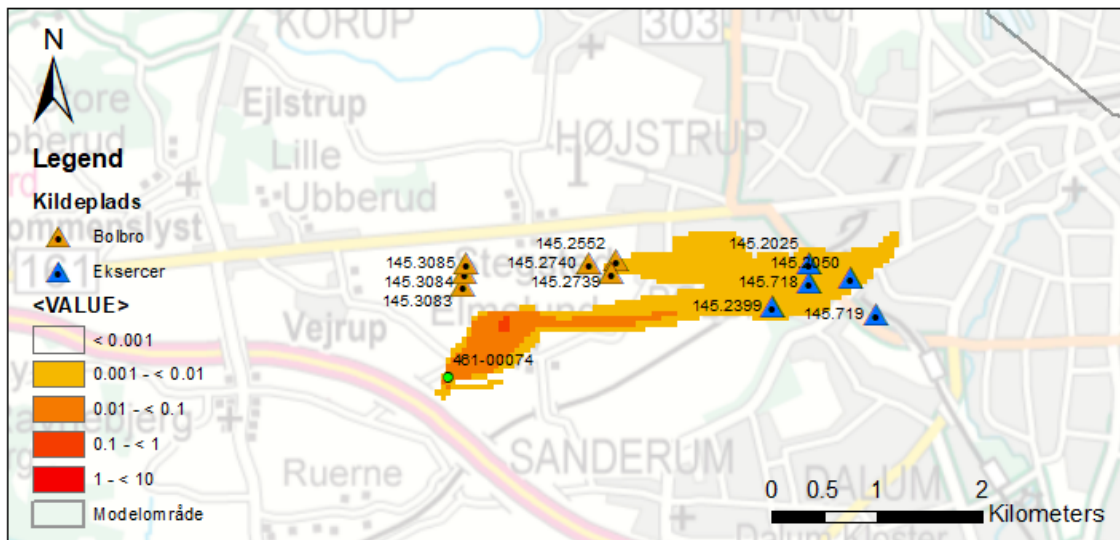
Nedenfor præsenteres en række kort, der på forskellig måde viser forureningsudbredelsen fra udvalgte forureningskilder. Der er lagt fokus på DPC forurening, da denne har givet anledning til de højeste koncentrationer ved kildepladserne.

På figur 4-79 ses forureningsudbredelsen i år 2100 fra losseplads 461_00072 i den begravede dal. Koncentrationen af DPC når op over 0,001 µg/L i et område, som er ca. 1,5 km langt og 0,5 km bredt og rammer flere boringer på Eksercermarken kildeplads (se også figur 4-18 til 4-21).



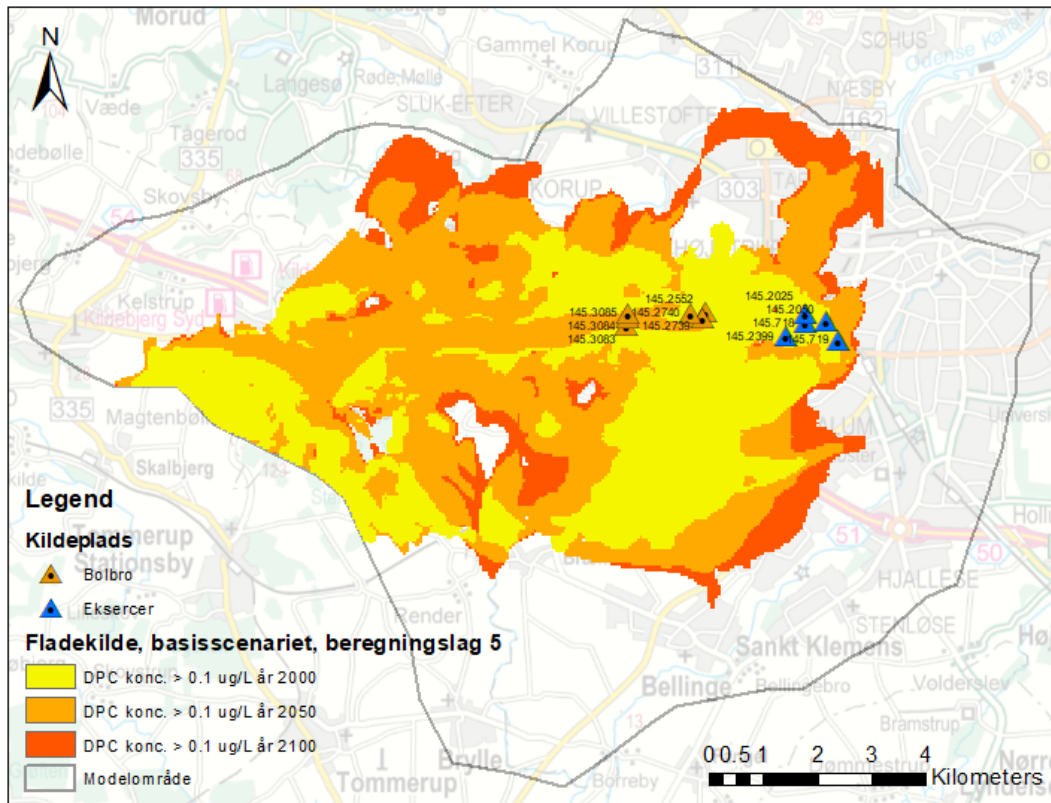
Figur 4-79. Forureningsudbredelsen af DPC fra losseplads 461_00072. Fanen er vist for år 2100 for det 5. beregningslag, som repræsenterer den begravede dal (WP1-rapport; Sandersen og Kallesøe, 2017), hvor fra de fleste boringer indvinder fra.

På figur 4-80 er forureningsudbredelsen fra losseplads 461-00074 illustreret. Igen er der vist resultater fra beregningslag 5, som beskriver den begravede dal. Umiddelbart nedstrøms lossepladsen nås der koncentrationer på over 0,1 µg/L, men pga. fortynding findes der koncentrationer, som er en del lavere ved kildepladsen (se også figur 4-22 – 4-25).



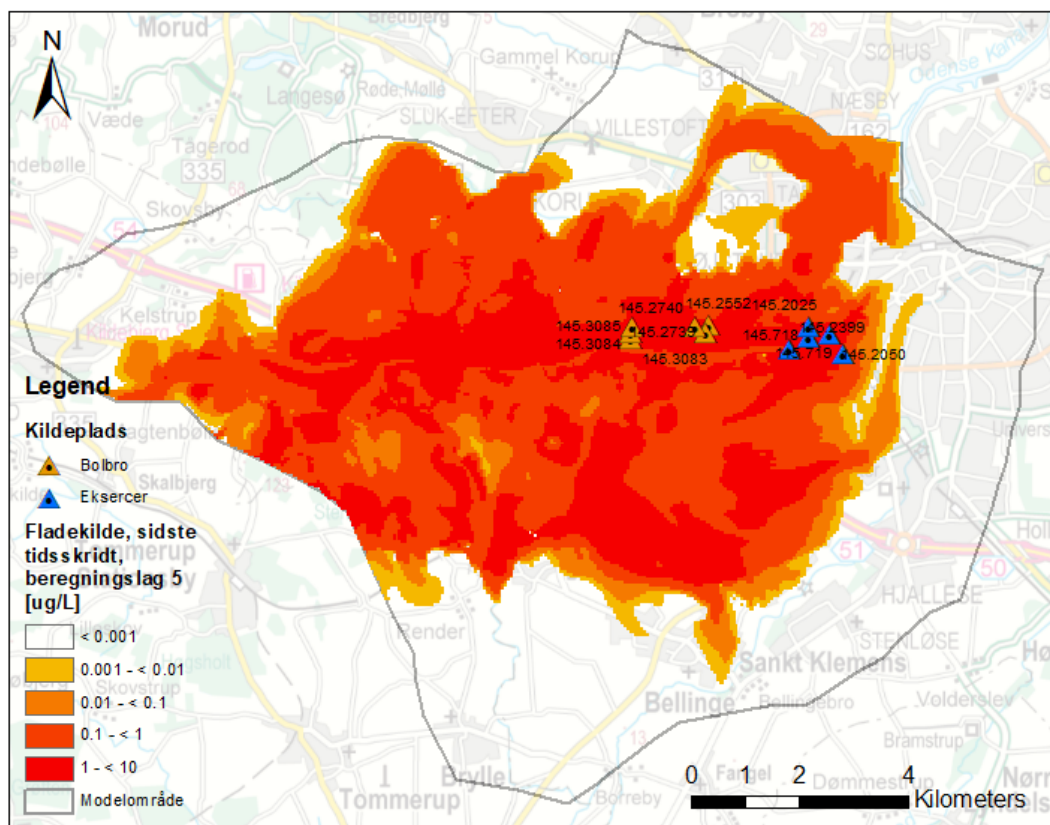
Figur 4-80. Forureningsudbredelsen af DPC fra losseplads 461_00074. Fanen er vist for år 2100 for det 5. beregningslag, som repræsenterer den begravede dal (WP1-rapport; Sandersen og Kallesøe, 2017), hvor fra de fleste borer indvinder fra.

På figur 4-81 er forureningsudbredelsen som følge af forurening med fladekilden DPC, vist i hhv. år 2000, 2050 og 2100 i beregningslag 5 (inkluderer den begravede dal). For hvert af de tre tidspunkter er området med DPC-koncentrationer på mere end 0,1 µg/L vist. Resultaterne fra år 2000 ligger øverst, mens resultaterne fra år 2100 er placeret nederst. DPC udbreder sig fra markerne, hvor der blev dyrket roer (se figur 3-5), og området hvor koncentrationen er højere end 0,1 µg/L stiger med tiden.



Figur 4-81. Resultater for worst case fladebelastningen. Figuren viser koncentrationer af DPC > 0,1 µg/L i år 2000, år 2050 og år 2100. Koncentrationerne hører til det 5. beregningslag, som svarer til den begravede dal (BD2), hvor fra de fleste borer indvinder fra.

På figur 4-82 ses koncentrationsfordelingen i år 2100 i worst case scenariet. I store dele af området, hvor der sker en nedsivning af DPC fra roemarket, findes der relativt høje koncentrationer (> 0,1 µg/L), hvilket også kan genfindes i samtlige gennembrudskurver, som er estimeret ved de to kildepladser (figur 4-66 – 4-77). Det vil derfor være vanskeligt at udpege områder, hvor der kan findes grundvand, som ikke er påvirket af DPC i nævneværdig grad i de næste mange år.



Figur 4-82. Resultater for worst case fladebelastningen. Figuren viser forskellige koncentrationer af DPC i år 2100. Koncentrationerne hører til det 5. beregningslag, som svarer til den begravede dal (BD2), hvor fra de fleste boringer indvinder fra.

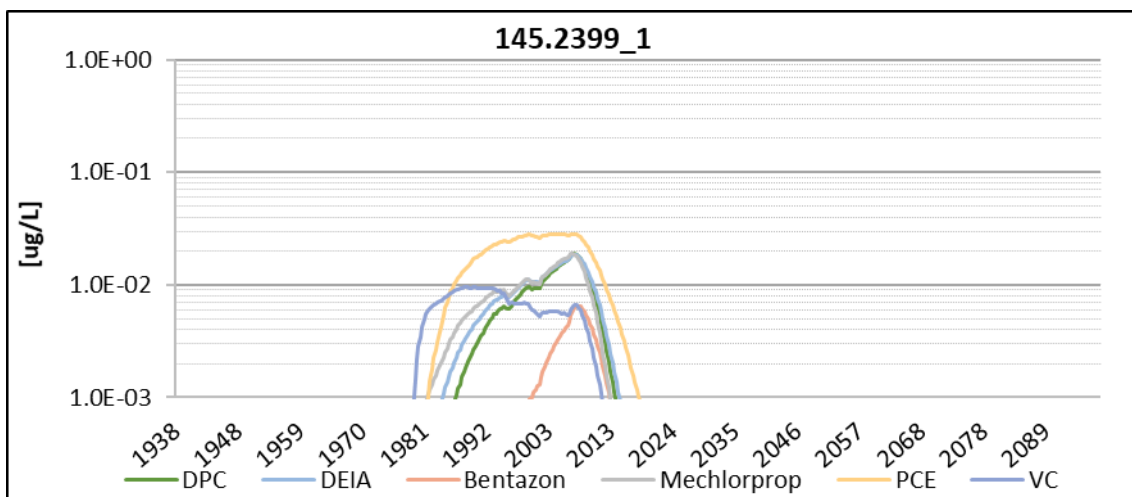
4.2.3 Resultater for scenarie 2

I det følgende er udvalgte resultater fra stoftransportsimuleringerne baseret på scenarie 2 præsenteret. Scenarie 2 er karakteriseret ved, at indvindingen ved Eksercermarken er relativ høj (2 mio. $m^3/år$), mens indvindingen ved Bolbro er moderat (1,8 $m^3/år$) i forhold til perioden 2007-2016. De udvalgte grafer repræsenterer de kilder, hvor den største ændring er sket. Der er ikke præsenteret resultater fra alle forureningskilderne, fordi der i de fleste tilfælde ikke sker de store ændringer, eller kun sker ændringer i koncentrationstværdier, som er meget små (under 0,001 $\mu g/L$).

4.2.3.1 Lossepladser

Losseplads 461_00072

Udslippet fra losseplads 461_00072 giver i scenarie 2 anledning til signifikante ændringer i boring 145.2399 ved Eksercermarken kildeplads. Starten af gennembruddet, som er styret af den historiske indvinding, er den samme i basisscenariet (figur 4-18) og i scenarie 2 (figur 4-83). Til gengæld ses der store forskelle efter år 2015, hvor koncentrationen ved boringen falder stejlt.

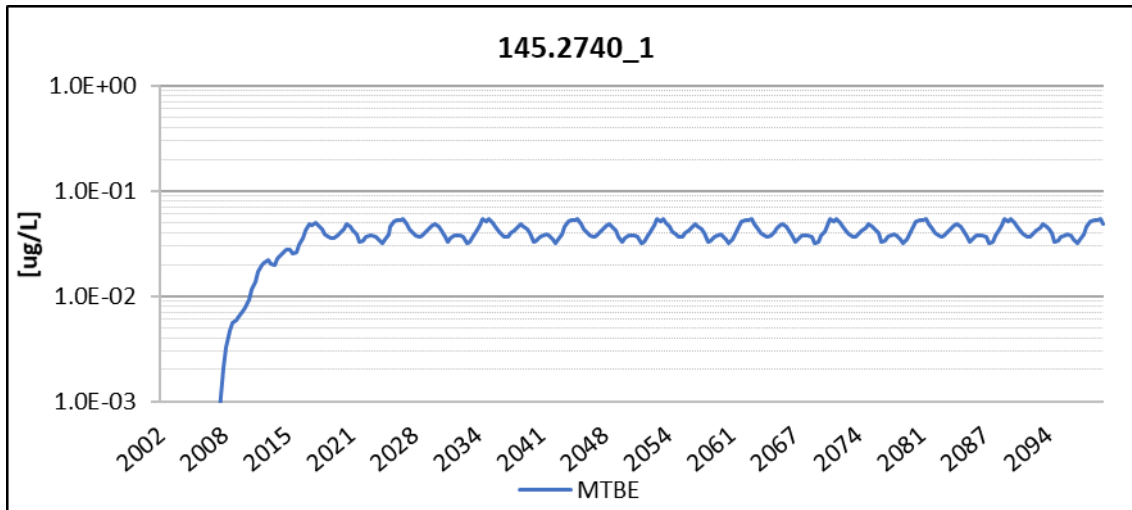


Figur 4-83. Gennembrudskurver for boring 145.2399 (Eksercermarken) som følge af udslip fra losseplads 461_00072 (se figur 4-17 for placering).

4.2.3.2 Kilder med kulbrinter

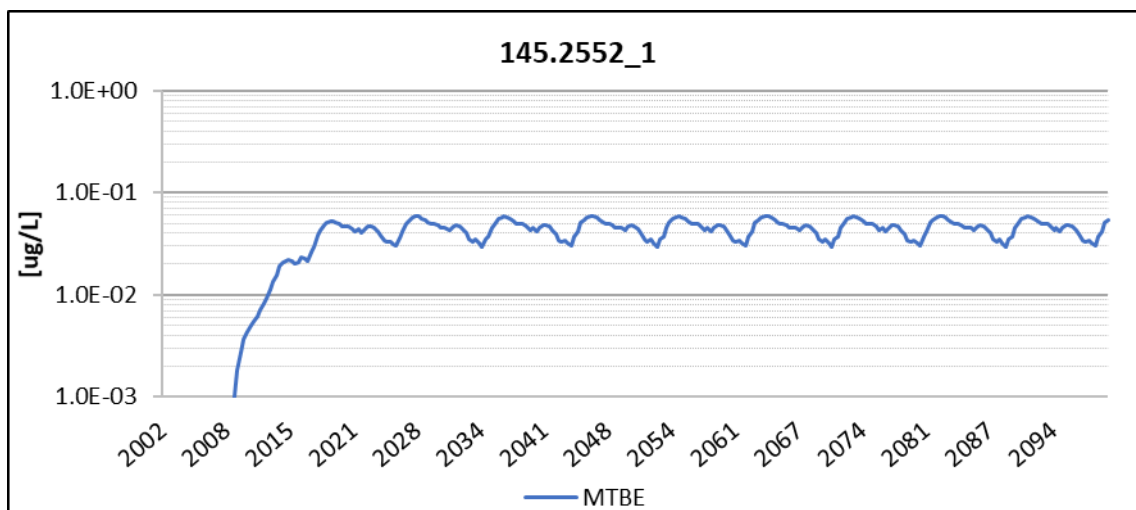
Kulbrintekilde 461_04098

I boring 145.2740 findes der en markant højere koncentration af MTBE i scenarie 2, figur 4-84, end der blev fundet i basisscenariet, figur 4-41. Koncentrationen rammer imidlertid et niveau, som ligger under grænseværdien på 0,1 µg/L.



Figur 4-84. Gennembrudskurver for boring 145.2740 (Bolbro) som følge af udslip fra kulbrintekilde 461_04098 (se figur 4-17 for placering).

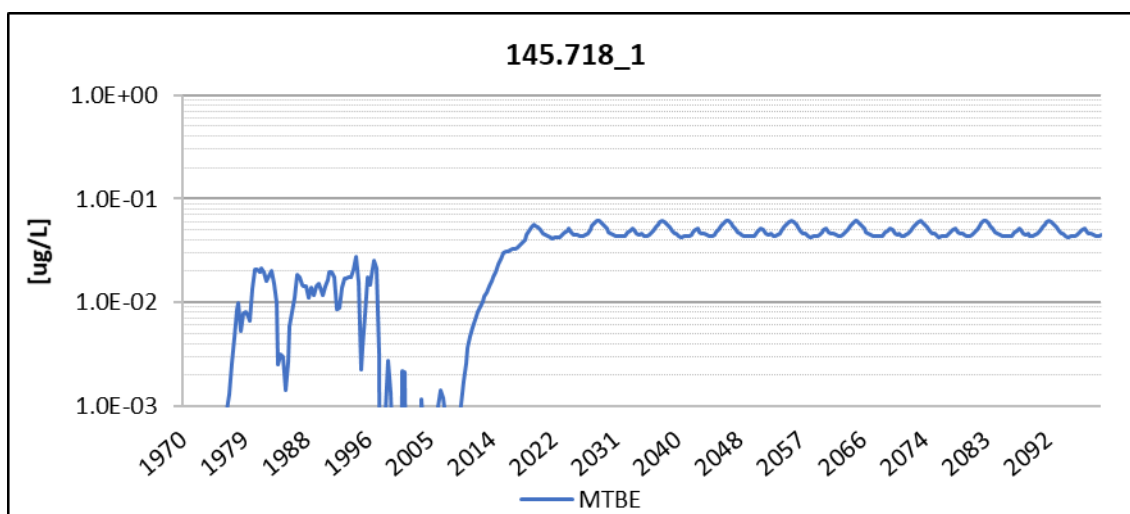
En tilsvarende stigning findes i boring 145.2552_1, se figur 4-85 (sammenlign med figur 4-42).



Figur 4-85. Gennembrudskurver for boring 145.2552_1 (Bolbro) som følge af udslip fra kulbrintekilde 461_04098 (se figur 4-17 for placering).

Kulbrintekilde 461_70134

Kulbrintekilde 461_70134 resulterer i en stigning i koncentration i boring 145.718 (figur 4-86) sammenlignet med basissceneriet (figur 4-47). MTBE-koncentrationen stiger fra ca. 0,01 µg/L til 0,06 µg/L, hvilket dog stadig er under grænseværdien på 0,1 µg/L.

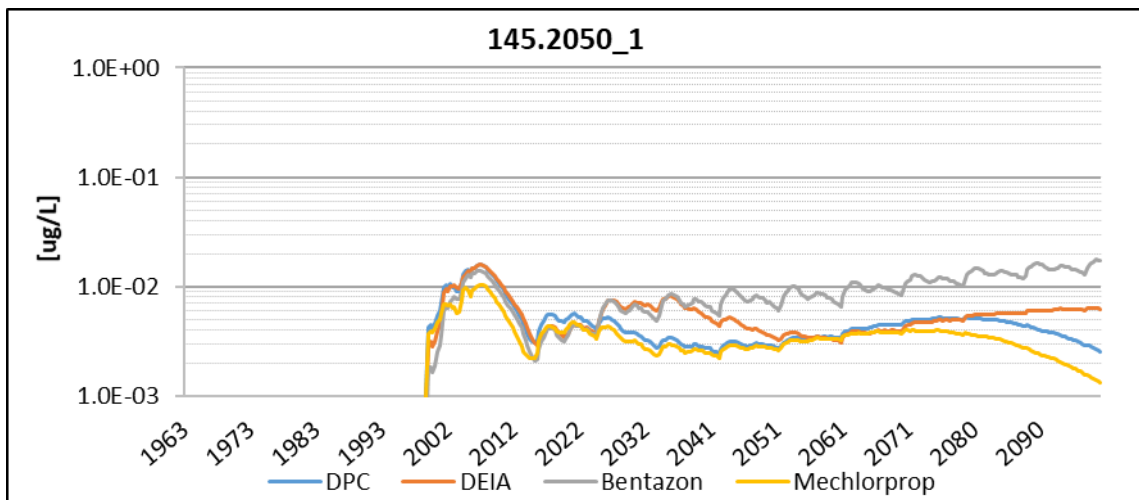


Figur 4-86. Gennembrudskurver for boring 145.718_1 (Eksercermarken) som følge af udslip fra kulbrintekilde 461_70134 (se figur 4-17 for placering).

4.2.3.3 Fiktive kilder

Fiktiv kilde 18

I figur 4-87 ses scenarie 2 resultaterne som skyldes fiktiv kilde 18. Ved sammenligning med det tilsvarende resultat for basisscenarioet er vist på figur 4-60 ses, der findes et lidt andet kurveforløb, men at koncentrationsniveauerne ender med at ligge i samme størrelsesorden i de to scenarier.

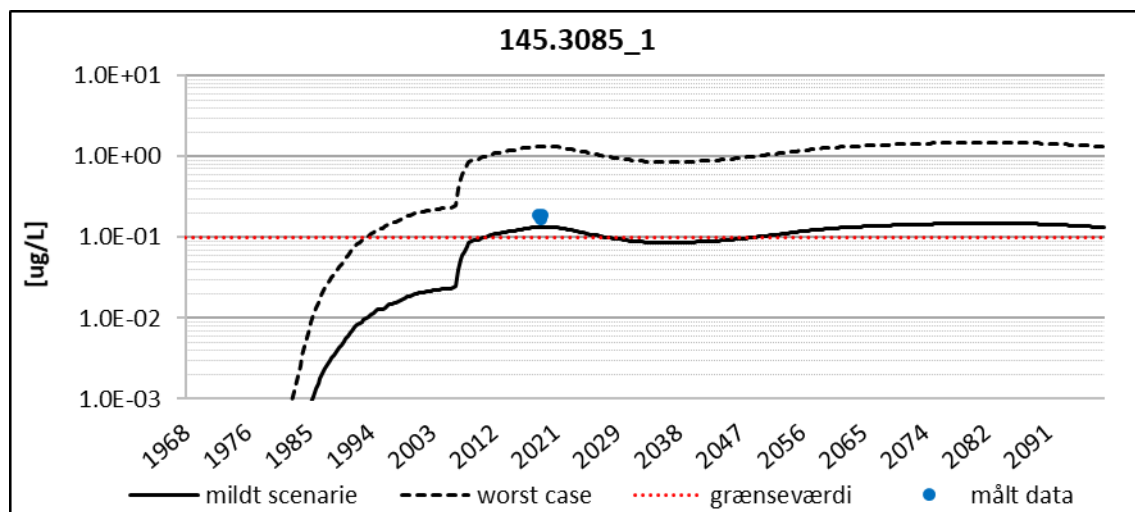


Figur 4-87. Gennembrudskurver for boring 145.2050 (Eksercermarken) som følge af udslip fra fiktiv kilde 18 (se figur 4-17 for placering).

4.2.3.4 Fladekilde

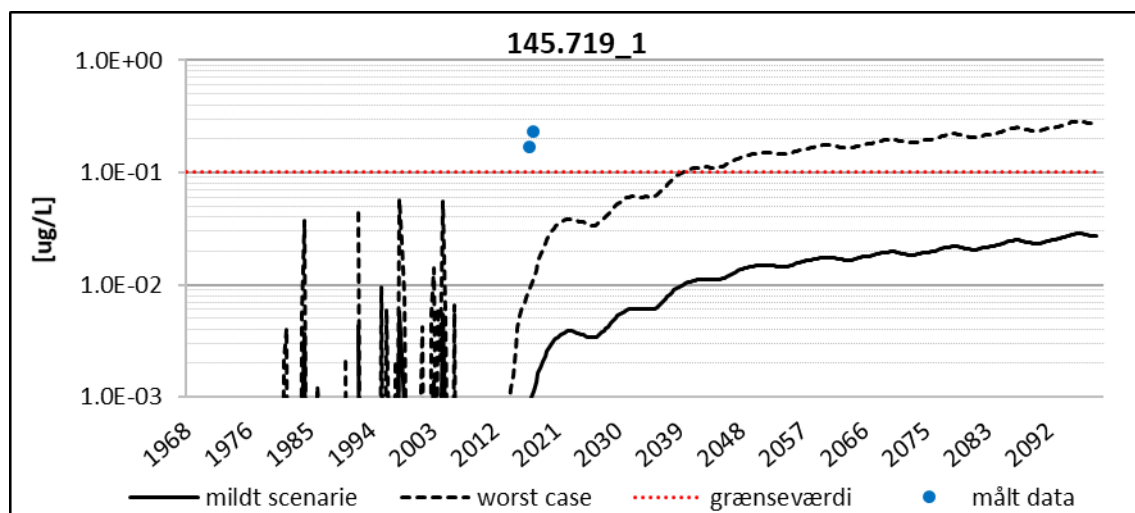
Scenarie 2 resultaterne for fladekilden afviger lidt fra basisscenarioet i boring 145.3085, se figur 4-88 (se figur 4-67 for basisscenarioet). I scenarie 2 sker der en markant stigning i 2007,

hvor scenarie-indvinding påbegyndes (identisk med scenarie 2 for Bolbro kildeplads). Efterfølgende er der imidlertid tale om relativt små ændringer.



Figur 4-88. Gennembrudskurver for boring 145.3085 (Bolbro vest) som følge af udslip af Desphenylchoridazon fra fladekilde. Resultater for mildt og worst case scenarium er illustreret.

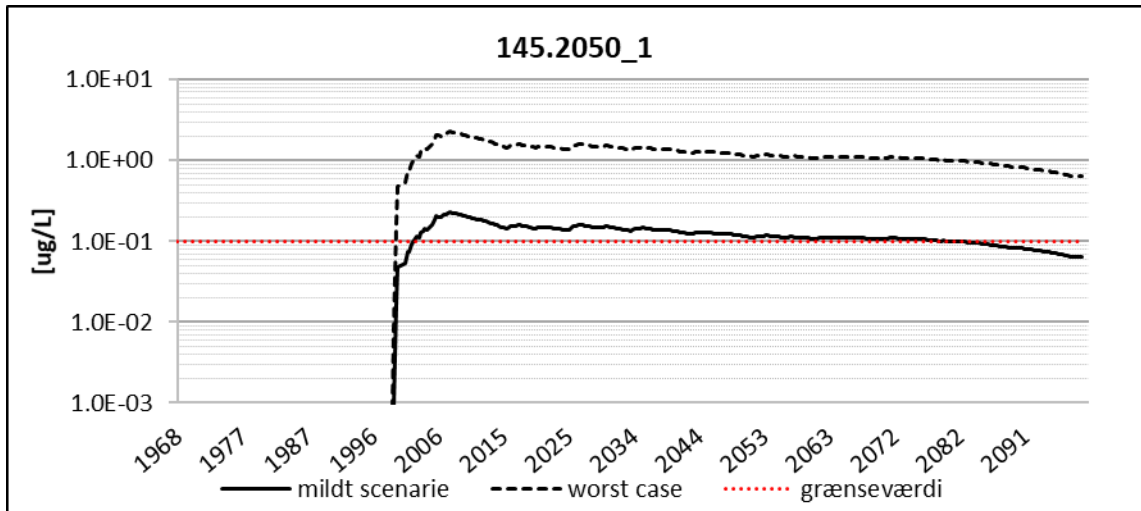
Det samme gør sig gældende for boring 145.719, hvor der i scenarie 2 (figur 4-89) estimeres lidt lavere koncentrationer i fremtiden, end der blev fundet i basisscenaeriet (figur 4-76). Det skal bemærkes, at fluktuationerne i koncentrationen, specielt i perioden 1980-2010, skyldes varierende indvinding på kildepladserne, som giver anledning til ændringer i strømningsretning og hastighed.



Figur 4-89. Gennembrudskurver for boring 145.719 (Eksercermarken) som følge af udslip af Desphenylchoridazon fra fladekilde. Resultater for mildt og worst case scenarium er illustreret.

I figur 4-89 ses gennembruddet i boring 145.2050 i scenarie 2, som kan sammenlignes med basisscenaeriets resultater i figur 4-78. Der findes relativt små ændringer, og den vigtigste

er måske, at der er en tendens til at DPC-koncentrationerne falder til sidst i beregningsperioden i scenarie 2.



Figur 4-90. Gennembrudskurver for boring 145.2020 (Eksercermarken) som følge af udslip af Desphenylchoridazon fra fladekilde. Resultater for mildt og worst case scenarium er illustreret.

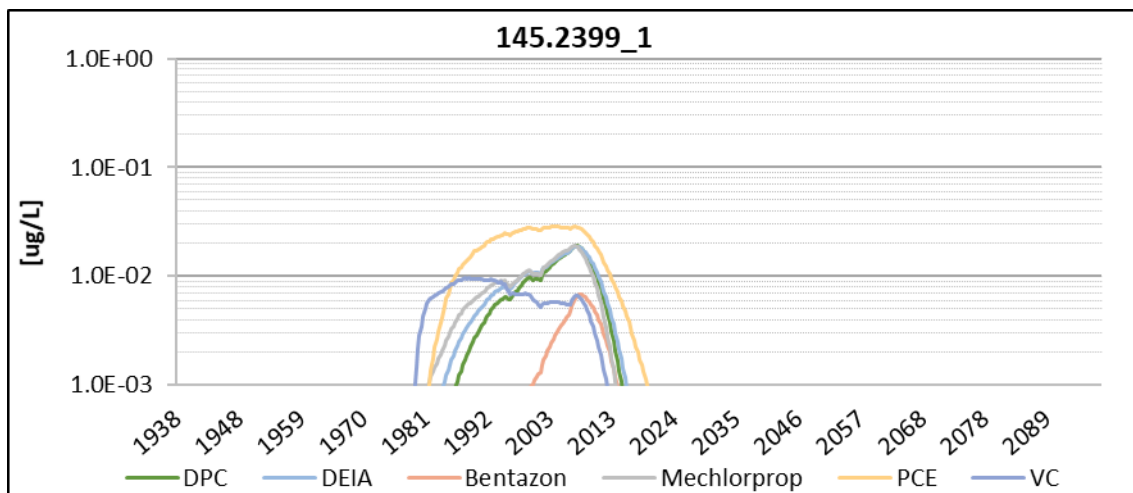
4.2.4 Resultater for scenarie 7

I det følgende er udvalgte resultater fra stoftransportsimuleringerne baseret på scenarie 7 præsenteret. I scenarie 7 er indvindingen ved Eksercermarken kildeplads relativ lav (0,6 mio. m³/år), mens den er moderat ved Bolbro kildeplads (1,8 mio. m³/år). De udvalgte grafer repræsenterer de kilder, hvor den største ændring er sket. Der præsenteres ikke resultater fra alle forureningskilderne, da der i de fleste tilfælde ikke sker de store ændringer, eller kun sker ændringer ved meget lave koncentrationer (under 0,001 µg/L).

4.2.4.1 Lossepladser

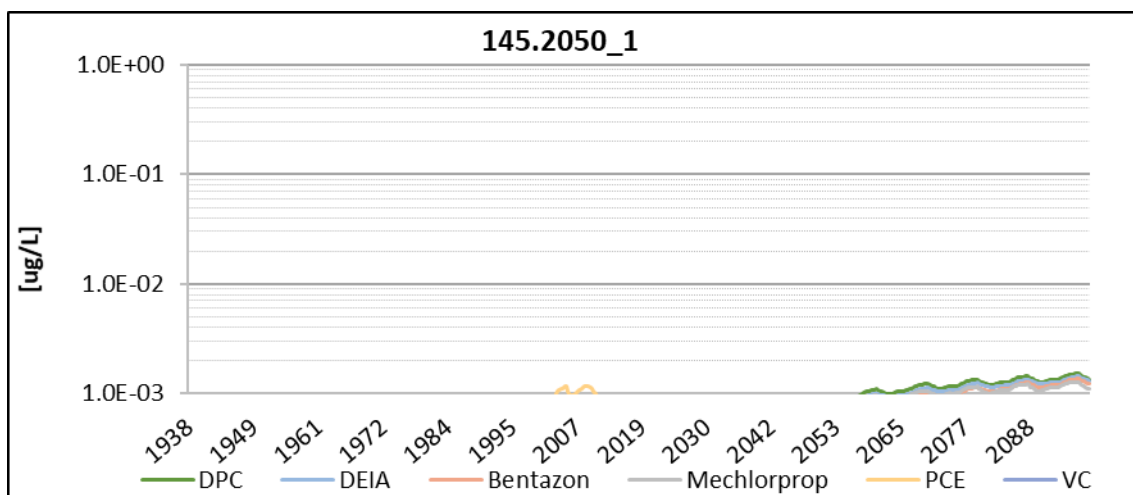
Losseplads 461.00072

På figur 4-91 ses scenarie 7 resultaterne for boring 145.2399 ved Eksercermarken kildeplads. Resultater for basisscenariet og scenarie 2 kan findes i hhv. figur 4-18 og figur 4-83. De to scenarie-resultater er meget ens, hvilket tilskrives, at indvindingen i boring 145.2399 i begge tilfælde er nul.



Figur 4-91. Gennembrudskurver for boring 145.2399 (Eksercermarken) som følge af udslip fra losseplads 461_00072 (se figur 4-17 for placering).

I boring 145.2050 falder koncentrationerne af både pesticider og klorerede stoffer betydeligt ift. basis-scenariet (se figur 4-19). Hvor PCE koncentrationen før nåede over 0,01 µg/L i sidste halvdel af det 21. århundrede, så ses der kun PCE koncentrationer større end 0,001 µg/L i en kort periode omkring 2010.

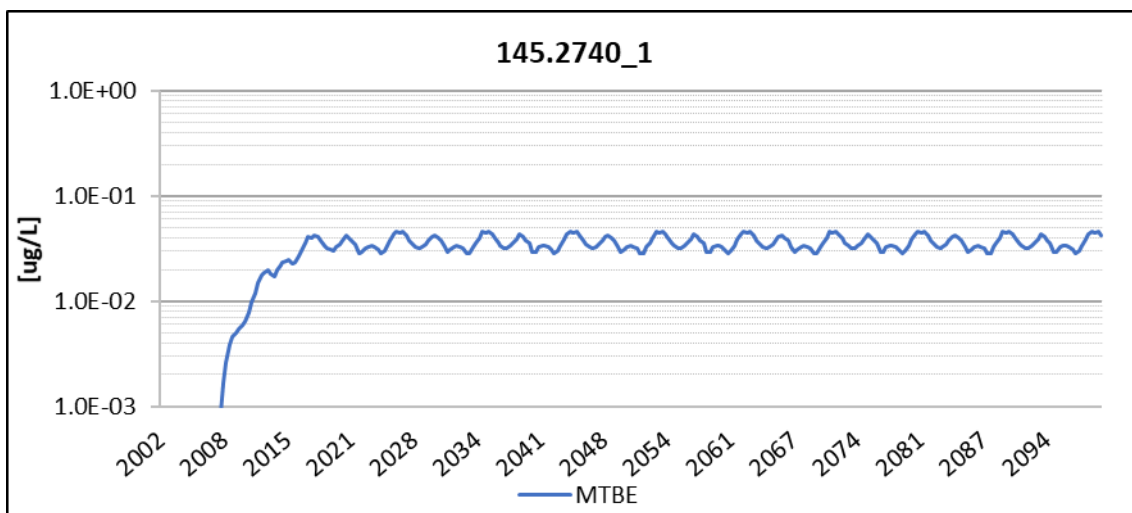


Figur 4-92. Gennembrudskurver for boring 145.2050 (Eksercermarken) som følge af udslip fra losseplads 461_00072 (se figur 4-17 for placering).

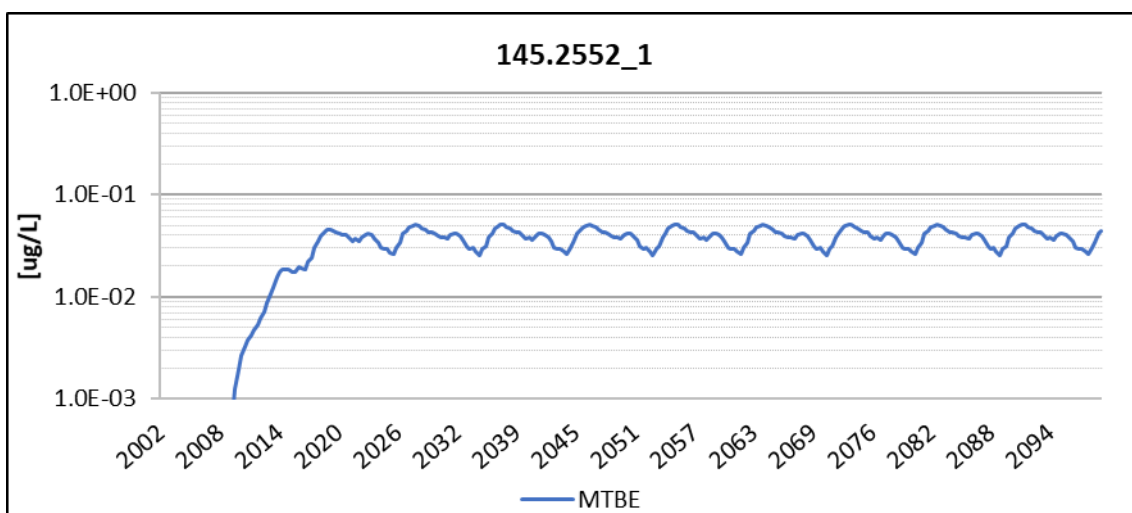
4.2.4.2 Kilder med kulbrinter

Kulbrintekilde 461_04098

I figur 4-93 er MTBE-koncentrations-udviklingen i boring 145.2740 vist for scenarie 7. Som for scenarie 2 (figur 4-84) ligger koncentrationen her betydeligt over resultaterne fra basis-scenariet (figur 4-41). At resultaterne er meget sammenlignelige med dem fra scenarie 2 tilskrives, at indvindingen på Bolbro kildeplads er den samme i de to scenarier. Det samme gør sig gældende for boring 145.2552_1 (figur 4-94), hvor der igen observeres forhøjede koncentrationer ift. basis-scenariet (figur 4-42), men værdier der ligger tæt på scenarie 2 resultaterne (figur 4-85).



Figur 4-93. Gennembrudskurver for boring 145.2740 (Bolbro) som følge af udslip fra kulbrintekilde 461_04098 (se figur 4-17 for placering).

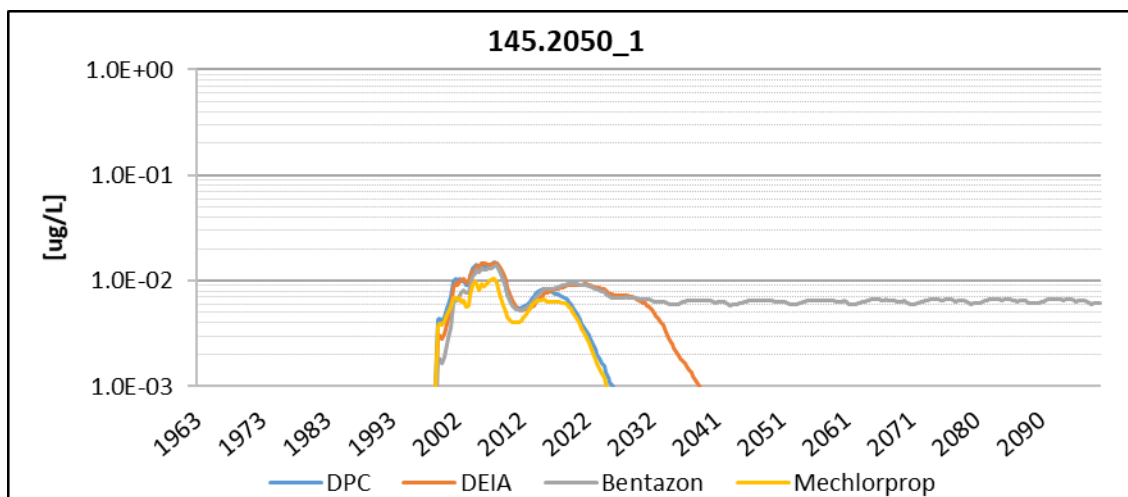


Figur 4-94. Gennembrudskurver for boring 145.2552 (Bolbro) som følge af udslip fra kulbrintekilde 461_04098 (se figur 4-17 for placering).

4.2.4.3 Fiktive kilder

Fiktiv kilde 18

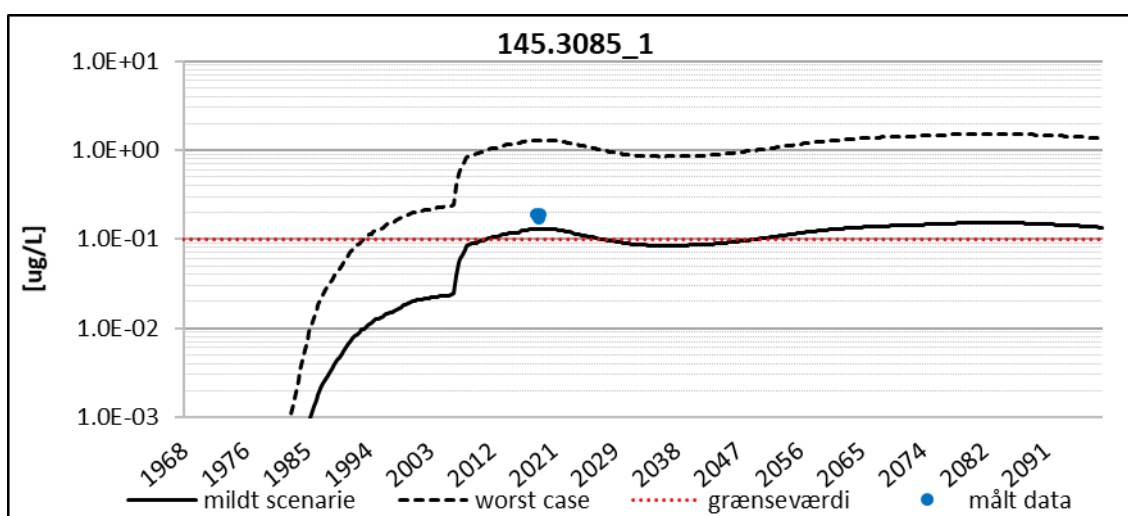
For de fiktive kilder findes der nævneværdige ændringer i boring 145.2050 (se figur 4-95). Her falder koncentrationen af mecloprop, DPC og DEIA relativt hurtigt til værdier på under 0,001 µg/L. I basis-scenariet skete dette fald betydeligt langsommere (figur 4-60), mens der i scenarie 2 (figur 4-87) findes både fald og stigninger i pesticid-koncentrationerne frem mod 2100.



Figur 4-95. Gennembrudskurver for boring 145.2050 (Eksercermarken) som følge af udslip fra fiktiv kilde 18 (se figur 4-17 for placering).

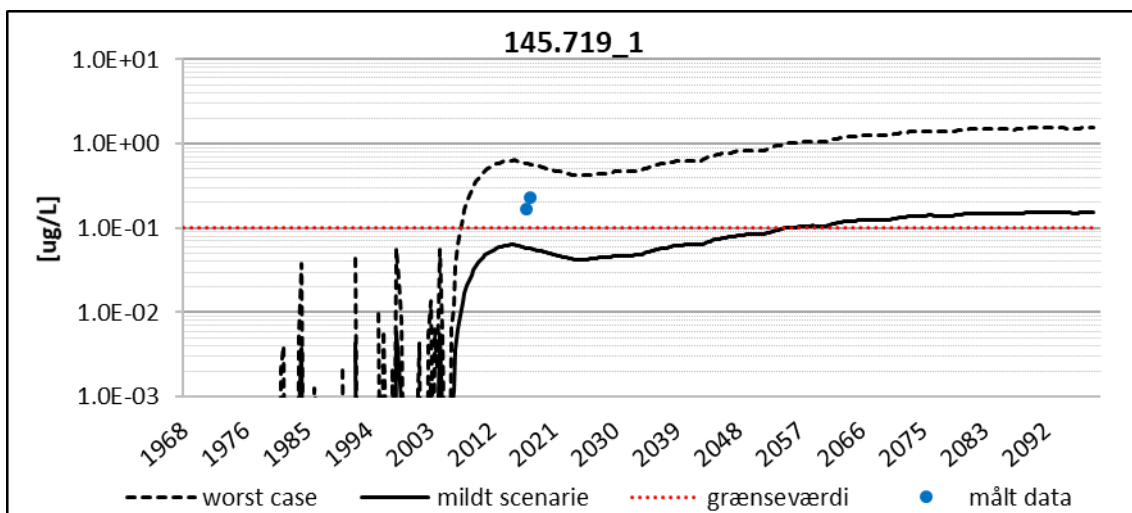
4.2.4.4 Fladekilde

På figur 4-96 ses resultaterne fra boring 145.3085 som resultat af DPC fladekilden i scenarie 7. Da der anvendes samme indvindingsrater ved Bolbro kildeplads findes der koncentrationer, som ligger meget tæt på scenarie 2 resultaterne (se figur 4-88).



Figur 4-96. Gennembrudskurver for boring 145.3085 (Bolbro vest) som følge af udslip af Desphenylchoridazon fra fladekilde. Resultater for mildt og worst case scenarium er illustreret.

I boring 145.719 ved Eksercermarken (figur 4-97) sker der til gengæld signifikante ændringer. I worst case udledningsscenarioet findes der mod slutningen af det 21. århundrede koncentrationer på over 1 µg/L, hvilket er betydeligt højere end både i basisscenariet (figur 4-75) og i scenarie 7 (figur 4-89). Resultatet illustrerer, at det ikke nødvendigvis medfører en reduktion i DPC koncentration, når indvindingsraten reduceres.



Figur 4-97. Gennembrudskurver for boring 145.719 (Eksercermarken) som følge af udslip af Desphenylchoridazon fra fladekilde. Resultater for mildt og worst case scenarium er illustreret.

5 Diskussion

Baseret på strømningsmodellen, som inkluderer en beskrivelse af den historiske periode 1900-2016, er der gennemført partikelbaneberegning for et stort antal (83 stk) punktkilder i indvindingsoplandet til Bolbro og Eksercermarken kildepladser. På den baggrund blev der udvalgt en delmængde (17 stk) til reaktiv stoftransportberegning. Til forskel fra partikelbaneberegningen tages der i stoftransportberegningen hensyn til opblanding og stofspredning, som skyldes geologiske heterogeniteter inden for de geologiske lag, samt sorption og eventuelt nedbrydning af stoffet i hhv. umættet zone samt i aerob og anaerob mættet zone. Der kan derfor optræde markante forskelle på de to typer af resultater, hvor stoftransportberegningerne giver en bedre mulighed for at vurdere forureningens skæbne og dermed handle på den viden, som resultaterne tilvejebringer.

Det kan være vanskeligt at vurdere, om modellen giver et troværdigt billede af forureningsudbredelsen i det modellerede område. Overensstemmelsen mellem beregnet (fladekilde) og målt desphenyl-chloridazon, se afsnit 4.2.1.6, indikerer imidlertid, at modellen, på trods af mange usikkerheder, en relativt grov rumlig opløsning, og på trods af den manglende mulighed for at kalibrere transportmodellen, producerer pålidelige resultater for stofgennembrud ved Bolbro og Eksercermarken kildepladser.

Stoftransportberegningerne blev gennemført på tre stofgrupper – pesticider, klorerede opløsningsmidler og oliestoffer. Mens nedbrydeligheden af pesticider og klorerede opløsningsmidler generelt er nul eller meget lille (se nedbrydningskonstanter i tabel 2-5), er den relativt stor for oliestofferne (kulbrinter), se tabel 2-15. Det medfører, at oliestofferne, som frigives fra lossepladserne, generelt er nedbrudt, før de når frem til kildepladserne og derfor ikke optræder i koncentrationer på over 0,001 µg/L. Den eneste undtagelse er MTBE, som har en relativt lav nedbrydningskonstant og derfor registreres i nævneværdige koncentrationer. Kun i et tilfælde, kulbrintekilde 461_70134, findes der koncentrationer af MTBE på over 0,01 µg/L. Det skal bemærkes, at denne koncentration repræsenterer worst-case scenariet, så der er forholdsvis lille sandsynlighed for at opnå højere koncentrationer.

For punktkilderne er det generelt pesticiderne, som findes i de højeste koncentrationer ved kildepladserne. Det skyldes primært den lave nedbrydelighed. I to tilfælde beregnes der PCE-koncentrationer, som ligger over eller tæt på 0,1 µg/L. Begge tilfælde skyldes udslip fra losseplads 461_00087, som resulterer i kortvarige peaks på Eksercermarken (145.2050 og 145.718). For begge borer aftager forureningen hurtigt igen til koncentrationer på under 0,001 µg/L. Pga. de relativt begrænsede koncentrationer, som punktkilderne resulterer i på kildepladserne, er det vurderet, at det ikke var relevant at regne på "mildt scenarium".

I tabel 5-1 ses en oversigt over de maksimale koncentrationer, som de enkelte kilder har givet anledning til. Punktkilderne giver, som nævnt ovenfor, kun undtagelsesvist anledning til høje koncentrationer. Med undtagelse af én losseplads er det kun fladekilden, som resulterer i koncentrationer på mere end 0,1 µg/L, som er grænseværdien for de fleste pesticider (se tabel 2-18). Fladekilden resulterer i koncentrationer på over 1,0 µg/L, hvilket giver anledning til, at også beregninger med mildt scenarium gennemføres. Selv i sidstnævnte tilfælde resulterer udslippet i DPC-koncentrationer på kildepladserne på over 0,1 µg/L. Gennembrudskur-

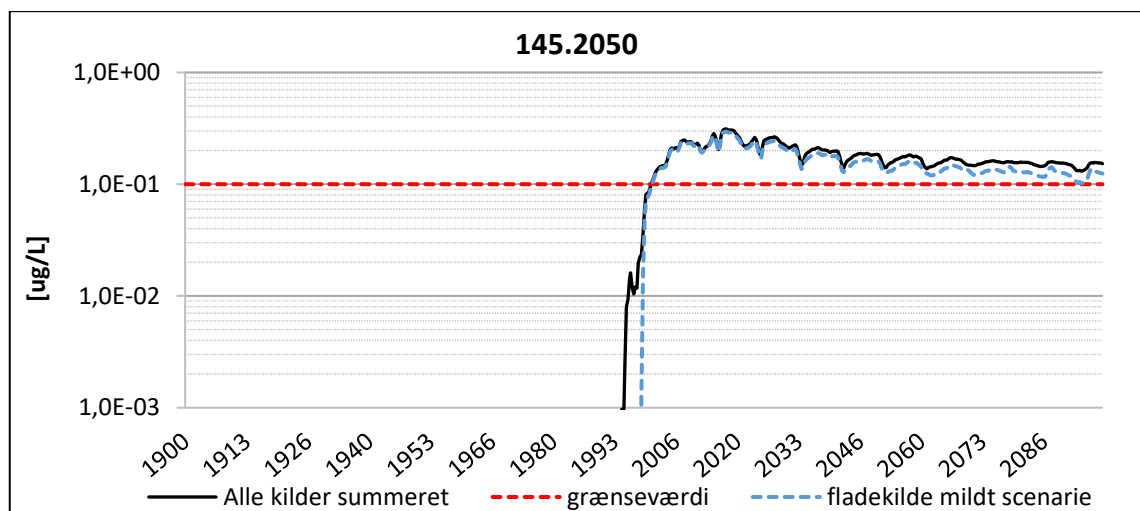
verne for desphenyl-chloridazon og figurerne med DPC-udbredelse (figur 4-81 og 4-82) indikerer endvidere, at problemerne vil fortsætte mange år ud i fremtiden og at koncentrationerne i mange tilfælde vil stige frem mod år 2100.

Tabel 5-1. Oversigt over maksimale koncentrationer ved Bolbro og Eksercermarkens kildepladser som følge af udslip fra punktkilder og fladekilde. Gennembrudskurver for hver punktkilde kan findes i afsnit 4.2.1. I bilag 2 er oversigten udvidet med borer og stoffer.

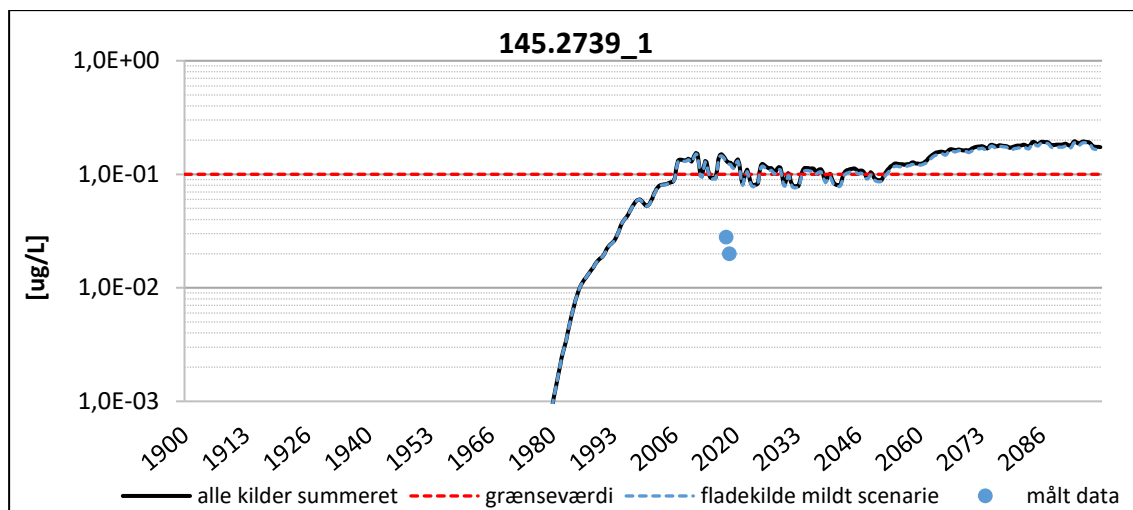
Kildetype	Punktkilde	Kildeplads	Over 0,001 [ug/L]	Over 0,01 [ug/L]	Over 0,1 [ug/L]	Over 1 [ug/L]	Over 10 [ug/L]
Lossepladser	461_00072	Eksercer		x			
	461_00074	Bolbro	x				
	461_00074	Eksercer	x				
	461_00075	Bolbro	x				
	461_00075	Eksercer	x				
	461_00087	Eksercer			x		
Pesticidkilder	461_81368	Bolbro	x				
	461_81368	Eksercer	x				
Kulbrintekilder	461_04098	Bolbro	x				
	461_05597	Eksercer	x				
	461_70134	Eksercer		x			
	461_70211	Eksercer	x				
Frugtplantager	Frugt10	Bolbro	x				
	Frugt10	Eksercer	x				
	Frugt14	Eksercer	x				
Fiktive kilder	Fiktiv10	Bolbro	x				
	Fiktiv14	Bolbro	x				
	Fiktiv14	Eksercer	x				
	Fiktiv18	Eksercer		x			
Fladekilde (roemark)	Worst case	Bolbro					x
	Worst case	Eksercer				x	
	Mildt	Bolbro				x	
	Mildt	Eksercer			x		

Baseret på de foreliggende modelberegninger, som er opsummeret i tabel 5-1, er der grund til at antage, at fundene af desphenyl-chloridazon skyldes forurening fra fladekilden, da disse beregninger er de eneste, som resulterer i koncentrationsniveauer, som stemmer overens med de målte koncentrationer, som er registeret i mange borer. Hvis punktkilderne skulle forårsage et tilsvarende forureningsbillede ville det kræve, at der lå mange punktkilder placeret "hensigtsmæssigt" omkring indvindingsboringerne, samt at kildestyrken var højere, end der er anvendt her. Det kan imidlertid ikke udelukkes, at forureningen med DPC i visse tilfælde skyldes en kombination af flade- og punkt-kilder. Resultaterne fra modellen skal tolkes med det forbehold, at stoftransportberegningerne fra specielt punktkilderne er sårbare overfor numerisk opblanding (da der anvendes forholdsvis store celler i modellen), hvilket kan resultere i en underestimation af koncentrationerne på kildepladserne. Denne effekt kan kun dokumenteres ved at gentage beregningerne med en mindre cellestørrelse, hvilket har ligget uden for dette projekts rammer. Desuden er der (se nedenfor) stor usikkerhed på kildestyrker og modelparametre, og det kan derfor ikke på det foreliggende grundlag udelukkes, at visse punktkilder kan udgøre en trussel for kildepladserne.

Det skal bemærkes, at der er gennemført separate modelberegninger for hvert af de 16 punktkilder samt fladekilden. Resultater herfra gør det muligt at vurdere risikoen for hvert enkelt kilde, hvilket er hensigtsmæssigt i forbindelse med prioritering af en given indsats. Til gengæld er det ikke umiddelbart muligt at vurdere den samlede effekt, som kombinationen af to eller flere kilder vil have på koncentrationen i en given boring. F.eks. sker der udslip af desphenyl-chloridazon fra både lossepladserne, de fiktive kilder og fladekilden, og det må forventes, at det resulterer i en højere koncentration ved kildepladserne, end hvis de enkelte kilder optrådte alene. For at opnå et estimat for den samlede effekt af forureningsudslip fra alle kilder samtidigt, præsenteres her resultater, hvor koncentrationerne hidrørende fra alle kilderne er summeret. I princippet vil forureningen med et givent stof frigivet fra forskellige kilder ikke være uafhængige, idet stofspredningen fra én kilde vil påvirke koncentrationer og gradienter i det område, hvor forureningsfanerne overlapper. Det antages imidlertid her (baseret på test-beregninger med modellen), at denne effekt er relativt begrænset og at en simpel summation af de enkelte simuleringers resultater vil give et troværdigt overslag på koncentrationsudviklingen som følge af udslip fra alle kilder på en gang. Som eksempel ses i figur 5-1 og 5-2 resultater fra hhv. Eksercermarken og Bolbro. Der findes meget lille forskel mellem effekten af fladekilden alene og summen af både fladekilden og punktkilderne (for DPC). Det skyldes, at koncentrationen, der opnås som følge af fladekilden, er meget højere end summen af punktkilderne.



Figur 5-1 Samlet DPC forurening ved boring 145.2050 (Eksercermarken) (med mildt fladekilde-scenarie).



Figur 5-2 Samlet DPC forurening ved boring 145.2739 (Bolbro) (med mildt fladekildescenarie).

Usikkerheden på forureningsudbredelsen er ikke kvantificeret i nærværende projekt. De største usikkerhedskilder vurderes at være tilknyttet den geologiske model, de hydrauliske parametre i den hydrologiske model samt stoftransportparametrene. Desuden forventes det fremtidige klima og grundvandsindvinding at få indflydelse på resultaterne. Den manglende forskel mellem resultaterne i basisscenariet og scenarie 2 og 7 indikerer, at den geologiske struktur er vigtig for strømningsvejene og dermed udbredelsen af en given forurening. I Odense Vest er det specielt de begravede dale, som kontrollerer hvilken vej vandet strømmer, og eventuelle unøjagtigheder på kortlægningen af dalene vil derfor have stor betydning for resultaterne. Dette er i overensstemmelse med andre studier (f.eks. He et al., 2013 og Sonnenborg et al. 2015), som har vist, at vandets – og dermed opløste stoffers – rejseveje er stærkt afhængig af strukturen på den geologiske model, f.eks. placering af begravede dale eller sammenhæng mellem forskellige magasiner. En anden væsentlig usikkerhedskilde vurderes at være stoftransportparametrene; kildestyrke, 1. ordens nedbrydningskonstant og sorptionskonstant. Som beskrevet i kapitel 2 er fastsættelsen af specielt nedbrydningskonstanten i grundvandszonen meget usikker, og da modellens resultater er højst følsomme overfor værdien af denne parameter, er dette en af de vigtigste kilder til usikkerhed på de fundne resultater.

6 Konklusion

Baseret på en ikke-stationær integreret hydrologisk model udviklet i WP2 (Kidmose og Sonnenborg, 2018), er der gennemført partikelbaneberegninger og efterfølgende reaktiv stoftransportberegninger for indvindingsoplandene til Bolbro og Eksercermarken kildepladser. Modellen udmærker sig ved at beskrive det hydrologiske kredsløb hele tilbage fra år 1900, baseret på tilgængelige data for klima (nedbør, temperatur og fordampning) og grundvandsindvinding. Der er både regnet på punkt- og fladekilder, hvor der fra punktkilderne frigives tre forskellige stofgrupper (fem oliestoffer, syv pesticider, to klorerede opløsningsmidler) afhængig af kildetype.

Resultaterne fra stoftransportberegningerne viser, at punktkilderne udgør en mindre risiko for kildepladserne. Der beregnes kun undtagelsesvist koncentrationer i nærheden af 0,1 µg/L til trods for, at der specificeres "worst case" scenarium for kildestyrke og transportparametre. Derimod viser fladekilden med desphenyl-chloridazon sig at være vigtig, og resultater både i scenariet med høj og middel kildestyrke i koncentrationer ved kildepladserne, som overskrider grænseværdien. Fladekilden er i stand til at forklare, hvorfor der observeres relativt høje desphenyl-chloridazon-koncentrationer i mange borer, hvilket ikke er muligt på basis af punktkilderne.

Der er i projektet arbejdet med en metode, hvor der først gennemføres partikelbanesimuleringer fra en lang række potentielle punktkilder, og der på basis heraf laves stoftransport på en delmængde af kilderne. Dette har vist sig at være en hensigtsmæssig fremgangsmåde. En partikelbanesimulering kan med den opsatte model gennemføres på af størrelsesorden én time, hvorimod en stoftransportberegning typisk tager af størrelsesorden ét døgn. Der er derfor sparet mange ressourcer ved at lave en indledende screening af punktkilderne med partikelbanesimuleringer. Stoftransportsimuleringerne inkluderer udover spredningsprocesser, nedbrydning og sorption også transporten gennem umættet zone, og der opnås dermed en mere komplet beskrivelse af stoffernes skæbne. Modellen giver imidlertid ikke i alle tilfælde en ideel beskrivelse af processer, f.eks. giver modellen ikke mulighed for at beskrive olie-stoffers eventuelle strømning som fri fase eller at arbejde med sekventiel nedbrydning (se kapitel 2), hvilket bidrager til modellens usikkerhed (se nedenfor).

På baggrund af overensstemmelsen mellem model og data for desphenyl-chloridazon vurderes modellen at give pålidelige resultater. Dette er bemærkelsesværdigt, da det pga. manglende stoftransportdata ikke har været muligt at kalibrere transportmodellen. Beregningerne er med andre ord gennemført på basis af en hydrologisk model, som udelukkende er kalibreret mod hydrologiske data (grundvandsstand og vandløbsafstrømning). Alle stoftransportparametre er estimeret ud fra tilgængelig litteratur.

Usikkerheden på modellens resultater vurderes at være relativ høj, ikke mindst fordi det ikke har været muligt at kalibrere stoftransportparametrene. Især kildestyrker og nedbrydningsparametre vurderes at være behæftet med signifikant usikkerhed for de fleste kilder og stoffers vedkommende. Det ville derfor have været ønskeligt, hvis der var data til rådighed til at gennemføre en kalibrering (som gennemført for strømningsmodellen). I det aktu-

elle tilfælde er et begrænset datasæt for desphenyl-chloridazon blevet anvendt til at validere modellen. Det kunne være ønskeligt at supplere de præsenterede resultater med en usikkerhedsanalyse, hvor specielt effekten af usikkerheden på stoftransportparametrene blev analyseret. Det ville i givet fald kræve, at der blev fremskaffet realistiske estimater for de intervaller, som parametrene forventes at ligge indenfor, hvilket er en kompliceret opgave. Desuden er det en beregningsmæssig udfordring at gennemføre en egentlig usikkerhedsanalyse med modellen pga. relativt lange beregningstider.

7 Referencer

Albers, C., Ernstsén, V. & Johnsen A. R (n.d.). *Pesticide sorption in fractured clayey till may vary orders of magnitude depending on the soil domain and the presence of liquid manure*. Submitted.

Albright V. C., Murphy I. J., Anderson A. & Coats J. A. (2013). *Fate of atrazine in switch grass – soil column system*. *Chemosphere* 90: 1847–1853

Andersen L., Broholm K. & Grøn C. (2008). *Sammensætning af olie og benzin. Kemiske profiler til brug for risikovurdering*. Miljøstyrelsen. Miljøprojekt Nr. 1220.

Dahlstrøm et al. (2003). *Miljøprojekt nr. 785, Teknologiuudviklingsprogrammet for jord- og grundvandsforurening. Risikovurdering af MTBE-forurening i forhold til grundvandet*. <https://www2.mst.dk/udgiv/publikationer/2003/87-7972-532-5/html/hele-publ.htm#3.3%20M%C3%A5lte%20koncentration%20af%20MTBE%20og%20benzen>.

DHI (2016). *MIKE SHE. Volume 1: User Guide*. MIKE powered by DHI.

Engvild K. C. & Jensen H. L. (1969). *Microbiological decomposition of the herbicide pyrazone*. *Soil Biol Biochem* 1: 295-300.

EU (2016). *Regulation (EU) n°528/2012 concerning the making available on the market and use of biocidal products. Evaluation of active substances. Assessment Report. Tolyfluanid*. http://dissemination.echa.europa.eu/Biocides/ActiveSubstances/0055-07/0055-07_Assessment_Report.pdf

EFSA Scientific Report (2005) 29, 1-76, *Conclusion on the peer review of tolyfluanid*.

Ernstsén, V. & von Platen, F. (2015). Opdatering af det nationale redoxkort fra 2006. T Teknisk rapport, De nationale geologiske undersøgelser for Danmark og Grønland, Klima-, Energi- og Byggeriministeriet.

He, X.L., K.H. Jensen, T.O. Sonnenborg, F. Jørgensen, A-S. Høyer, and R.R. Møller (2013), Analyzing the effects of geological and parameter uncertainty on groundwater head and travel time, *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 17, 3245-3260, doi:10.5194/hess-17-3245-2013.

Holm J, Kjærgaard M, Baumann J. 2007. MTBE Undersøgelse af grundvandet nedbørstrøms idriftværende og tidligere benzinstationer. Miljøprojekt nr. 1161. Miljøstyrelsen.

Johnsen A. (2018). *Forekomst af desphenyl-chloridazon og methyldesphenyl-chloridazon i grundvandet*. GEUS-notat 05-VA-18-01.

Kidmose, J. & Sonnenborg, T. O. (2018). *Fælles grundvand – Fælles ansvar: WP2 Hydrologisk model*. Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse Rapport 2018/33. De Nationale Geologiske Undersøgelser for Danmark og Grønland. Energi-, Forsynings- og Klimaministeriet.

Landbrugets rådgivningscenter. (2002). *Dyrkningsvejledning – sukkerroer*. Henvendelse til Planteavlskonsulenten.

Lindhardt B., Abildtrup C., Vosgerau H., et al. (2001). *The Danish pesticide leaching assessment program. Site characterization and monitoring design*. Geological Survey of Denmark and Greenland (GEUS).

Ludvigsen L. et al. (2005). *BAM's skæbne i grundvand. Miljøprojekt nr. 1000, Miljøstyrelsen*. <https://www2.mst.dk/udgiv/publikationer/2005/87-7614-599-9/html/default.htm>

Middeldatabasen.dk (2018). Middeldatabasen indeholder oplysninger om de plantebeskyttelsesmidler (pesticider), der bliver eller har været anvendt i Danmark. Databasen vedligeholdes af SEGES P/S. Data er indhentet fra Miljøstyrelsen, kemikaliefirmaerne, Dansk Planteværn et al. Siden er besøgt oktober 2018.

Miljøstyrelsen (2017a). Notat. *Salg og anvendelse af chloridazon i Danmark*.

Miljøstyrelsen (2017b). *Pesticider og biocider*. Salgstal 1956-2004.

Miljøstyrelsen (2016). *BEK nr. 802 af 01/06/2016*. Bekendtgørelse om vandkvalitet og tilsyn med vandforsyningsanlæg

Miljøstyrelsen (2018). *BEK nr. 1068 af 23/08/2018*. Bekendtgørelse om vandkvalitet og tilsyn med vandforsyningsanlæg

Miljø- og Fødevareministeriet (2018). Drikkevandsbekendtgørelsen. BEK nr 1068 af 23/08/2018

OECD (2002). *OECD Guideline 308 Aerobic and Anaerobic Transformation in Aquatic Sediment Systems*. https://www.oecd-ilibrary.org/environment/test-no-308-aerobic-and-anaerobic-transformation-in-aquatic-sediment-systems_9789264070523-en

Ottosen C. B., Bjerg P. L., Broholm M. M., Søndergård G. L. (2018). *Nedbrydningsrater til brug i GrundRisk risikovurdering – Litteraturstudie*. Miljøstyrelsen.

Papiernik S. K., Koskinen W. C., Cox L. et al. (2006). *Sorption-Desorption of Imidacloprid and Its Metabolites in Soil and Vadose Zone Materials*. Journal of Agricultural and Food Chemistry 54, 8163–8170.

PPDB (2018). *Pesticides Properties Data Base*: www.ppdb.co.uk. Siden er besøgt oktober 2018.

PubChem (2018). *Open Chemistry Database*: <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov>. Siden er besøgt oktober 2018.

Sandersen P., A. Kallesøe (2017), Odense Vest – 3D geologisk/hydrostratigrafisk detailmodellering, GEUS Rapport 2017/25.

Sonnenborg, T.O., D. Seifert, and J.C. Refsgaard (2015), Climate model uncertainty versus conceptual geological uncertainty in hydrological modeling, *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 19, 3891-3901, doi:10.5194/hess-19-3891-2015.

Sonnenborg, T. O, Scharling, P. B., Hinsby, K., Rasmussen, E. S., Engesgaard, P (2016). *Aquifer Vulnerability Assessment Based on Sequence Stratigraphic and ³⁹Ar Transport Modelling*. *Groundwater*, Vol. 54, No. 2, pp. 214-230.

Thorling L., Ditlefsen C., Ernstsens E., Hansen B., Johnsen A. R., Troldborg L.(2018). *Grundvand. Status og udvikling 1989-2016*. Teknisk Rapport, GEUS.

Thorling L., Albers, C.N., Ditlefsen C., Ernstsens E., Hansen B., Johnsen A. R., Troldborg L.(2019). *Grundvand. Status og udvikling 1989-2017*. Teknisk Rapport, GEUS.

ToxNet (2018). *Toxicology Data Network*: <https://toxnet.nlm.nih.gov>. Siden er besøgt oktober 2018.

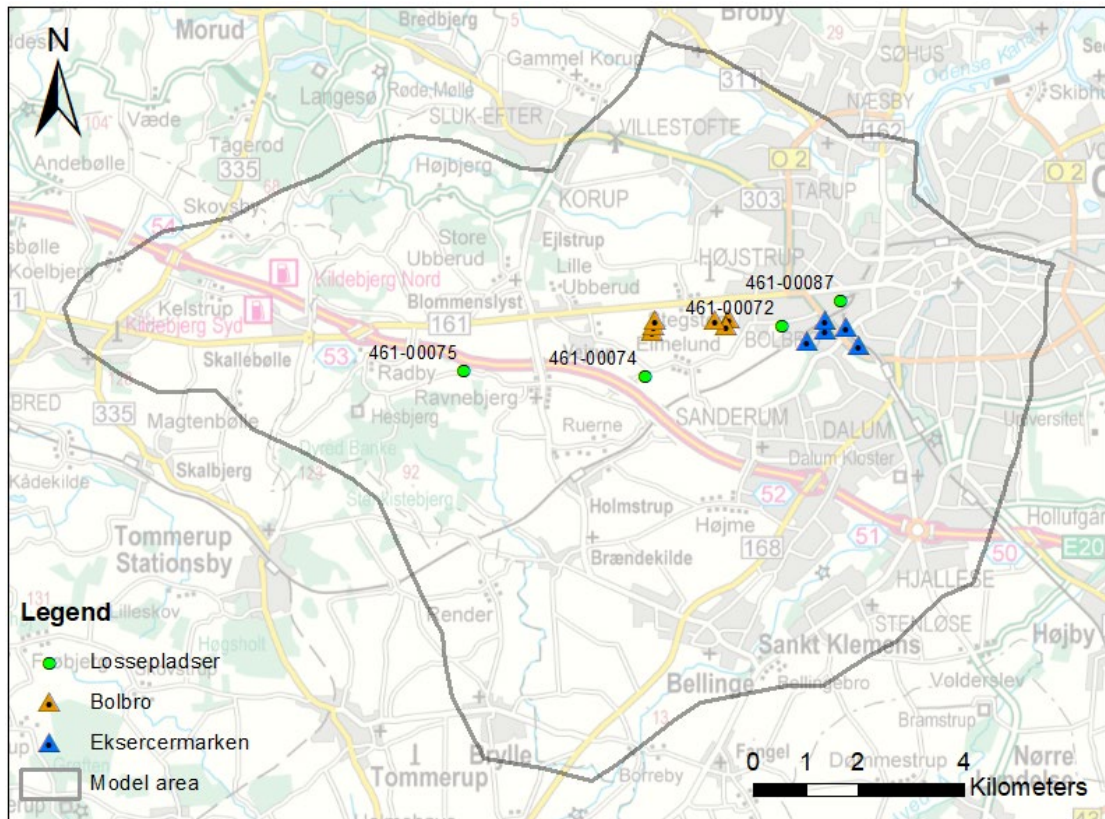
U.S. EPA (2018). *Soil screening guidance: user's guide: Washington, D.C.*, U.S. Environmental Protection Agency, Office of Solid Waste and Emergency Response Publication. 9355.4-23, variously paged.

Bilag

1 Udvalgte punktkilder til videre stoftransportmodellering

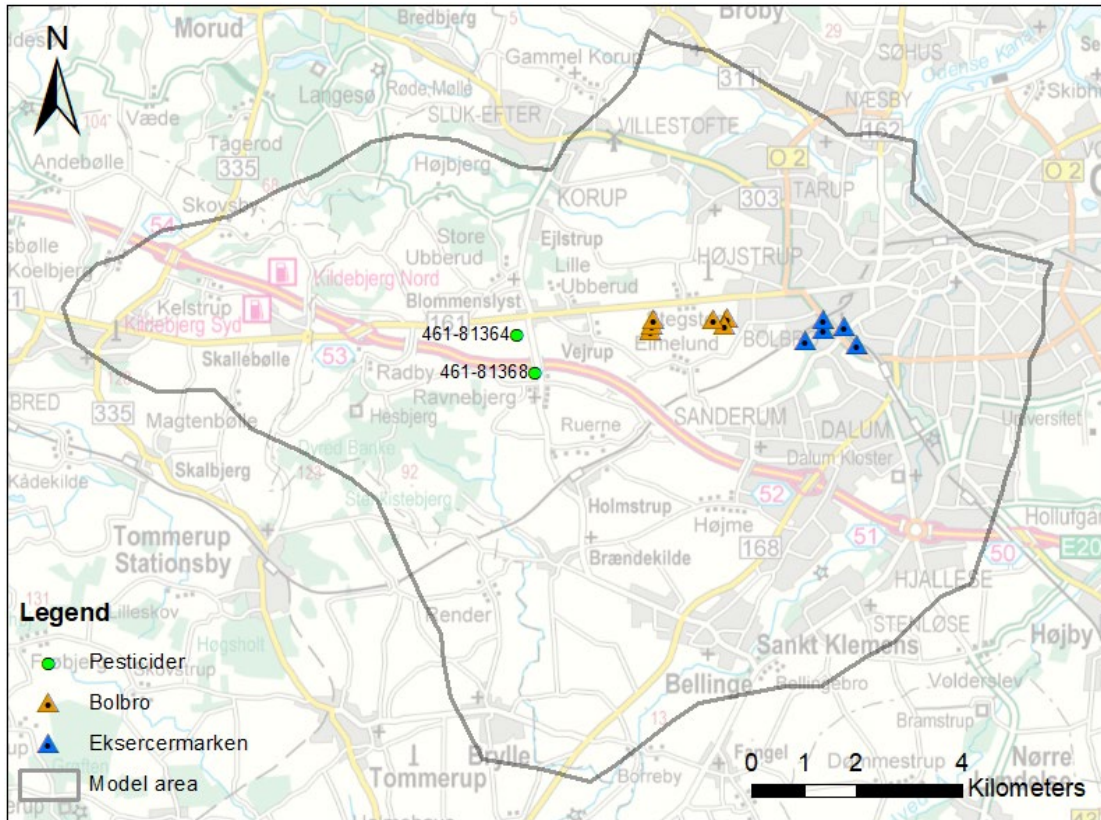
I det følgende er de punktkilder præsenteret,

Lossepladser



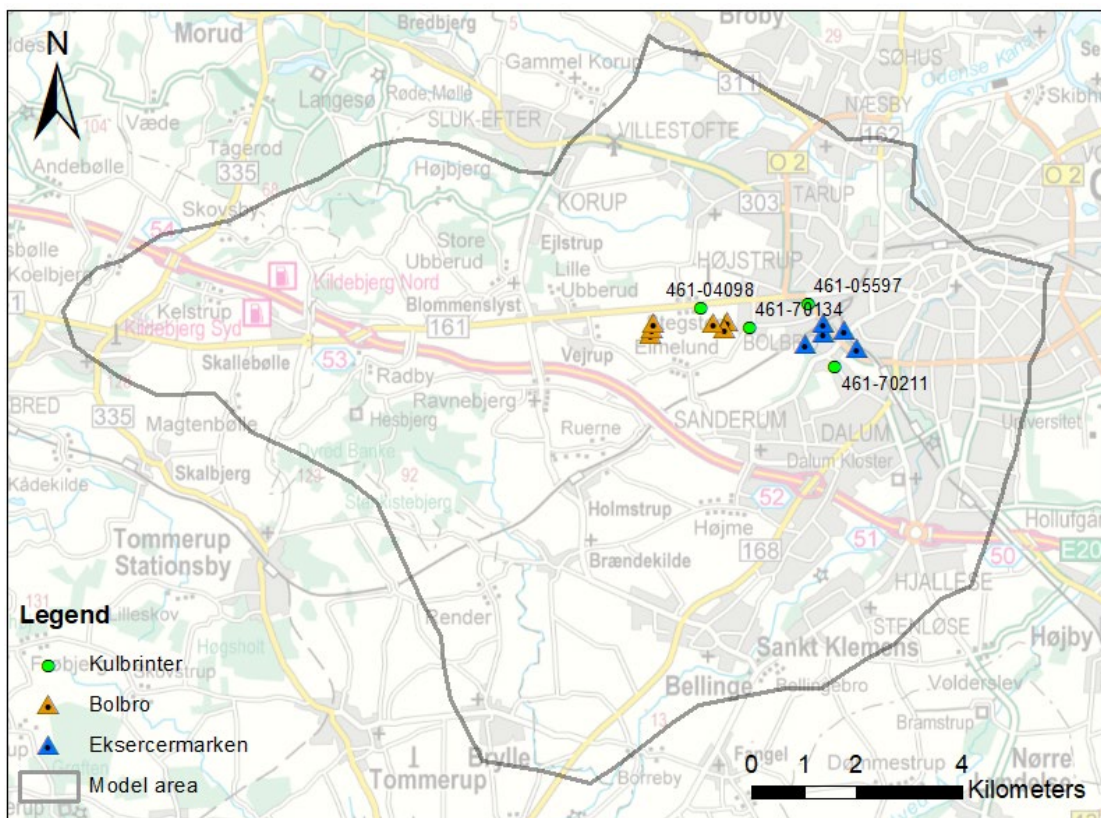
Figur 0-1. Lossepladser der er udvalgt til videre stoftransportmodellering.

Pesticider



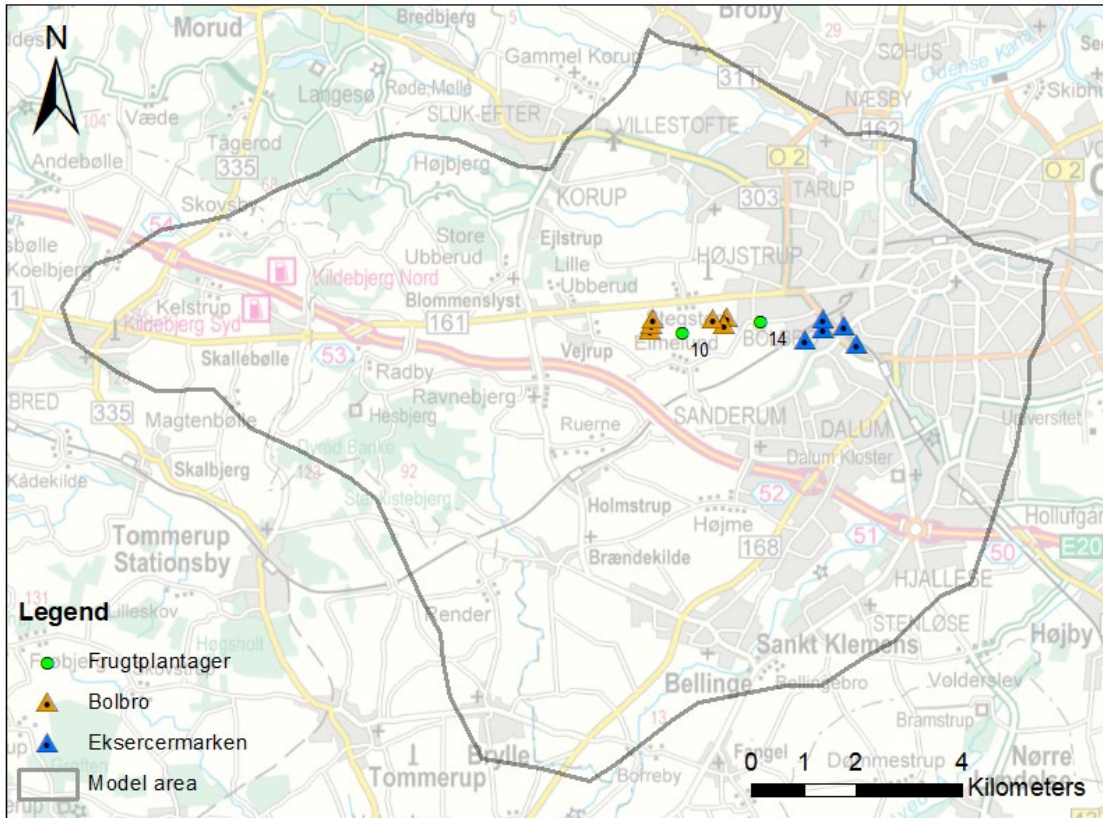
Figur 0-2. Pesticidkilder der er udvalgt til videre stoftransportmodellering.

Kulbrinter



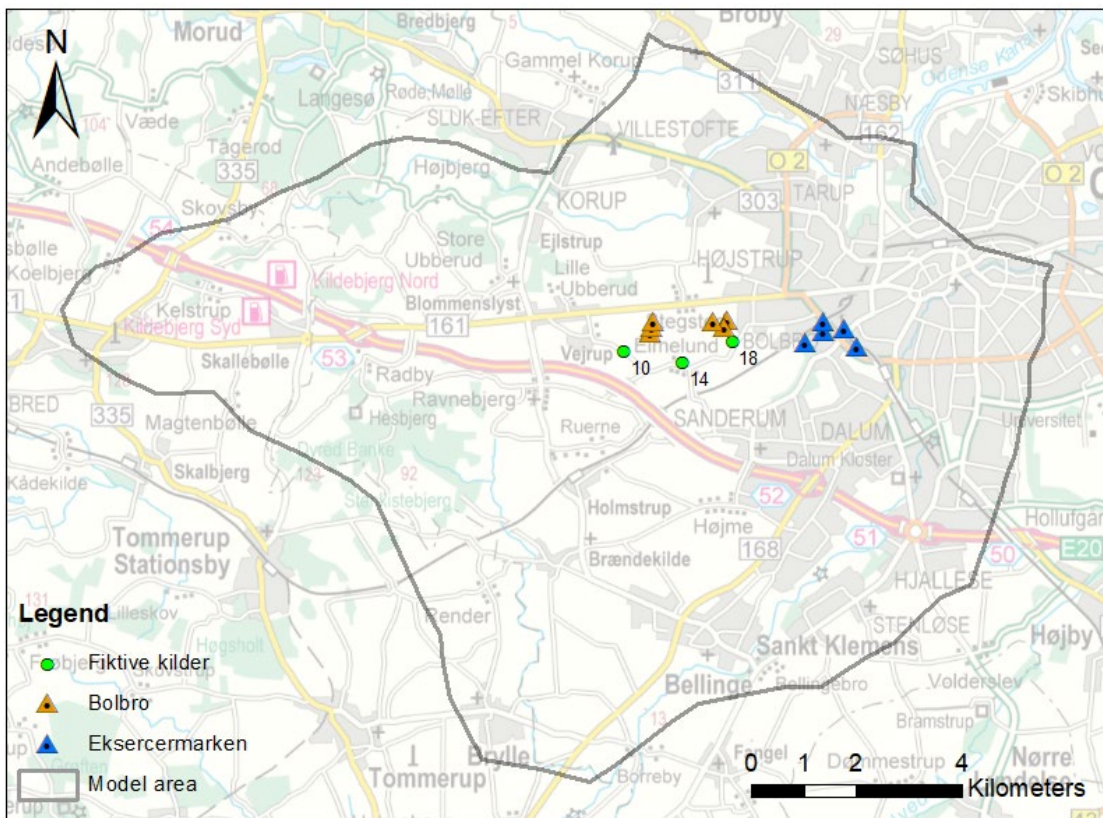
Figur 0-3. Kulbrintekilder der er udvalgt til videre stoftransportmodellering.

Frugtplantager



Figur 0-4 Frugtplantager der er udvalgt til videre stoftransportmodellering.

Fiktive kilder



Figur 0-5. Fiktive kilder der er udvalgt til videre stoftransportmodellering.

2 Oversigt over forureningstruede boringer

Tabel 0-1 Oversigt over maksimale koncentrationer ved Bolbro og Eksercermarken kildepladser. I de to søjler til højre ses, i hvilke boringer den angivne overskridelse sker og med hvilke stoffer.

Kildetype	Punktkilde	Kildeplads	Over				Over	Over	Over	Boring(er)	Stof(fer)
			0.001 [ug/L]	0.01 [ug/L]	0.1 [ug/L]	1 [ug/L]					
Lossepladser	461_00072	Eksercer		x					145.2399; 145.2050	4 pesticider; 2 chlorerede	
	461_00074	Bolbro	x						145.2739	4 pesticider	
	461_00074	Eksercer	x						145.2399; 145.2050; 145.718	4 pesticider	
	461_00075	Bolbro	x						145.2739; 145.3083	4 pesticider	
	461_00075	Eksercer	x						145.2050; 145.718	4 pesticider	
	461_00087	Eksercer			x				145.2050; 145.718	4 pesticider	
Pesticidkilder	461_81368	Bolbro	x						Alle 6 Bolbro boringer	4 pesticider	
	461_81368	Eksercer	x						145.2399; 145.2050; 145.718	4 pesticider	
Kulbrintekilder	461_04098	Bolbro	x						145.2740; 145.2552_1_2	MTBE	
	461_05597	Eksercer	x						145.2050; 145.718	MTBE	
	461_70134	Eksercer		x					145.2050; 145.718; 145.2025	MTBE	
	461_70211	Eksercer	x						145.719	MTBE	
Frugtplantager	Frugt10	Bolbro	x						145.2739	DMS	
	Frugt10	Eksercer	x						145.718; 145.2050	DMS	
	Frugt14	Eksercer	x						145.2399	DMS, BAM	
Fiktive kilder	Fiktiv10	Bolbro	x						145.2740; 145.2552_1_2	4 pesticider	
	Fiktiv14	Bolbro	x						145.2739; 145.2740; 145.2552_2	4 pesticider	
	Fiktiv14	Eksercer	x						145.718; 145.2050; 145.2399	4 pesticider	
	Fiktiv18	Eksercer		x					145.718; 145.2025; 145.2050; 145.2399	4 pesticider	
Fladekilde (roemark)	Worst case	Bolbro						x	145.2552_2	DPC	
	Worst case	Eksercer					x		145.2399; 145.718; 145.2050	DPC	
	Mildt	Bolbro					x		145.2552_2	DPC	
	Mildt	Eksercer						x	145.2399; 145.718; 145.2050	DPC	